

---

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

---

**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)**

**FERNANDA FERRARI**

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

**Agosto - 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)**

FERNANDA FERRARI

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

Rio Claro  
Estado de São Paulo - Brasil  
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)**

FERNANDA FERRARI

ORIENTADOR: DR. CARLOS EDUARDO DE MATTOS BICUDO

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

Rio Claro  
Estado de São Paulo - Brasil  
2010

589.3 Ferrari, Fernanda  
F375e 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) / Fernanda Ferrari. - Rio Claro  
: [s.n.], 2010  
343 f. : il., figs., gráfs., tabs., mapas

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista,  
Instituto de Biociências de Rio Claro  
Orientador: Carlos Eduardo de Mattos Bicudo

1. Alga. 2. Ecologia. 3. Monitoramento. 4. Estado trófico.  
5. Ambientes aquáticos lênticos. 6. Comunidades. I. Título.

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

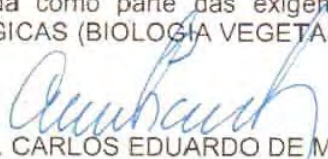
**CERTIFICADO DE APROVAÇÃO**

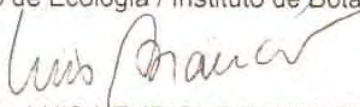
**TÍTULO:** ESTRUTURA E DINÂMICA DA COMUNIDADE DE ALGAS PLANCTÔNICAS E PERIFÍTICAS (COM ÊNFASE NAS DIATOMÁCEAS) EM RESERVATÓRIOS OLIGOTRÓFICO E HIPERTRÓFICO (PARQUE ESTADUAL DAS FONTES DO IPIRANGA, SÃO PAULO)

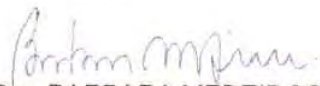
**AUTORA:** FERNANDA FERRARI


**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  
Seção de Ecologia / Instituto de Botânica

  
Prof. Dr. LUIS HENRIQUE ZANINI BRANCO  
Departamento de Zoologia e Botânica / Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas de São José do Rio Preto

  
Profa. Dra. BARBARA MEDEIROS FONSECA  
Universidade Católica de Brasília

  
Profa. Dra. SUELI TRAIN  
Universidade Estadual de Maringá

  
Profa. Dra. LILIANA RODRIGUES  
Departamento de Biologia / Universidade Estadual de Maringá

Data da realização: 04 de agosto de 2010.

Aos meus queridos pais, por todo o esforço,  
dedicação e compreensão em todos os  
momentos desta e de outras caminhadas.

Dedico.

*“ Cada pessoa deve trabalhar para o seu  
aperfeiçoamento e, ao mesmo tempo, participar  
da responsabilidade coletiva por toda a  
humanidade.”  
Marie Curie*

## **Agradecimentos**

Neste espaço, gostaria de expressar meus agradecimentos a todos que colaboraram para a concretização deste trabalho.

*Dr. Carlos Eduardo de Mattos Bicudo, estou honrada por ter sido sua aluna. Obrigada pela oportunidade, por ter acreditado na realização desta pesquisa e, ainda, por compartilhar, não apenas o seu “invejável” conhecimento científico e cultural, mas também vários dos seus momentos. Serás sempre o meu mestre querido.*

*Dra. Denise de Campos Bicudo, agradeço-te pela acolhida em São Paulo, por toda a preocupação com o meu bem estar e por toda a ajuda prestada durante o desenvolvimento da tese. Suas sugestões e críticas foram valiosíssimas.*

*Dra. Carla Ferragut, sua ajuda durante o desenvolvimento deste trabalho foi fundamental, especialmente no início. Muito obrigada pela sua disponibilidade em colaborar e esclarecer sempre. Mas, muito mais do que isso, agradeço-te por todos os conselhos (científicos e pessoais) e, principalmente, pela amizade demonstrada durante este período.*

*Ao Dr. João Carlos Nabout e ao Dr. Luis Mauricio Bini, da Universidade Federal de Goiás, agradeço de forma muito especial pela acolhida simpática quando estive em Goiânia e pela importante ajuda com a estatística utilizada na tese. Muito obrigada!*

*Meus estimados amigos! Quanta saudade já sinto e sentirei de vocês. Cada um, com seu jeito especial, tornou os meus dias na seção, mais leves e divertidos. Aos mais antigos, Alexandre F. Rodello, Danielle E. Oliveira, Ilka S. Vercellino, Jennifer W. Liu, Luciane O. Crossetti, Marina Massagardi, Samantha Faustino, todos vocês são muito especiais. Aos atuais, Bárbara G. Pellegrini, Carlos E. Wetzel, Daiane T. da Silva, Débora F. Goes, Jeniffer Pereira, Luciane Fontana, Luciana R. Godinho, Majoi Nascimento, Mariane L. de Souza, Murilo Borduqui, Priscilla Denise, Sandra V. Costa, Sidney Fernandes, Simone Wengrat, Tatiane A. de Jesus, Thiago R. Santos e Yukio da Silva, vocês fazem parte das minhas melhores lembranças. Com vocês aprendi o sentido da expressão “trabalhar em equipe”. Além da amizade, obrigada sinceramente pela participação nas minhas coletas, em campo e em laboratório. Sem a ajuda de vocês seria muitíssimo mais difícil “dar conta” de todo o trabalho. Agradeço igualmente por cada discussão sobre ciência em geral e sobre assuntos da nossa área de pesquisa. Tenho certeza de que a troca de informação e conhecimento colaborou efetivamente para a minha formação.*

*Marli Battaglia, Maria Auxiliadora Pinto, Amariles de Souza e Valdenice Amorin: queridas panteras, obrigada pela alegria e espontaneidade, e por toda a ajuda dispensada durante este tempo. Vocês são fundamentais no desenvolvimento dos nossos trabalhos.*

*Juçara Bordin, Priscila da Silva e Sandra V. Costa... puxa meninas (“super poderosas” do quarto sete!), quantas gargalhadas, não foi? Como foi especial o nosso tempo de convivência no alojamento. Vocês tornaram os*



*dias naquele lugar muito mais agradáveis, e se transformaram em grandes amigas. Obrigada por cada conversa, cada sorriso e cada conselho. Foram mais do que especiais.*

*Agradeço também aos amigos queridos que compartilharam comigo o alojamento do Instituto de Botânica. Obrigada pela companhia alegre nos inúmeros jantares e no famoso jogo do “mau-mau”.*

*De forma especial, agradeço aos que permaneceram presentes no período “pós-alojamento” em São Paulo: Juçara Bordin, Luciana Canêz, Patricia Jungbluth, Priscila da Silva, Berta L. Villagra, Adriano A. Spielmann, Camila Malone, Fernanda Karstedt, Denílson Peralta e Pedro B. Schwartsburd, obrigada por cada reunião ou jantar nos nossos apartamentos, obrigada por cada passeio ou viagem que fizemos juntos, obrigada por cada sorriso e brincadeira nos momentos de alegria e também por toda a força e união naqueles não tão felizes... Sinto uma imensa saudade de tudo e jamais esquecerei a amizade sincera que vocês demonstraram durante o tempo que convivemos. Também tenho certeza de que agora, mesmo a quilômetros de distância, estaremos sempre próximos.*

*Angélica C. R. da Rocha e Kleber R. S. Santos, não tenho palavras para agradecer o carinho e a amizade que vocês demonstraram por mim desde o dia em que cheguei em São Paulo, até o momento final de execução desta tese. Vocês demonstraram ser mais que amigos, foram meus anjos da guarda, são meus irmãozinhos queridos que eu jamais esquecerei!! Muito, muito obrigada por tornarem mais leves os momentos difíceis e muito obrigada pelos infindáveis momentos alegres. Vocês são os melhores e mais leais companheiros que alguém pode querer!*

*Minha família querida, vocês são o meu suporte, o meu porto seguro. Tudo o que eu escrever aqui será muito pouco para expressar o quanto eu vos amo. Muito obrigada pelo apoio irrestrito e pela compreensão nos momentos de ausência.*

*Enfim, agradeço a todos os funcionários e pesquisadores do Instituto de Botânica, especialmente do Núcleo de Pesquisas em Ecologia, pela colaboração e momentos de descontração.*

*Agradeço igualmente ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pela concessão de bolsa de doutorado.*

*Especialmente à Deus, por guiar meus passos e pela constante proteção.*

O presente trabalho objetivou avaliar a estrutura das comunidades perifítica e fitoplanctônica (com ênfase nas diatomáceas), e verificar a influência da escala temporal e espacial sobre a variabilidade dessas comunidades, identificando o principal fator controlador dessa variabilidade. O trabalho foi desenvolvido em dois reservatórios com diferentes estados tróficos no Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, Município de São Paulo. Amostragens mensais do perifíton desenvolvido em lâmina de vidro e do fitoplâncton da coluna d'água foram feitas durante 12 meses consecutivos (setembro/2006-agosto/2007) nas regiões pelágica e litorânea do Lago do IAG (oligotrófico) e na região pelágica e em duas entradas no Lago das Garças (hipertrófico). Foram analisadas: transparência da água, temperatura, pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, alcalinidade total, formas de carbono inorgânico, formas totais e dissolvidas de nitrogênio e fósforo e ortossilicato (variáveis abióticas); e clorofila-*a* fitoplanctônica e perifítica, conteúdos de nitrogênio e fósforo, massas seca e orgânica do perifíton (variáveis bióticas). Os dados foram avaliados mediante estatística descritiva e análises exploratórias multivariadas. A variabilidade temporal foi preponderante sobre a espacial em cada sistema, sendo a última resultante das condições limnológicas mais uniformes entre as regiões. No sistema oligotrófico, a comunidade perifítica foi influenciada por ambos os recursos nutrientes e luz enquanto no sistema hipertrófico, a disponibilidade de luz, fortemente influenciada pela floração de cianobactérias planctônicas, foi o principal fator regulador do acréscimo de biomassa. A composição química e as razões N:P do perifíton representaram a limitação nutricional apenas no sistema oligotrófico, indicando que o potencial desta comunidade como indicadora da disponibilidade de nutrientes foi maior neste ambiente. A estrutura da comunidade respondeu espacialmente e temporalmente ao estado de trofia dos ambientes, aumentando a densidade total de espécies e diminuindo a riqueza e a diversidade em condições de maior disponibilidade de nutrientes. As diatomáceas, acompanhadas das crisofíceas e clorofíceas, foram mais importantes no reservatório oligotrófico, durante a época seca, período com maior disponibilidade de nutrientes. No sistema hipertrófico, a redução da abundância de diatomáceas culminou com o aumento da abundância das cianobactérias na região pelágica, e de clorofíceas nas entradas do sistema. A variabilidade das diatomáceas no Lago das Garças foi regulada pelo aumento da densidade de outros grupos algais e sua contribuição foi indiretamente associada à variação dos nutrientes. Considerando todos os grupos algais, a escala climática e os nutrientes (principalmente fósforo no sistema oligotrófico e nitrogênio no hipertrófico) foram os principais fatores responsáveis pela formação de associações de espécies nos dois reservatórios. O aumento das

diatomáceas durante a época seca, mediante diminuição da limitação por nutrientes, favoreceu a maior estabilidade da comunidade no sistema oligotrófico. A menor estabilidade da comunidade no ambiente hipertrófico foi consequência, principalmente, da maior influência de perturbações neste reservatório. As espécies selecionadas como indicadora do estado de trofia dos sistemas são representativas das diatomáceas sensíveis ou tolerantes a concentrações muito baixas (Lago do IAG) ou muito elevadas (Lago das Garças) de nutrientes, condutividade e pH, sendo estes os principais fatores controladores da comunidade de diatomáceas. Com relação ao fitoplâncton, os períodos de estratificação foram caracterizados pelas maiores concentrações de NID, NT, PT, maiores valores de condutividade e maiores razões de nutrientes, enquanto que o seco (mistura) apresentou maiores valores de PSR, OD e transparência. Cianobactérias dominaram no hipertrófico em período de maior estabilidade da coluna d'água e menor disponibilidade de N e CO<sub>2</sub> durante o final da seca e início das chuvas. O aumento da disponibilidade de recursos (nutrientes e luz) promoveu a abertura de novos nichos, favorecendo o aumento do número de espécies dos demais grupos algais. Aprofundamento da zona de mistura foi o principal fator regulador da biomassa de diatomáceas em ambos os reservatórios, acompanhado pelos teores de fósforo no oligotrófico e de nitrogênio no hipertrófico.

Palavras-chave: diatomáceas, perifíton, fitoplâncton, monitoramento.

## GENERAL SUMMARY

Present thesis aimed at evaluating periphytic and phytoplanktonic community structure (with emphasis on the diatoms) to verify the temporal and spatial scales influence on these communities variability and to identify their main controlling factor. Research was carried out at two reservoirs with distinct trophic states located in the “Parque Estadual das Fontes do Ipiranga”, Municipality of “São Paulo”. Monthly samplings of periphyton growing on glass microscope slides and of phytoplankton from the water column were performed during 12 consecutive months (September/2006-August/2007) at the pelagic and littoral regions of IAG Pond (oligotrophic) and the pelagic and 2 inflows of Garças Pond (hypertrophic). Abiotic characteristics studied were: water transparency, turbidity, temperature, pH, electric conductivity, dissolved oxygen, total alkalinity, inorganic carbon, total and dissolved nitrogen and phosphorus forms and orthosilicate; and biological variables studied were: phytoplankton and periphyton chlorophyll *a*, nitrogen and phosphorus contents and periphyton dry and organic masses. Data assembled were evaluated by using descriptive statistics and multivariate analyses. Temporal variability prevailed over the spatial one in both systems, as a result of the more uniform limnological conditions among all regions studied. In the oligotrophic system, periphytic community was influenced by the nutrient’s resources and light, whereas in the hypertrophic pond, light availability (strongly affected by the planktonic cyanobacterial bloom) was the main regulating factor, responsible for the biomass increase. Chemical composition and periphyton N:P ratio acted as nutrient limiting factor only at the oligotrophic system, thus indicating that the last community nutrient availability indication potential was more significant in the latter system. Community structure responded both spatially and temporally to the trophic status of both reservoirs by increasing its total species density and decreasing its richness and diversity under greater nutrient availability conditions. Diatoms, followed by chrysophytes and chlorophytes, played a more important role at the oligotrophic reservoir during the dry season, a period in which there was greater nutrient availability. At the hypertrophic system, however, diatoms abundance reduction reached its climax with the cyanobacteria abundance increase at the pelagic region and of chrysophytes at the reservoir’s inflows. Diatoms variability at the Garças Pond was regulated by the other algal groups density increase, and its contribution was indirectly associated to the nutrients’ concentration variation. Considered all algal groups, climatic scale

and nutrients (mainly phosphorus in the oligotrophic reservoir and nitrogen in the hypertrophic one) were the main factors responsible for the building up of species associations in the two reservoirs. Diatoms increase during the dry season, simultaneous to the decrease of nutrient limitation, favored the greatest community stability in the oligotrophic system. Smaller stability of diatom community in the hypertrophic reservoir was mostly a consequence of the greatest of disturbances in the latter reservoir. Selected indicative species of trophic status of systems were representative of diatoms that are sensible or tolerant to very low (IAG Pond) or very high (Garças Pond) nutrient concentration, electric conductivity and pH, *i.e.* the main controlling factors of the diatom community. Regarding phytoplankton, stratification periods (rainy) were characteristic by their greater DIN, TN and TP concentrations, greater electric conductivity values and greater nutrient ratios, whereas the mixing ones (dry) presented greater SRP, DO and transparency values. Cyanobacteria dominated the hypertrophic reservoir during the greatest water column stability period, as well as the greater N and CO<sub>2</sub> availability towards the end of the dry season and beginning of the rainy one. Resources (nutrients and light) availability increase promoted the opening of new niches, thus favoring the increase in the other algal groups species' number. Deepening of mixing zone was the main controlling factor for diatom's biomass in the two reservoir, followed by phosphorus levels in the oligotrophic reservoir and nitrogen in the hypertrophic one.

Key words: diatoms, monitoring, periphyton, phytoplankton.

## SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL.....	1
ÁREA DE ESTUDO .....	6
Referências citadas .....	8
<b>Capítulo 1: Variação temporal e espacial da biomassa e composição química do perifíton em reservatórios oligotrófico e hipertrófico (Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo) .....</b>	<b>15</b>
1. INTRODUÇÃO.....	17
2. ÁREA DE ESTUDO .....	20
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	20
3.1. Variáveis climáticas.....	20
3.2. Variáveis abióticas.....	21
3.3. Variáveis biológicas.....	21
3.4. Classificação trófica dos reservatórios .....	22
3.5. Tratamento estatístico dos dados .....	22
4. RESULTADOS .....	24
4.1. Variáveis climáticas na região do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga .....	24
4.2. Variáveis abióticas.....	26
4.3. Variáveis biológicas.....	42
4.3.1. Clorofila- <i>a</i> do perifíton e fitoplâncton.....	42
4.3.2. Massa seca, massa orgânica e conteúdo de P e N do perifíton .....	42
4.3.3. Razão molar N:P do perifíton .....	45
4.3.4. Análise integrada das variáveis abióticas .....	48
4.3.5. Análise integrada das variáveis abióticas e biológicas .....	52
5. DISCUSSÃO .....	55
6. CONCLUSÕES .....	65
7. REFERÊNCIAS CITADAS .....	66
<b>Capítulo 2: Variação temporal e espacial das diatomáceas e sua inter-relação com outros grupos algais na comunidade perifítica em reservatórios oligotrófico e hipertrófico (Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (São Paulo) .....</b>	<b>76</b>
1. INTRODUÇÃO.....	78
2. ÁREA DE ESTUDO .....	80
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	80
3.1. Variáveis biológicas: estrutura da comunidade de diatomáceas e demais grupos de algas .....	80
3.2. Tratamento estatístico dos dados .....	82
4. RESULTADOS .....	82
4.1. Variáveis climáticas e abióticas.....	82
4.2. Estrutura específica da comunidade de algas perifíticas: diatomáceas e demais grupos algais.....	82
4.2.1. Composição da comunidade .....	82
4.2.2. Densidade total, densidade de diatomáceas e contribuição das classes algais.....	84
4.2.3. Espécies descritoras da comunidade algal perifítica.....	90
4.2.3.1. Descritoras gerais e variação temporal .....	90
4.2.4. Índices biológicos .....	94
4.2.5 Análise integrada dos fatores abióticos e bióticos .....	96
5. DISCUSSÃO .....	103
5.1. Influência da trofia na densidade de algas perifíticas .....	103

5.2. Variabilidade das classes algais .....	106
5.3. Índices biológicos .....	111
6. CONCLUSÕES .....	113
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	115
<b>Capítulo 3: Estabilidade da comunidade perifítica de diatomáceas em reservatórios oligotrófico e hipertrófico (Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo).....</b>	<b>126</b>
1. INTRODUÇÃO .....	128
2. ÁREA DE ESTUDO .....	130
3. MATERIAL MÉTODOS .....	130
3.1. Variáveis biológicas: estrutura da comunidade perifítica de diatomáceas.....	131
3.2. Tratamento estatístico dos dados .....	132
4. RESULTADOS .....	133
4.1. Variáveis climáticas e abióticas .....	133
4.2. Estrutura específica da comunidade perifítica de diatomáceas.....	133
4.2.1. Composição da comunidade .....	133
4.2.2. Densidade total de diatomáceas.....	134
4.2.3. Descritoras da comunidade perifítica de diatomáceas e variação temporal.....	135
4.2.4. Índices biológicos .....	140
4.2.5. Análise integrada dos fatores abióticos e bióticos: principais espécies de diatomáceas e classes algais abundantes.....	143
4.3. Estabilidade temporal da comunidade de diatomáceas.....	128
5. DISCUSSÃO .....	135
6. CONCLUSÃO .....	145
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	147
<b>Capítulo 4: Variação da comunidade fitoplanctônica (com ênfase nas diatomáceas) em reservatórios oligotrófico e hipertrófico (Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo) ....</b>	<b>177</b>
1. INTRODUÇÃO .....	179
2. ÁREA DE ESTUDO .....	180
3. MATERIAL E MÉTODOS .....	180
3.1. Variáveis abióticas.....	181
3.2. Variáveis climáticas.....	181
3.3. Variáveis biológicas.....	182
3.4. Integração matemática dos dados .....	183
3.5. Tratamento estatístico dos dados .....	183
4. RESULTADOS .....	185
4.1. Variáveis climáticas na região do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga .....	185
4.2. Variáveis abióticas.....	185
4.3. Análise integrada das variáveis abióticas .....	198
4.4. Variáveis biológicas.....	202
4.4.1. Biomassa fotossintética.....	202
4.4.2. Estrutura específica do fitoplâncton: diatomáceas e demais grupos algais.....	204
4.4.2.1. Composição da comunidade .....	204
4.4.2.2. Densidade total, densidade de diatomáceas e contribuição das classes algais.....	205
4.4.2.3. Descritoras biológicas do fitoplâncton e sucessão temporal.....	212
4.4.2.4. Descritoras biológicas da comunidade fitoplanctônica de diatomáceas e sucessão temporal .....	217
4.4.2.5. Índices biológicos .....	222

4.4.2.6. Análise integrada das variáveis abióticas e biológicas .....	225
4.4.2.6.1. Análise de Correspondência Canônica: fitoplâncton geral .....	225
4.4.2.6.2. Análise de Correspondência Canônica: diatomáceas planctônicas e classes algais .....	234
4.4.2.6.3. Critério de Informação de Akaike.....	241
5. DISCUSSÃO .....	245
6. CONCLUSÕES .....	256
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	258
<b>Capítulo 5: Aplicação das diatomáceas perifíticas na avaliação do estado de trofia de reservatórios do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo.....</b>	<b>268</b>
1. INTRODUÇÃO .....	270
2. ÁREA DE ESTUDO .....	273
3. MATERIAL E MÉTODOS .....	273
3.1. Variáveis abióticas.....	273
3.2. Variáveis biológicas.....	273
3.3. Tratamento estatístico dos dados .....	274
4. RESULTADOS .....	276
4.1. Obtenção dos escores de ordenação das unidades amostrais nos eixos da Análise de Coordenadas Principais (PCoA).....	276
4.2. Definição dos grupos de unidades amostrais e das espécies indicadoras em cada grupo.....	279
4.3. Caracterização limnológica dos grupos de unidades amostrais .....	284
4.4. Análise integrada das variáveis abióticas nos grupos separados pela análise de <i>k</i> -means.....	287
4.5. Análise integrada das variáveis abióticas e bióticas .....	289
4.6. Índices biológicos .....	294
5. DISCUSSÃO .....	297
6. CONCLUSÕES .....	308
7. REFERÊNCIAS CITADAS .....	310
Anexo 1: Relação dos táxons registrados no Lago do IAG e no Lago das Garças entre setembro de 2006 e agosto de 2007.....	337



## Introdução geral

A principal preocupação e questão de debate da humanidade no século XXI à cerca dos recursos naturais é a disponibilidade de água doce de razoável qualidade (Wetzel 2000).

Tal atenção é devida, principalmente, ao fato dos ecossistemas aquáticos estarem sujeitos a níveis sem precedentes de distúrbio antropogênico (Saunders *et al.* 2002). Tomados sob o ponto de vista de recursos hídricos, tais ecossistemas correm o risco cada dia maior, por serem fundamentais, de degradação levando prejuízo, não só à comunidade aquática, mas a todos os seus usuários.

A eutrofização enquanto processo desencadeado pelo aumento da liberação de nutrientes (Harper 1992), principalmente de fósforo e nitrogênio, a partir de fontes industriais, domésticas, agrícolas e pecuárias, é uma das principais formas de degradação dos recursos aquáticos e ocasiona mudanças biológicas, especialmente, em lagos e reservatórios (Poulicková *et al.* 2004).

Apesar de constituir o processo de degradação mais extenso em escala global, a eutrofização merece destaque especial nas regiões tropicais e subtropicais. Nessas regiões, os nutrientes liberados nos corpos d'água são utilizados de forma permanente pelas algas e outras plantas aquáticas e são favorecidos, ao longo de todo o ano, pelas temperaturas mais elevadas que, associadas ao menor controle das fontes que liberam esses nutrientes, tornam a eutrofização um problema ainda mais severo (Roldán 1992).

Várias alterações ecológicas e de cunho sanitário resultam da eutrofização dos corpos d'água. Entre as alterações ecológicas destacam-se a diminuição da concentração de oxigênio dissolvido na água, o aumento de fósforo no sedimento e da biomassa de algumas espécies do fitoplâncton, do zooplâncton, de macrófitas e de peixes e as mudanças nas cadeias alimentares. Entre as alterações sanitárias que são a consequência direta ou indireta das alterações ecológicas, sobressaem a produção de odores desagradáveis, a proliferação de bactérias patogênicas, o aumento de florações de algas e cianobactérias, a mortalidade de peixes, a elevação dos custos de tratamento da água para abastecimento e a perda de qualidade cênica (Carmo *et al.* 2002).

A preocupação sobre os efeitos do aumento da concentração de nutrientes em ecossistemas aquáticos torna-se ainda mais relevante em lagos e reservatórios rasos (Scheffer 1998, Qin *et al.* 2007).

Nesses ambientes, particularmente nos localizados em áreas urbanas, o impacto da vegetação aquática sobre o metabolismo do sistema e as relações com a área de drenagem (Guzkowska & Gasse 1990) e com a atmosfera (Bergström *et al.* 2005, Bergström & Jansson

2006) podem ser grandemente aumentados devido à maior ocupação e ao uso do entorno desses corpos d'água.

Além disso, o favorecimento das condições de mistura e do contato entre sedimento e água em função da pouca profundidade do sistema e no caso de ambientes rasos com grande superfície de exposição, pela ação aumentada do vento, constituem importantes fatores que tornam esses ecossistemas altamente susceptíveis ao processo da eutrofização. Nestas condições, a re-suspensão física de material a partir do fundo, inclusive de fósforo, constitui um processo de retro-alimentação interna de importância particular. Tal processo pode colaborar de maneira eficiente para a manutenção de um estado alternativo de equilíbrio gerado a partir de mudança, algumas vezes irreversível, de um estado de águas claras (caracterizado pelo intenso crescimento de macrófitas aquáticas) para outro de águas turbidas (dominado pelo fitoplâncton) (Scheffer 1998, Sondergaard 2007).

Igualmente fortes e interligadas são, nos lagos rasos, as interações dos componentes biológicos com os compartimentos terrestre, aquático e do sedimento destes ecossistemas (Sondergaard 2007).

O fitoplâncton e o perifiton integralmente ou parcialmente autotróficos estão entre as principais comunidades biológicas em muitos ecossistemas aquáticos lênticos e, apesar de ocuparem diferentes habitats nestes ambientes, coexistem em lagos (Hansson 1988).

De forma geral, as algas constituintes dessas comunidades estão sujeitas a uma série de fatores (nutrientes, luz, pH, temperatura e turbulência, entre outros) e de suas variações qualitativas e quantitativas no ambiente; e possuem a habilidade de reagir positiva ou negativamente às suas mudanças, tanto em escala temporal quanto espacial (Reynolds 2006, Lowe 1996). A expressão conjunta das respostas das espécies em cada comunidade é, no entanto, variável e reflete uma reorganização da abundância e da composição específica relativa dos diferentes grupos de algas que as compõem (Reynolds 2006). O conhecimento das relações entre os grupos/classes de algas dominantes tanto na comunidade fitoplanctônica quanto na perifítica é, acompanhado das informações das características abióticas, a base para o entendimento do metabolismo desses ecossistemas.

Com relação ao fitoplâncton, devido ao curto tempo de geração das espécies que o compõem, as flutuações temporais e espaciais, principalmente em sua composição e densidade/biomassa, podem ser indicadores eficientes das alterações naturais ou antropogênicas nos ecossistemas aquáticos lênticos (Margalef 1983, Padisák 1992).

No que se refere ao perifiton, seu crescimento em ecossistemas lênticos rasos é potencialmente favorecido pelas extensas zonas litorâneas e pelos numerosos substratos submersos normalmente presentes nesses ambientes (Danger *et al.* 2009). Especialmente devido

ao seu hábito sésil e sensibilidade, o perifiton é um importante regulador da dinâmica interna dos nutrientes, especialmente do fósforo, pois pode remover este elemento da coluna d'água e de macrófitas senescentes e transportá-lo para o sedimento ou, ao contrário, no caso do perifiton bentônico, reduzir o transporte de fósforo a partir do sedimento diminuindo, desta forma, as trocas entre este compartimento e a coluna d'água (Dodds 2003).

Lagos e reservatórios são, portanto, enquanto ecossistemas aquáticos, sistemas biológicos e a qualidade da água neles, sob condições naturais, é fortemente influenciada pela biota. Isto pressupõe que lagos e reservatórios devem ser analisados e manejados como sistemas biogeoquímicos. Monitorar o estado de degradação de suas águas simplesmente quanto às suas características abióticas não é suficiente. É essencial conhecer como esses sistemas biológicos funcionam e por que assim o fazem; e como a qualidade das águas pode ser mantida para manejá-los com sucesso (Wetzel 2000).

Assim, informações sobre a estrutura e a dinâmica das comunidades biológicas desses ambientes, além da caracterização limnológica básica sobre seu funcionamento e gradientes ambientais, são absolutamente imprescindíveis quando se busca estratégias para a conservação de lagos e reservatórios rasos ou para nortear medidas de recuperação relacionadas com a aplicação que se pretende dar a tais ambientes (Rouf *et al.* 2008).

As diatomáceas, em especial, constituem um grupo abundante, diverso e importante entre as comunidades de algas dos ambientes lênticos, compreendendo uma grande porção da biomassa algal total em um amplo espectro de trofia de lagos (Tilman *et al.* 1982). Se, por um lado, a eficiência das diatomáceas como bioindicadores do estado ecológico de ambientes lóticos é amplamente reconhecida, por outro, existem, comparativamente falando, apenas poucos estudos que reportam resultados satisfatórios do uso de diatomáceas perifíticas e planctônicas na avaliação da qualidade ecológica da água de ambientes lênticos (Hawes & Smith 1993, McCormick & O'Dell 1996, McCormick *et al.* 1996, King *et al.* 2000, 2006, Pan *et al.* 2000, Kitner & Poulícková 2003, Silva 2009), a maioria desses estudos restrita às regiões temperadas.

Os reservatórios escolhidos como ambientes para o presente estudo representam ambientes em condições extremas de trofia, localizados na mesma unidade geológica, dentro da Unidade Biológica de Conservação do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI) e, como salientado por Bicudo *et al.* (2002), sob efeito muito similar da atmosfera urbana no Município de São Paulo.

Devido ao atual estado avançado de eutrofização, o Lago das Garças tem recebido maior atenção e foi alvo de um número significativo de pesquisas. Dentre os trabalhos voltados para as comunidades biológicas, especificamente sobre a de algas, destacam-se os que abordaram tanto a flórua (Sant'Anna *et al.* 1989, Azevedo & Sant'Anna 1999, Komárek & Azevedo 2000,

Azevedo & Sant'Anna 2003) quanto a ecologia da comunidade fitoplanctônica (Ramírez 1996, Moura 1996, Nogueira 1997, 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 & Bicudo 2008, Crossetti *et al.* 2008), além de um trabalho referente ao componente algal do perifíton (Borduqui *et al.* 2008). 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) e morfométricas (Bicudo *et al.* 2002) também foram desenvolvidos, além de estudos experimentais (Crossetti & Bicudo 2005a, 2005b), toxicológicos (Aguiar & Azevedo 1998, Sant'Anna & Azevedo 2000) e de produtividade primária (Gil-Gil 2004).

Embora em menor número, importantes trabalhos também foram publicados sobre o Lago do IAG, o único reservatório oligotrófico do PEFI. Lopes *et al.* (2005, 2009) publicaram, em seus dois trabalhos, respectivamente, a variação temporal e espacial da comunidade fitoplanctônica e as respostas da diversidade fitoplanctônica aos distúrbios físicos. Sobre a comunidade de algas perifíticas, destacam-se os trabalhos experimentais desenvolvidos por Ferragut (1999, 2004) e Ferragut & Bicudo (2009, 2010), além dos observacionais de Vercellino (2001) e Vercellino & Bicudo (2006). Assim como para o Lago das Garças, para o Lago do IAG a caracterização limnológica foi abordada por Bicudo *et al.* (2002).

Apesar do significativo número de trabalhos já realizados, abordagens enfatizando especificamente a estrutura da comunidade de diatomáceas, a relação desta comunidade com os demais grupos de algas planctônicas e perifíticas e sua aplicação como indicadores das condições de trofia são ainda inexistentes para os reservatórios do PEFI. Considerando que os sistemas-alvo deste estudo (Lago do IAG e Lago das Garças) representam laboratórios naturais para o desenvolvimento de pesquisas limnológicas, o presente trabalho pretendeu, utilizando a caracterização disponível das condições ambientais desses sistemas, conhecer e interpretar a dinâmica das comunidades planctônica e perifítica de diatomáceas e suas relações com os demais grupos de algas, além de contribuir para a verificação da viabilidade de utilização das diatomáceas como indicadores do estado de trofia em lagos e reservatórios. A realização do trabalho justifica-se, não apenas pelo fato de lagos e reservatórios constituírem as principais fontes de abastecimento de água para consumo humano, mas também pela necessidade de conhecer o estado de preservação desses ambientes em busca de sua conservação.

Pontualmente, os objetivos gerais deste trabalho foram:

1. Estudar, comparativamente, as características ambientais (climáticas, físicas e químicas) dos reservatórios selecionados para o estudo.

2. Comparar os dois sistemas para entender seu funcionamento, principalmente no que se refere às comunidades perifítica e fitoplanctônica.
3. Determinar a variação temporal e espacial dessas comunidades em cada um dos dois ambientes e de possíveis fatores abióticos que as limitem e/ou controlem.
4. Relacionar a comunidade perifítica de diatomáceas com o estado de trofia dos dois ambientes e buscar eventuais táxons indicadores.

A presente tese foi organizada em cinco capítulos, cada um com objetivos e hipóteses específicas, como segue:

- **Capítulo 1:** Variação temporal e espacial da biomassa e composição química do perifiton em reservatórios oligotrófico e hipertrófico (Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo).
- **Capítulo 2:** Variação temporal e espacial das diatomáceas e suas inter-relações com outros grupos algais na comunidade perifítica em reservatórios oligotrófico e hipertrófico (Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo).
- **Capítulo 3:** Estabilidade da comunidade perifítica de diatomáceas em reservatórios oligotrófico e hipertrófico (Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo).
- **Capítulo 4:** Variação da comunidade fitoplanctônica (com ênfase nas diatomáceas) em reservatórios oligotrófico e hipertrófico (Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo).
- **Capítulo 5:** Aplicação das diatomáceas perifíticas na avaliação do estado de trofia de reservatórios do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo.

Finalmente, esta pesquisa faz parte de um projeto maior em andamento no Laboratório de Ecologia Aquática do Núcleo de Pesquisa em Ecologia do Instituto de Botânica da Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, intitulado “Tipologia, monitoramento e recuperação de corpos d’água da Reserva Biológica do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo”, que tem caráter multidisciplinar e interinstitucional e cujo objetivo maior é levantar e armazenar dados de informações básicas, principalmente, pelos dois aspectos essenciais seguintes: (1) o planejamento sistemático direcionado à futura modelagem dos sistemas estudados e (2) a situação da área de estudo, ou seja, da maior metrópole da América do Sul.

## Área de estudo

Os ambientes selecionados para o estudo são dois reservatórios rasos e pequenos, localmente denominadas Lago do IAG e Lago das Garças, que fazem parte da sub-bacia do Lago das Garças, localizada sobre o Aquífero Cristalino, na Reserva Biológica do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI). A reserva está situada 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; possui área total de 549,31 ha e altitude média de 798 m (Fernandes *et al.* 2002).

As características morfométricas dos dois reservatórios, conforme Bicudo *et al.* (2002), estão na tabela 1, a seguir.

Tabela 1. Características morfométricas do Lago do IAG e do Lago das Garças.

<b>Característica</b>	<b>Lago do IAG</b>	<b>Lago das Garças</b>
Superfície (m <sup>2</sup> )	11,270	88.100
Volume (m <sup>3</sup> )	17,019	180.785
Perímetro (m)	782,8	1.534,7
Largura máxima (m)	45,5	319,5
Profundidade máxima (m)	4,7	4,7
Profundidade média (m)	1,51	2,14
Profundidade relativa (%)	3,9	1,4
Declividade média (%)	3,14	2,80
Forma	alongada	alongada
Desenvolvimento de volume (D <sub>v</sub> )	0,96 (convexo)	1,36 (côncavo)
Desenvolvimento de perímetro (D <sub>p</sub> )	2,08	1,46
Tempo mínimo de retenção da água (dias)	3	9
Tempo máximo de retenção da água (dias)	223	157
Tempo médio de retenção da água (dias)	37	68

Com base em estudo prévio (Lopes 1999), o Lago do IAG foi classificado, quanto ao estado trófico (Lamparelli 2004) e regime de mistura (Lewis 1983), como um reservatório oligotrófico polimítico quente contínuo na época seca; e descontínuo na chuvosa. Pela sua condição de trofia, é o ambiente que melhor representa as condições pristinas entre os reservatórios da Unidade de Conservação sendo, portanto, um sistema de referência (Bicudo *et al.* 2002). O Lago das Garças enquadra-se no tipo polimítico quente descontínuo e encontra-se em processo avançado de eutrofização, com constantes florações de cianobactérias (Bicudo *et al.* 2006).

A figura 1 mostra a localização do Lago do IAG e do Lago das Garças no PEFI e os seus respectivos mapas batimétricos, evidenciando as estações de amostragem.

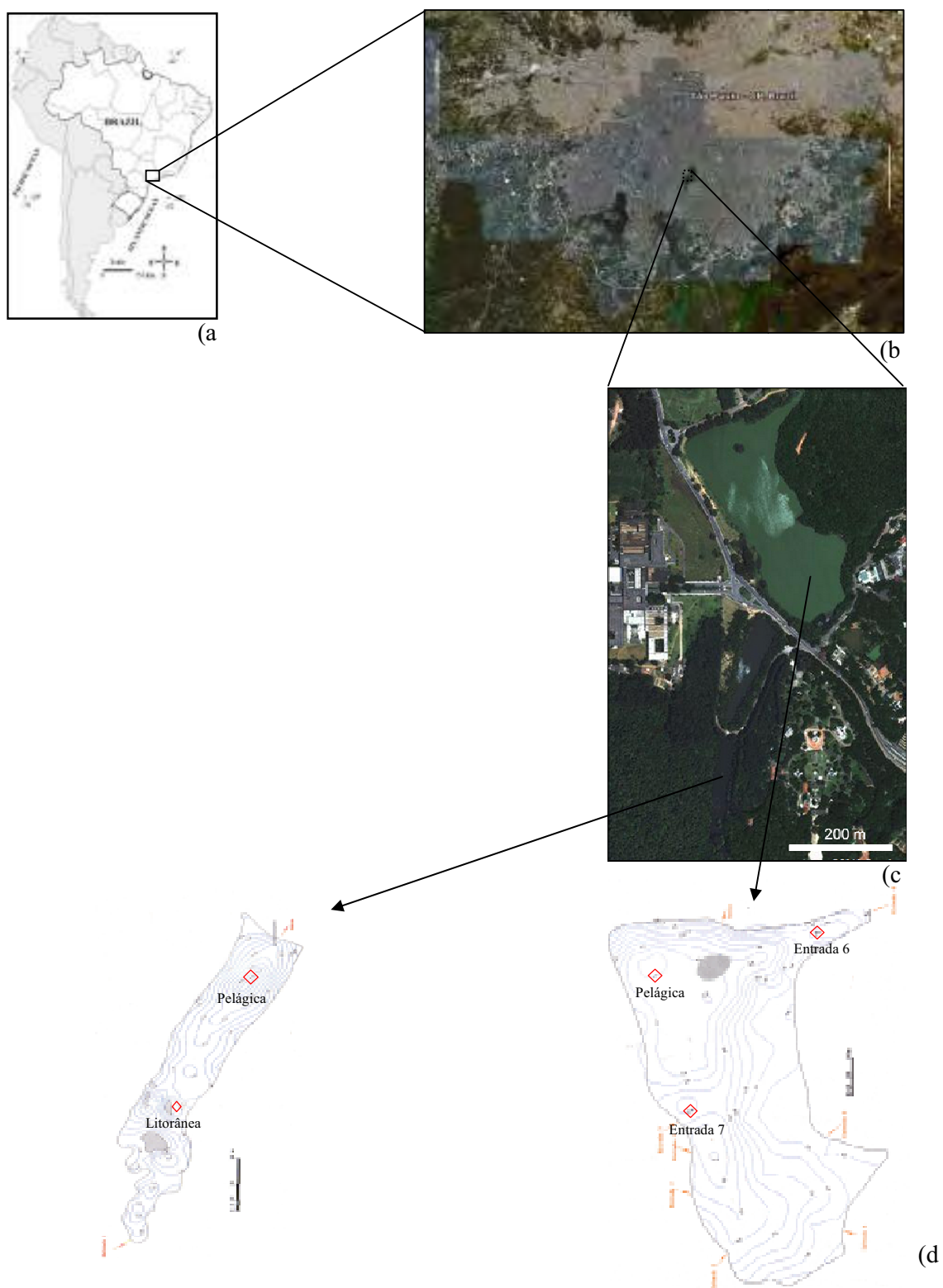


Figura 1. Localização do PEFI em São Paulo (a-b), localização dos reservatórios estudados no PEFI (c), mapas batimétricos do Lago das Garças e do Lago do IAG, mostrando as estações de amostragem (d). Fonte: Bicudo *et al.* (2002).

## Referências citadas

- 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.
- Azevedo, M.T.P. & Sant'Anna, C.L. 1999. *Coelosphaerium evidenter-marginatum*, a new planktonic species of Cyanophyceae/Cyanobacteria from São Paulo State, southeastern Brazil. *Algological Studies* 94: 35-43.
- Azevedo, M.T.P. & Sant'Anna, C.L. 2003. *Sphaerocavum*, a new genus of Cyanobacteria from continental water bodies in Brazil. *Algological Studies* 109: 79-92 (Cyanobacterial Research 4).
- Bergström, A.K., Blomqvist, P. & Jansson, M. 2005. Effects of atmospheric nitrogen deposition on nutrient limitation and phytoplankton biomass in unproductive Swedish lakes. *Limnology and Oceanography* 50: 987-994.
- Bergström, A.K. & Jansson, M. 2006. Atmospheric nitrogen deposition has caused nitrogen enrichment and eutrophication of lakes in the northern hemisphere. *Global Change Biology* 12: 635-643.
- Bicudo, C.E.M., Ramírez R., J.J., Tucci, A. & Bicudo, D.C. 1999. A dinâmica de populações fitoplanctônicas em ambiente eutrofizado: o Lago das Garças, São Paulo. *In*: Henry, R. (ed.), *Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais*. FUNDIBIO/FAPESP, Botucatu. p. 449-508.
- 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, conseqüências 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.



- 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 reservatório eutrofizado (Lago das Garças, São Paulo). *In*: Henry, R. (ed.), *Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais*. FUNDIBIO/FAPESP, Botucatu: 409-448.
- Borduqui, M., Ferragut, C. & Bicudo, C.E.M. 2008. Chemical composition and taxonomic structure vertical and seasonal variation of periphyton community in a shallow hypereutrophic reservoir (Garças Reservoir, São Paulo, Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia* 20: 381-392.
- 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.
- Carmo, C.F., Henry, R., Bicudo, D.C. & Bicudo, C.E.M. 2002. A degradação nos reservatórios do PEFI. *In*: Bicudo, D.C., Forti, M.C. & Bicudo, C.E.M. (orgs), *Parque Estadual das Fontes do Ipiranga: unidade de conservação que resiste à urbanização de São Paulo*. Editora Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, São Paulo. p. 271-296.
- 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. 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.
- Crossetti, L.O. & Bicudo, C.E.M. 2008. Phytoplankton biodiversity changes in a shallow tropical reservoir during the hypertrophication process. *Brazilian Journal of Biology* 68(4): 1061-1067.
- Danger, M., Lacroix, G., Oumarou, C., Benest, D. & Me'Riguet, J. 2009. Effects of food-web structure on periphyton stoichiometry in eutrophic lakes: a mesocosm study. *Freshwater Biology* 53: 2089-2100.
- Dodds, W.K. 2003. The role of periphyton in phosphorus retention in shallow freshwater aquatic systems. *Journal of Phycology* 39: 840-849.
- Fernandes, A.J., Reis, L.A.M. & Carvalho, A. 2002. Caracterização do meio físico. *In*: Bicudo, D.C., Forti, M.C. & Bicudo, C.E.M. (orgs), *Parque Estadual das Fontes do Ipiranga: unidade*

- de conservação ameaçada pela urbanização de São Paulo. Editora Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, São Paulo. p. 49-62.
- Ferragut, C. 1999. Efeito do enriquecimento por N e P sobre a colonização e sucessão da comunidade de algas perifíticas: biomanipulação em reservatório oligotrófico em São Paulo. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual Paulista, Rio Claro. 195 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. & Bicudo, C.E.M. 2008. Phytoplankton seasonal variation in a shallow stratified eutrophic reservoir (Garças Pond, Brazil). *Hydrobiologia* 600: 267-282.
- 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.
- Guzkowska, M.A.J. & Gasse, F. 1990. Diatoms as indicators of water quality in some English urban lakes. *Freshwater Biology* 23: 233-250.
- Hansson, L-A. 1988. Effects of competitive interactions on the biomass development of planktonic and periphytic algae in lakes. *Limnology and Oceanography* 33(1): 121-128.
- Harper, D. 1992. Eutrophication of freshwater. Principles, problems and restoration. Chapman & Hall, London. 325 p.
- Hawes, I. & Smith, R. 1993. Effect of localized enrichment on the shallow epilithic periphyton of oligotrophic Lake Taupo, New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 27: 365-372.
- 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*. Backhuys Publishers, Leiden. 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.
- King, L., Barker, P. & Jones, R.I. 2000. Epilithic algal communities and their relationship to environmental variables in lakes of the English Lake District. *Freshwater Biology* 45: 425-442.
- King, L., Clarke, G., Bennion, H., Kelly, M. & Yallop, M. 2006. Recommendations for sampling littoral diatoms in lakes for ecological status assessments. *Journal of Applied Phycology* 18: 15-25.
- Kitner, M. & Poulícková, A. 2003. Littoral diatoms as indicators for the eutrophication of shallow lakes. *Hydrobiologia* 506-509: 519-524.
- Komárek, J. & Azevedo, M.T.P. 2000. *Geitlerinema unigranulatum*, a common tropical cyanoprokaryote from freshwater reservoirs in Brazil. *Algological Studies* 99: 39-52.
- Lamparelli, M.C. 2004. Graus de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, São Paulo. 235 p.
- Lewis Jr., W.M. 1983. A revised classification of lakes based on mixing. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 40: 1779-1787.
- 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, 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 oligotrophic reservoir, southeast Brazil. *Hydrobiologia* 542: 235-247.
- 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.
- Lowe, R.L. 1996. Periphyton patterns in lakes. *In*; Stevenson, R.J., Bothwell, M.L. & Lowe, R.L. (eds), *Algal ecology: freshwater benthic ecosystems*, Academic Press, San Diego. p. 57-76.
- Margalef, R. 1983. *Ecología*. Omega, Barcelona. 768 p.
- McCormick, P.V & O'Dell, M.B. 1996. Quantifying periphyton responses to phosphorus in the Florida Everglades: a synoptic-experimental approach. *Journal of North American Benthological Society* 15: 450-468.

- McCormick, P.V., Rawlik, P.S., Lurding, K., Smith, E.P. & Sklar, F.H. 1996. Periphyton-water quality relationships along a nutrient gradient in the northern Florida Everglades. *Journal of North American Benthological Society* 15: 433-449.
- 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.
- Moura, A.T.N. 1996. Estrutura e dinâmica da comunidade fitoplanctônica numa lagoa eutrófica, São Paulo, SP, Brasil, a curtos intervalos de tempo: comparação entre épocas de chuva e seca. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual Paulista, Rio Claro. 172 p.
- Nogueira, N.M.C. 1997. Dinâmica populacional de *Microcystis aeruginosa* Kützing (Cyanophyceae/Cyanobacteria) ao longo de um ano no Lago das Garças, São Paulo, SP, Brasil. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual Paulista, Rio Claro. 109 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.
- 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.
- Pan, Y., Stevenson, R. J., Vaithiyathan, P., Slate, J. & Richardson, C.J. 2000. Changes in algal assemblages along observed and experimental phosphorus gradients in a subtropical wetland, U.S.A. *Freshwater Biology* 44: 339-353.
- Poulicková, A., Duchoslav, M. & Dokulil, M. 2004. Littoral diatom assemblages as bioindicators of lake trophic status: a case study from perialpine lakes in Austria. *European Journal of Phycology* 39: 143-152.
- Qin, B., Liu, Z. & Havens, K. 2007. Eutrophication of shallow lakes with special reference to Lake Taihu, China. *Hydrobiologia* 581-1-2.
- 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. Universidade de São Paulo, São Paulo. 284 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. 2003. Diurnal, vertical and among sampling days variation of dissolved O<sub>2</sub>, CO<sub>2</sub>, and pH in a shallow, tropical reservoir (Garças reservoir, São Paulo, Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia* 15(3): 19-30.

- Ramírez R., J. J. & Bicudo C.E.M. 2005. Diurnal and spatial (vertical) dynamics of nutrients (N, P, Si) in four sampling days (summer, fall, winter, and spring) in a tropical shallow reservoir and their relationships with the phytoplankton community. *Brazilian Journal of Biology* 65: 141-157.
- Reynolds, C. 2006. *Ecology of phytoplankton*. Cambridge University Press, New York. 551 p.
- Roldán, G.P. 1992. *Fundamentos de Limnología Neotropical*. Antioquia: Editora Universidad de Antioquia. 529 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., Azevedo, M.T.P. & Sormus, L. 1989. Fitoplâncton do Lago das Garças, Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, Brasil: estudo taxonômico e aspectos ecológicos. *Hoehnea* 16: 89-131.
- 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* 24: 67-86.
- Saunders, D. L., Meeuwig, J.J. & Vincent, C.J. 2002. Freshwater Protected Areas: Strategies for Conservation. *Conservation Biology* 16(1): 30-41.
- Scheffer, M. 1998. *Ecology of shallow lakes*. Chapman & Hall, London. 357 p.
- Silva, A.M. 2009. Diatomáceas com potencial indicador do estado trófico de dois reservatórios com diferentes padrões de trofia: Piraquara I e Iraí. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 129 p.
- Sondergaard, M. 2007. Nutrient dynamics in lakes, with emphasis on phosphorus, sediment and lake restoration. Tese de Doutorado. Universidade de Aarhus, Dinamarca. 74 p.
- Tilman, D., Kilham, S.S. & Kilham, P. 1982. Phytoplankton community ecology: the role of limiting nutrients. *Annual Review of Ecology and Systematics* 13: 349-372.
- Tucci, A. 2002. Sucessão da comunidade fitoplanctônica de um reservatório eutrófico, São Paulo, SP, Brasil. Tese de Doutorado. Universidade Estadual Paulista, Rio Claro. 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.
- 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. Universidade Estadual Paulista, Rio Claro. 176 p.

- Vercellino, I.S. & Bicudo, D.C. 2006. Sucessão 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.
- Wetzel, R.G. 2000. Freshwater ecology: changes, requirements, and future demands. *Limnology* 1: 3-9.

## **Variação temporal e espacial da biomassa e composição química do perifíton em reservatórios oligotrófico e hipertrófico (Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo)**

### **Resumo**

O objetivo do estudo foi avaliar a variação temporal e espacial da composição química, da biomassa fotossintética e da massa orgânica da comunidade perifítica em duas represas rasas com diferentes trofias no Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo. Amostragens mensais durante 12 meses consecutivos foram feitas na subsuperfície da água bem como no perifíton desenvolvido sobre substrato artificial nas regiões pelágica e litorânea do Lago do IAG (oligotrófico) e na região pelágica e em duas entradas no Lago das Garças (hipertrófico). Foram analisadas: transparência da água, temperatura, pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, alcalinidade total, formas de carbono inorgânico, formas totais e dissolvidas de nitrogênio e fósforo e ortossilicato (variáveis abióticas); e clorofila-*a* fitoplanctônica e perifítica, conteúdos de nitrogênio e fósforo, massas seca e orgânica do perifíton (variáveis bióticas). No sistema oligotrófico, as amostras foram separadas ao longo de um gradiente temporal, com o período de chuva caracterizado pelos maiores valores de nitrogênio inorgânico dissolvido e de razão N:P inorgânico; e o de seca, pelos maiores valores de fósforo solúvel reativo. No sistema hipertrófico, a ordenação ocorreu, principalmente, em função de um gradiente de intensidade de floração revelado pela maior biomassa fotossintética fitoplanctônica e pela menor transparência nos meses do início do período chuvoso e final do seco. A variação temporal dos fatores abióticos e bióticos foi mais acentuada do que a espacial nos dois reservatórios. Os modelos explicativos plausíveis gerados pelo critério de informação de Akaike incorporaram principalmente fósforo solúvel reativo, nitrogênio inorgânico dissolvido, além de clorofila-*a* fitoplanctônica como preditores da biomassa fotossintética e orgânica do perifíton no reservatório oligotrófico, e primordialmente clorofila-*a* fitoplanctônica e transparência da água, bem como nitrogênio inorgânico dissolvido como variáveis explanatórias no hipertrófico. Portanto, no reservatório oligotrófico, apesar da disponibilidade de luz ter sido um fator importante, o acréscimo da biomassa do perifíton foi regulado, principalmente, pela disponibilidade de nutrientes, sendo a comunidade colimitada por estes recursos. No reservatório hipertrófico, a disponibilidade de luz, fortemente influenciada pela intensidade de floração de

---

cianobactérias planctônicas, foi o principal fator regulador do acréscimo da biomassa da comunidade perifítica. A composição química e as razões N:P do perifíton representaram a limitação nutricional do ambiente apenas no reservatório oligotrófico, indicando que o potencial desta comunidade como indicadora da disponibilidade de nutrientes foi maior neste ambiente.

**Palavras chave:** comunidade perifítica, conteúdo de nutrientes, variabilidade, estado trófico, represas, Lago do IAG, Lago das Garças.

### **Abstract**

Study aimed at evaluating temporal and spatial variation of periphyton chemical composition, photosynthetic and organic biomass in two reservoirs with different trophic levels located at the Parque Estadual das Fontes do Ipiranga Biological Reserve, São Paulo. Sampling of water and periphyton growing on artificial substrate was carried out monthly during 12 consecutive months at subsurface of pelagic and littoral zones of IAG Lake (oligotrophic) and pelagic and two littoral zones of Garças Lake (hypertrophic). Abiotic variables analyzed were: water transparency, temperature, pH, electric conductivity, dissolved oxygen, pH, total alkalinity, inorganic carbon forms, total and dissolved forms of nitrogen and phosphorus and orthosilicic acid. Biotic variables analyzed were: phytoplankton and periphyton chlorophyll-*a*, periphytic nitrogen and phosphorus content, dry mass and ash free dry mass. Temporal gradient was responsible for ordination of the oligotrophic system sample units, the rainy period being characterized by greatest values of dissolved inorganic nitrogen and N:P inorganic ratio, and the dry period by soluble reactive phosphorus. At the hypertrophic reservoir, sample units were ordinated according to the bloom intensity indicated by the greatest phytoplankton photosynthetic biomass and smallest transparency at the beginning of the rainy period and ending of the dry period, and smallest phytoplankton photosynthetic biomass and greatest transparency during all other months. Temporal variation of abiotic and biotic variables was more pronounced than spatial variation in both reservoirs. The best-models selected by Akaike information criterion included mainly soluble reactive phosphorus and inorganic dissolved nitrogen beyond phytoplankton chlorophyll-*a* to explain the periphytic photosynthetic biomass and periphytic organic biomass in the oligotrophic reservoir. In hypertrophic reservoir primarily the variables phytoplankton chlorophyll-*a* and water transparency, as well as dissolved inorganic nitrogen were accounted in the best-models. Therefore, at the oligotrophic reservoir, despite of light availability importance, periphyton biomass increase was mainly regulated by nutrient availability and the community was co-limited by these two resources. At the hypertrophic reservoir, light availability was strongly affected by the cyanobacteria bloom intensity and was



the main regulating factor of the periphyton biomass increase. Periphyton N:P ratio and chemical composition represented nutritional limitation just at the IAG Lake, thus suggesting that the periphyton potential for indication of nutrient availability was better under oligotrophic than under hypertrophic conditions.

**Key words:** periphytic community, nutrient content, variability, trophic status, reservoirs, IAG Pond, Garças Pond.

## 1. INTRODUÇÃO

---

Estratégias de monitoramento e conservação de lagos requerem bases de informações, principalmente, sobre os padrões limnológicos sazonais, gradientes ambientais e as respostas das comunidades biológicas a esses fatores (Rouf *et al.* 2008).

A comunidade perifítica é um importante componente biológico nos ecossistemas aquáticos (Liboriussen 2003, Stevenson 1996), especialmente nos lagos rasos onde seu crescimento é potencialmente favorecido pelas extensas zonas litorâneas e pelos numerosos substratos submersos normalmente presentes nesses ambientes (Danger *et al.* 2009).

Em função de sua substancial biomassa, o perifiton pode ser responsável por grande parte (Vadeboncouer & Steinman 2002) ou pela maior parte (Dodds *et al.* 1999) da produção primária em ecossistemas aquáticos rasos e não sombreados. É também um importante regulador da dinâmica de nutrientes em lagos (Wetzel 2001) e, em especial, do fósforo (Dodds 2003). De forma direta, o perifiton pode capturar e assimilar nutrientes, reduzindo suas concentrações disponíveis na água e no sedimento ou exportar para a coluna d'água a matéria orgânica particulada ou dissolvida seqüestrada do substrato (Liboriussen 2003). De forma indireta, o perifiton pode imobilizar, através da produção fotossintética de oxigênio, vários elementos químicos reduzindo, assim, os fluxos químicos na interface sedimento-água (Woodruff *et al.* 1999). Além disso, serve como recurso energético para os níveis tróficos mais altos (Vadeboncouer & Steinman 2002, Danger *et al.* 2009).

Do ponto de vista da avaliação e do monitoramento da qualidade ecológica da água, devido ao seu hábito sésil e à sua capacidade de integrar as características químicas e físicas da água em curto intervalo de tempo, o perifiton também desempenha importante papel como bioindicador (Hill *et al.* 2000) podendo, inclusive, ser utilizado na detecção prévia de sinais de eutrofização (McCormick *et al.* 2001, Pan *et al.* 2000).

Quantidade, qualidade e distribuição do perifiton em ecossistemas lênticos são influenciadas direta e indiretamente por uma ampla variedade de fatores abióticos e biológicos

(Lowe 1996). A disponibilidade de nutrientes, luz e temperatura bem como a composição do substrato e o espaço direcionam fortemente a variação da biomassa perifítica, e a competição por esses recursos (quando limitantes) também pode afetar a estruturação dessa comunidade (Hill & Fanta 2008, Vadeboncouer *et al.* 2006, Lowe 1996, Hansson 1992). Além desses, distúrbios físicos (turbulência, abrasão) e químicos (substâncias tóxicas) e predação por organismos heterotróficos também são fatores controladores adicionais da comunidade perifítica em lagos (Lowe 1996).

A importância destes fatores, isolada ou conjuntamente, na determinação da biomassa perifítica, porém, ainda não está completamente conhecida, principalmente porque os estudos focalizam, em geral, um ou poucos deles. Mas, de todos esses fatores, nutrientes e luz são considerados os que mais afetam o crescimento algal em ecossistemas aquáticos (Hill & Fanta 2008).

Fósforo e nitrogênio são referidos como os principais nutrientes limitantes do crescimento algal em lagos e, devido à sua participação nos processos de eutrofização, cujos impactos em ecossistemas aquáticos tornaram-se mais salientes nos últimos anos (Leira *et al.* 2009), têm sido os mais frequentemente estudados (Borchardt 1996, Kahlert & Pettersson 2002). Em ecossistemas lênticos continentais brasileiros, Huszar *et al.* (2005) referiu fósforo como o elemento limitante mais comum.

À semelhança do que ocorre com a comunidade fitoplanctônica em um gradiente de trofia (Jeppesen *et al.* 2000) livre da interferência de outros fatores, supõe-se que aumentos na disponibilidade de nutrientes causariam aumentos no conteúdo interno de nutrientes do perifíton, seguidos por acréscimos na biomassa algal e na produtividade (Kahlert & Pettersson 2002).

Muito pouco se conhece ainda sobre a relação da biomassa e do estado nutricional das algas bentônicas com a trofia dos lagos (Kahlert & Pettersson 2002) e sobre o papel dos nutrientes como reguladores da comunidade perifítica, quando comparado àquele dos outros fatores (Luttenton & Lowe, 2006). Enquanto alguns estudos demonstraram que a biomassa ou o estado nutricional do perifíton é positivamente correlacionado com as concentrações de nutrientes na água (Borduqui *et al.* 2008, Gaiser *et al.* 2006, 2004, Fermino 2006, Stelzer & Lamberti 2001, Ferragut 1999, Moschini-Carlos *et al.* 1998, Engle & Melack 1993), outros estudos indicaram ausência ou pouca correlação entre estas variáveis (França *et al.* 2009, Liboriussen & Jeppesen 2006, Kahlert & Pettersson 2002, Cattaneo 1987).

Apesar dos resultados conhecidos não serem muito consistentes (Liboriussen & Jeppesen 2006), sabe-se que os efeitos do potencial de limitação por nutrientes sobre a comunidade bentônica de algas são mais pronunciados em ambientes oligotróficos (Liboriussen & Jeppesen 2006). Com a elevação da trofia dos sistemas, a importância da luz como fator regulador da

comunidade algal perifítica, isolada ou associada aos nutrientes, é aumentada. Assim, em ambientes com concentrações intermediárias de nutrientes, o crescimento e a produção perifítica são favorecidos mediante uma combinação ótima de nutrientes e luz. Em lagos eutróficos, entretanto, a limitação por nutrientes é substituída pela limitação por luz e o padrão de distribuição horizontal e vertical da biomassa e de produção perifítica pode ser completamente alterado (Liboriussen & Jeppesen 2006).

A identificação do fator regulador da biomassa e do estado nutricional da comunidade perifítica pode ser alcançada mediante estudos abordando as escalas temporal e espacial de variação (Kahlert *et al.* 2002).

Com relação à escala temporal, apesar do perifíton estar reconhecidamente presente no decorrer de um ciclo sazonal completo (Meulemans 1988, Burkholder & Wetzel 1989), sua sazonalidade em lagos ainda não foi intensivamente estudada, a ponto de permitir que padrões gerais de variação sejam propostos (Liboriussen 2003). Apesar disso, em ambientes temperados há registros de aumento da biomassa e da densidade perifítica durante o inverno (Liboriussen & Jeppesen 2009, Liboriussen 2003) e outono (Kahlert *et al.* 2002), o que também foi verificado por França *et al.* (2009), Borduqui *et al.* (2008), O'Reilly (2006) e Vercellino & Bicudo (2006) em região tropical. Em todos os casos, o desenvolvimento favorável de biomassa durante o inverno foi associado à mais alta transparência da água, apesar das baixas temperatura e luminosidade. Ainda em região tropical, a influência da escala temporal e de eventos de inundação (regulados temporalmente) sobre a composição química do perifíton foi demonstrada por Moschini-Carlos *et al.* (1998) e Engle & Melack (1993), respectivamente.

Em relação à escala espacial, em ambientes lóticos, a elevada variação em diferentes escalas horizontais indica que as comunidades bentônicas são amplamente distribuídas (Jones 1978, Stevenson 1997, Ledger & Hildrew 1998). Em lagos, tal informação sobre a variação em escala espacial é mais escassa e remete, principalmente, para a biomassa algal bentônica de sedimentos ou de areia (Cyr 1998, Downing & Rath 1988). Alguns estudos têm mostrado, no entanto, que as variabilidades horizontais (Kahlert *et al.* 2002, Kahlert & Pettersson 2002) e verticais (Borduqui *et al.* 2008, Liboriussen & Jeppesen 2006, Kralj *et al.* 2006, O'Reilly 2006, Kahlert *et al.* 2002, Hawes & Smith 1994) da biomassa, do estado nutricional e da estrutura da comunidade perifítica em lagos são grandes e, muitas vezes, independentes. Portanto, a estimativa precisa da contribuição do perifíton para a produtividade de lagos depende da escala, de modo que esta deve ser sempre considerada em estudos ecológicos. Além disso, em termos práticos, se a variação em diferentes escalas é previamente conhecida, o esforço amostral para detecção de diferenças significativas em escala espacial pode ser minimizado em estudos de monitoramento, tornando-os mais viáveis (Kahlert *et al.* 2002).

A partir das premissas acima, os objetivos deste estudo foram avaliar e comparar os atributos (composição química, biomassa fotossintética e massa orgânica) da comunidade perifítica e relacionar sua razão estequiométrica com a do séston e da água em escalas temporal e espacial em dois reservatórios com diferentes trofias. Pretendeu-se, mais especificamente, relacionar o conteúdo de fósforo e nitrogênio do perifíton com a disponibilidade de nutrientes na água, visando identificar em qual condição trófica a composição química do perifíton é mais preditiva da disponibilidade de nutrientes. Assim, as seguintes hipóteses foram formuladas:

1. O principal fator regulador do aumento de biomassa do perifíton no reservatório oligotrófico (Lago do IAG) é a disponibilidade de nutrientes e no hipereutrófico (Lago das Garças), a disponibilidade de luz.
2. No reservatório oligotrófico (Lago do IAG), a biomassa perifítica é positivamente relacionada com seu conteúdo de nutrientes, enquanto que no reservatório hipereutrófico, a biomassa perifítica não está relacionada com o seu conteúdo de nutrientes.

## **2. ÁREA DE ESTUDO**

---

A área de estudo é a mesma descrita na introdução geral deste trabalho.

## **3. MATERIAL E MÉTODOS**

---

Variáveis limnológicas da subsuperfície da água e biológicas do perifíton foram analisadas mensalmente, entre setembro de 2006 e agosto de 2007, em duas regiões no reservatório oligotrófico (Lago do IAG) e em três, no hipertrófico (Lago das Garças). Os locais de coleta foram escolhidos de forma a abranger os diferentes compartimentos das duas represas, com o intuito de verificar possíveis diferenças espaciais tanto das variáveis físicas e químicas quanto das biológicas. No caso do Lago do IAG, amostras foram tomadas na região pelágica (4,7m) e na região litorânea (1,5m). No Lago das Garças, as coletas foram realizadas na região pelágica (4,7m) e em duas regiões litorâneas, denominadas entradas 6 (2m) e 7 (2m), pelo fato de constituírem locais de entrada de água oriunda de nascentes próximas (estação 6) e de esgoto (estação 7), respectivamente.

### **3.1. Variáveis climáticas**

Os dados das variáveis climáticas temperatura do ar ( $^{\circ}\text{C}$ ) (termômetro de bulbo seco), precipitação pluviométrica (mm) (pluviômetro) e irradiação solar ( $\text{MJ m}^2$ ) (actinógrafo), durante

o período estudado, foram fornecidos pela Estação Meteorológica do Observatório “Alexander Postoiev” do CIENTEC, Centro de Ciência e Tecnologia da Universidade de São Paulo, localizado dentro da Reserva do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga.

### 3.2. Variáveis abióticas

As variáveis físicas e químicas analisadas em todos os locais de amostragem foram transparência da água (m) mediante obtenção do valor da profundidade de desaparecimento do disco de Secchi, temperatura (°C), pH e condutividade elétrica ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) com auxílio de sonda multiparâmetro YSI (Hexis) modelo 610-D, oxigênio dissolvido ( $\text{mg L}^{-1}$ ) (Golterman *et al.* 1978), alcalinidade ( $\text{mEq L}^{-1}$ ) (Golterman & Clymo, 1969), formas de carbono inorgânico (Mackereth *et al.* 1978), amônio ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) (Solorzano 1969), fósforo solúvel reativo ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) e fósforo total dissolvido ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) (Strickland & Parsons 1960), nitrato ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) e nitrito ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) (Mackereth *et al.* 1978), ortossilicato ( $\text{mg L}^{-1}$ ) (Golterman *et al.* 1978) e nitrogênio total ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) e fósforo total ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) (Valderrama 1981).

As análises das frações dissolvidas de nutrientes foram realizadas a partir de amostras filtradas sob baixa pressão ( $< 0,5 \text{ atm}$ ) em filtro de fibra de vidro Whatman GF/F (47 mm de diâmetro, 0,6-0,7  $\mu\text{m}$  de porosidade) previamente calcinado ( $450^\circ\text{C}/4 \text{ h}$ ). As análises acima descritas foram processadas no mesmo dia da coleta, em cada mês (exceto o fósforo e nitrogênio total, analisados dentro de 2 meses).

### 3.3. Variáveis biológicas

Para avaliar a comunidade perifítica foram montados sistemas experimentais da seguinte forma: em cada estação de amostragem, foi colocado 1 suporte de madeira com 50 cm de comprimento, 40 cm de largura e 36 cm de altura, os quais permaneceram submersos durante todo o período de estudo para acomodar estrados de madeira de 59 cm de comprimento por 9,7 cm de largura. Tais suportes foram utilizados para encaixar dos substratos artificiais e permaneceram submersos a aproximadamente 45 cm de distância da superfície da água, durante 28 a 30 dias, período necessário para estabelecimento da comunidade perifítica. Lâminas de vidro foram escolhidas como substrato artificial para o desenvolvimento do perifíton, para assegurar a padronização e posterior comparação da comunidade entre regiões e lagos, assim como para eliminar a possível variabilidade devida a diferenças no tempo de colonização e na estrutura da superfície colonizável. Além disso, porque constituem um material quimicamente inerte, com área de colonização definida e constante, de baixo custo e fácil manuseio.

As lâminas de vidro para estudo do perifíton foram obtidas de forma aleatória, acondicionadas em frascos de polietileno de 250 ml e transportadas até o laboratório devidamente resfriadas em caixas de isopor. O material perifítico desenvolvido na superfície das

lâminas foi completamente raspado com lâmina de barbear e lavado com água destilada ou purificada, dependendo da finalidade da análise.

O material destinado à determinação dos teores de clorofila-*a* ( $n = 2$ ) foi raspado do substrato, lavado com água destilada diretamente sobre filtro de fibra de vidro e, posteriormente, filtrado em bomba a vácuo ( $< 0,5$  atm). Todo o procedimento foi realizado sob condições de ausência parcial de luz; e após a filtração, os filtros foram cuidadosamente dobrados, embalados em papel alumínio, acondicionados em recipientes com sílica-gel e mantidos em congelador ( $-20^{\circ}\text{C}$ ) até a análise, que foi realizada dentro de 3 meses. Os teores de clorofila-*a* e feopigmentos ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) foram determinados conforme Sartory & Grobbelar (1984) e Marker *et al.* (1980), incluindo as modificações de Wetzel & Likens (1991). Concentrações de clorofila-*a* do fitoplâncton também foram medidas através dos mesmos métodos utilizados para o perifíton, a partir de amostras da água subsuperficial de cada região, em cada represa.

A determinação da massa seca (MS) e da massa orgânica (MSLC) ( $n = 2$ ) foi feita a partir de amostras obtidas por raspagem do substrato sobre filtro de fibra de vidro (previamente pesado) e, a seguir, filtradas em bomba a vácuo ( $< 0,5$  atm). Os filtros contendo o material perifítico foram mantidos em estufa a  $70^{\circ}\text{C}$  para as posteriores medidas gravimétricas de acordo com Schwarzbald (1990).

Finalmente, as amostras destinadas à determinação da composição química do perifíton ( $n = 3$ ) foram raspadas, lavadas com volume conhecido de água ultrapura, acondicionadas em frascos de polietileno e congeladas ( $-20^{\circ}\text{C}$ ) para posterior análise. A determinação do nitrogênio total do perifíton foi realizada de acordo com o método de Micro-Kjedhal descrito em Umbreit *et al.* (1964), e baseado na digestão com ácido sulfúrico seguida pela determinação do teor de amônio. O fósforo total do perifíton foi determinado segundo Andersen (1976) modificado por Pompêo & Moschini-Carlos (2003), mediante digestão com ácido clorídrico seguida pela determinação do teor de fósforo solúvel reativo. O conteúdo destes nutrientes na comunidade perifítica foi expresso em %gMSLC.

As razões N:P indicativas do limiar de limitação nutricional seguiram valores propostos por Redfield (1958) para a água (N:P  $< 16$  N limitante; N:P  $> 16$  P limitante), e por Kahlert (1998) para o perifíton (N:P  $< 12$  N limitante; N:P  $> 32$  P limitante).

### **3.4. Classificação trófica dos reservatórios**

Para obter a classificação trófica dos reservatórios estudados durante o período de estudo, foi calculado o Índice de Estado Trófico de Carlson, modificado por Lamparelli (2004), com base nas concentrações de clorofila-*a*, fósforo total e profundidade do disco de Secchi.

### 3.5. Tratamento estatístico dos dados

A estatística descritiva dos dados foi providenciada usando médias aritméticas como medida de tendência central e o desvio padrão e o coeficiente de variação como medidas de dispersão e variabilidade dos dados ao longo do período estudado.

Como análise exploratória, foi utilizada a Análise de Componentes Principais (PCA), que ordenou as unidades amostrais em função das variáveis abióticas, a partir de matrizes de covariância, com os dados transformados pela amplitude de variação (“ranging”). A transformação foi realizada com o intuito de normalizar as diferenças nas escalas dos valores das variáveis.

O Critério de Informação de Akaike ( $AIC_c$  de segunda ordem, corrigido para pequenos tamanhos amostrais) foi calculado com o objetivo de estimar e selecionar um modelo de regressão para as variáveis resposta que providencia uma boa aproximação (a melhor possível) do modelo real hipotético com menor perda de informação, baseando-se no conjunto de dados disponíveis. Como variáveis resposta foram escolhidas a clorofila-*a* e a massa orgânica do perifíton, medidas representativas da biomassa da comunidade, e como variáveis explanatórias as formas totais e dissolvidas de nitrogênio e fósforo da água e a clorofila-*a* fitoplanctônica. De acordo com Burnham & Anderson (2002), a plausibilidade de um modelo decresce com o aumento dos valores de  $\Delta AIC_c$ , os quais representam as diferenças dos  $AIC_c$  de cada modelo e o mínimo  $AIC_c$  encontrado. A medida de  $\Delta AIC_c$ , portanto, oferece o nível de suporte empírico dos modelos. Valores de  $\Delta AIC_c$  menores que 2 indicam modelos com níveis similares de suporte empírico, valores entre 2 e 10 apontam para uma certa incerteza, e valores maiores que 10 devem ser seguramente descartados. Assim sendo, valores de  $\Delta AIC_c$  mais próximos de zero indicam melhor ajuste e menor parcimônia do modelo. O peso de Akaike ( $w_i$ ) é uma estatística associada calculada para cada modelo com base nos valores de  $\Delta AIC_c$ . Variando de 0 a 1, os valores de  $w_i$  são extremamente úteis no escalonamento e interpretação dos valores de  $\Delta AIC_c$  e indicam a importância relativa do modelo *i* em relação a todos os modelos avaliados. Da mesma forma, as taxas de evidência ( $w_i/w_j$ ) indicam a probabilidade de um modelo ser mais ajustado e, portanto, superior em relação aos demais em termos de explicação. Assim, as referidas estatísticas providenciam as evidências de que determinado modelo (*i*) é o melhor explanatório do conjunto de modelos estimados.

De acordo com Johnson & Omland (2004), a utilização da seleção de modelos, uma inferência estatística baseada em teoria da informação estatística, é especialmente válida para conjuntos de dados observacionais amostrados em sistemas complexos, como é o caso dos dados deste trabalho. Gráficos de dispersão foram plotados para representar as relações entre as variáveis resposta e as variáveis explanatórias dos modelos com suporte empírico.

Os programas estatísticos utilizados foram os seguintes: MINITAB (versão 14.1) para a análise descritiva dos dados, WINMAT para transformação dos dados, PCORD (versão 5.1 para Windows) (McCune & Mefford 1999) para a Análise de Componentes Principais e SAM software (Rangel *et al.* 2006) para o cálculo do Critério de Informação de Akaike.

## 4. RESULTADOS

### 4.1. Variáveis climáticas na região do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga

A temperatura atmosférica média mensal variou de 15,3°C a 23,0°C, com média de 19,5°C (tab. 1). Menores valores foram registrados entre maio/07 e agosto/07 (período seco) e os maiores entre setembro/06 e abril/07 (final do período seco e período chuvoso) (fig. 1). A média de temperatura atmosférica no dia de coleta em cada reservatório acompanhou, de modo geral, a tendência das médias mensais. Nos dias de coleta no Lago do IAG, o menor e o maior valor foram registrados, respectivamente, em julho/2006 (15,2°C) e março/2007 (23,1°C); e nos dias de coleta no Lago das Garças, em julho/2006 (14,6°C) e janeiro/2007 (22,3°C) (fig. 1).

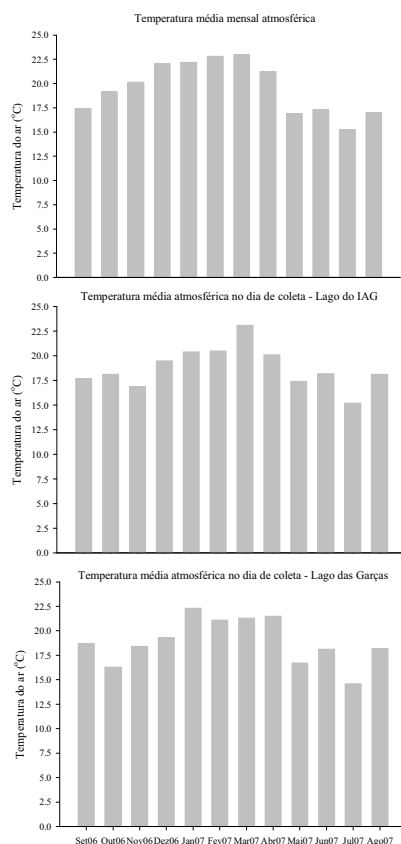


Figura 1. Variação da temperatura atmosférica média mensal e no dia da coleta no Lago do IAG e no Lago das Garças, no período de setembro de 2006 a agosto de 2007.



A precipitação pluviométrica mensal total no período estudado variou de 0,7 mm (agosto de 2007) a 273,5 mm (fevereiro de 2007), com média de 133,6 mm (tab. 1). Os valores mais baixos foram registrados nos meses de seca e os mais altos nos meses de chuva (fig. 2). Especificamente nas datas de coleta no reservatório ologotrófico, ocorreram precipitações em outubro de 2006 e março, maio e julho de 2007; e no hipertrófico, em setembro e outubro de 2006 e março, maio e julho de 2007 (fig. 2).

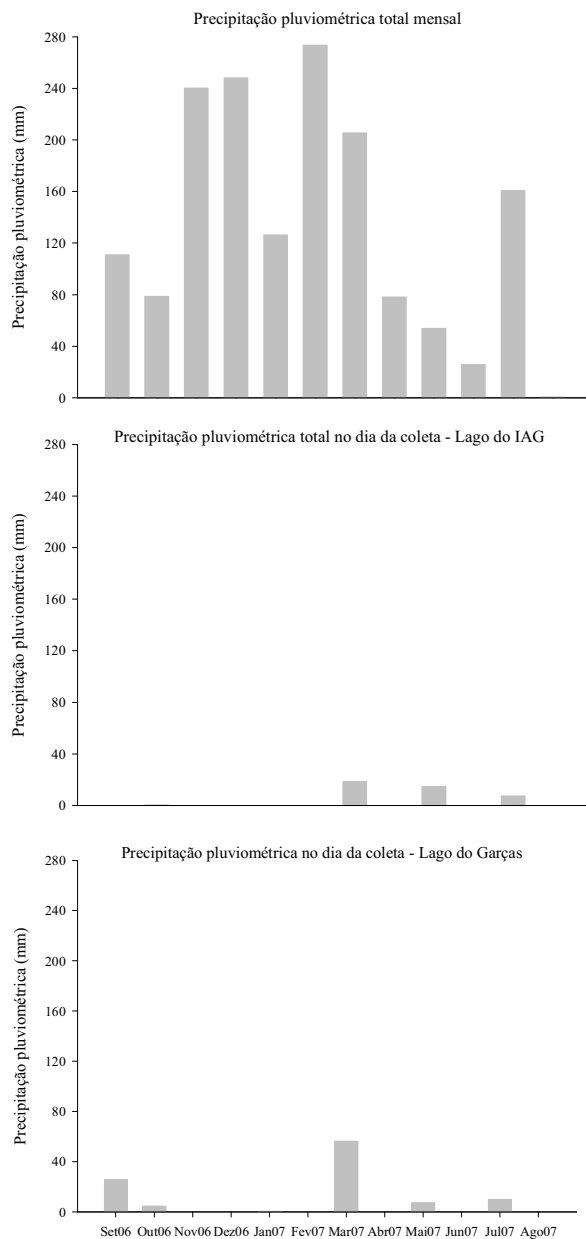


Figura 2. Variação da precipitação pluviométrica total mensal e no dia da coleta no Lago do IAG e no Lago das Garças no período de setembro de 2006 a agosto de 2007.

Valores notavelmente mais elevados de irradiação solar média mensal foram registrados no período chuvoso, entre outubro de 2006 e março de 2007 (fig. 3), com o máximo registrado em fevereiro de 2007 (18,6 MJ m<sup>2</sup>) (tab. 1). O mínimo de irradiação solar média mensal foi observado em julho de 2007 (10,1 MJ m<sup>2</sup>) (tab. 1).

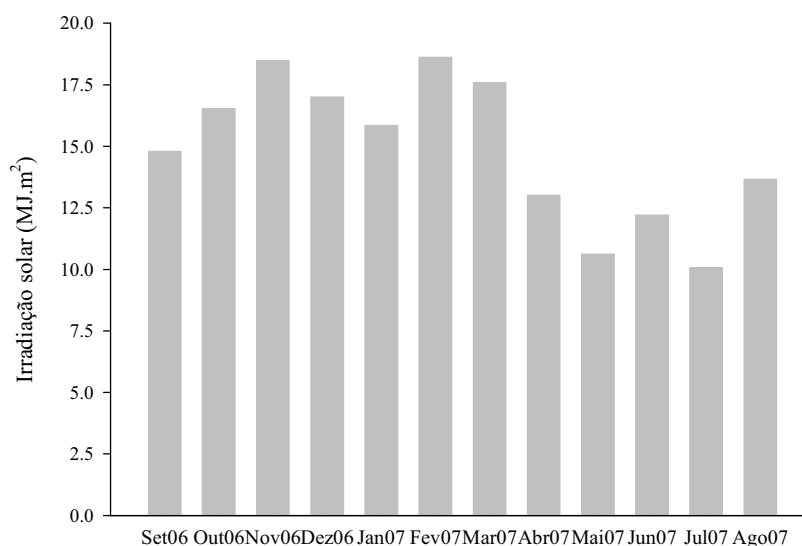


Figura 3. Variação da irradiação solar global média mensal no período de setembro de 2006 a agosto de 2007.

Tabela 1. Valores médios, mínimos e máximos, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (%CV) da temperatura atmosférica, precipitação pluviométrica e irradiação solar global na região no PEFI no período de setembro de 2006 a agosto de 2007 (dados de temperatura atmosférica e irradiação solar global foram baseados nas médias mensais e os de precipitação pluvial nos totais mensais, n = 12).

Variável	Média	Mínima-Máxima	DP	CV(%)
Temperatura atmosférica (°C)	19,5	15,3-23,0	2,7	13,8
Precipitação pluviométrica (mm)	133,6	0,7-273,5	91,6	68,6
Irradiação solar (MJ.m <sup>2</sup> )	14,9	10,1-18,6	3,0	19,9

#### 4.2. Variáveis abióticas

Considerando as tendências gerais de variação observadas nos dados climáticos e abióticos, dois períodos distintos puderam ser observados no período de estudo. O primeiro durou de outubro de 2006 a março de 2007 e foi caracterizado como época de chuva; e o segundo, de abril a agosto de 2007 e setembro de 2006 e foi caracterizado como época de seca.

Com relação à temperatura da água, mesma tendência de variação foi observada nas regiões pelágica e litorânea dos dois reservatórios estudados. Valores mais elevados foram registrados na época de chuva e mais baixos na época de seca (fig. 4-5).

No reservatório oligotrófico, a temperatura variou de 16,5°C a 24,3°C (média 20,5°C) na região pelágica e de 16,4°C a 24,5°C (média 20,5°C) na região litorânea (tab. 2). Os valores mínimos e máximos foram registrados em julho e março de 2007, respectivamente, em ambas as regiões estudadas.

No reservatório hipertrófico, a temperatura oscilou entre 17,0°C e 25,6°C (média 21,3°C) na região pelágica e de 17,0°C a 24,6°C (média 21,2°C) e entre 17,0°C a 24,8°C (média 21,2°C) nas entradas 6 e 7, respectivamente (tab. 2). O valor mínimo na região pelágica foi observado em julho e o máximo em março de 2007. Nas entradas, a menor temperatura do período foi registrada em julho e a maior em janeiro de 2007.

O pH não apresentou um padrão definido de variação em ambos os reservatórios e, também, nos seus compartimentos no que diz respeito às duas épocas climáticas identificadas. No oligotrófico, oscilou entre 5,2 (dezembro de 2006) e 8,6 (fevereiro de 2007), média 6,5, na região pelágica; e na região litorânea entre 4,8 (março de 2007) e 7,7 (fevereiro de 2007), média 5,6 (tab. 2). Média de pH ligeiramente maior na região pelágica em relação à litorânea foi observada neste reservatório (fig. 4). No hipertrófico, os valores registrados foram notavelmente mais alcalinos, variando entre 5,4 e 9,6 (média 7,1) na região pelágica, entre 5,8 e 9,4 (média 7,4) na entrada 6 e entre 5,9 e 9,6 (média 7,6) na entrada 7 (tab. 2). Os valores mínimos foram observados em dezembro de 2006 na região pelágica e em março de 2007 nas entradas 6 e 7; e os máximos, em agosto de 2007 nas três regiões estudadas (fig. 5).

De maneira geral, os maiores valores de condutividade foram observados no período seco tanto no oligotrófico quanto no hipertrófico, em cada uma das regiões estudadas (fig. 4-5). No primeiro sistema, os valores mínimos foram registrados em janeiro de 2007 (24,0  $\mu\text{S cm}^{-1}$ ), na região pelágica e em setembro de 2006 (13,0  $\mu\text{S cm}^{-1}$ ), na litorânea; e os máximos em agosto de 2007, tanto na região pelágica (39,0  $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) quanto na litorânea (36,0  $\mu\text{S cm}^{-1}$ ). As médias na região pelágica e na litorânea para o período estudado foram 28,9  $\mu\text{S cm}^{-1}$  e 26,2  $\mu\text{S cm}^{-1}$ , respectivamente, para os valores máximos e os mínimos. Consideravelmente mais elevada do que no oligotrófico, a condutividade no hipertrófico variou de 173,0  $\mu\text{S cm}^{-1}$  a 348,0  $\mu\text{S cm}^{-1}$  (média 241,8  $\text{mS cm}^{-1}$ ) na região pelágica, de 172,0  $\mu\text{S cm}^{-1}$  a 341,6  $\mu\text{S cm}^{-1}$  (média 240,1  $\text{mS cm}^{-1}$ ) na entrada 6 e de 175,0 a 344,0  $\mu\text{S cm}^{-1}$  (média 243,0  $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) na entrada 7. Em todas as regiões estudadas, os valores mínimos e máximos ocorreram nos meses janeiro e julho de 2007, respectivamente.

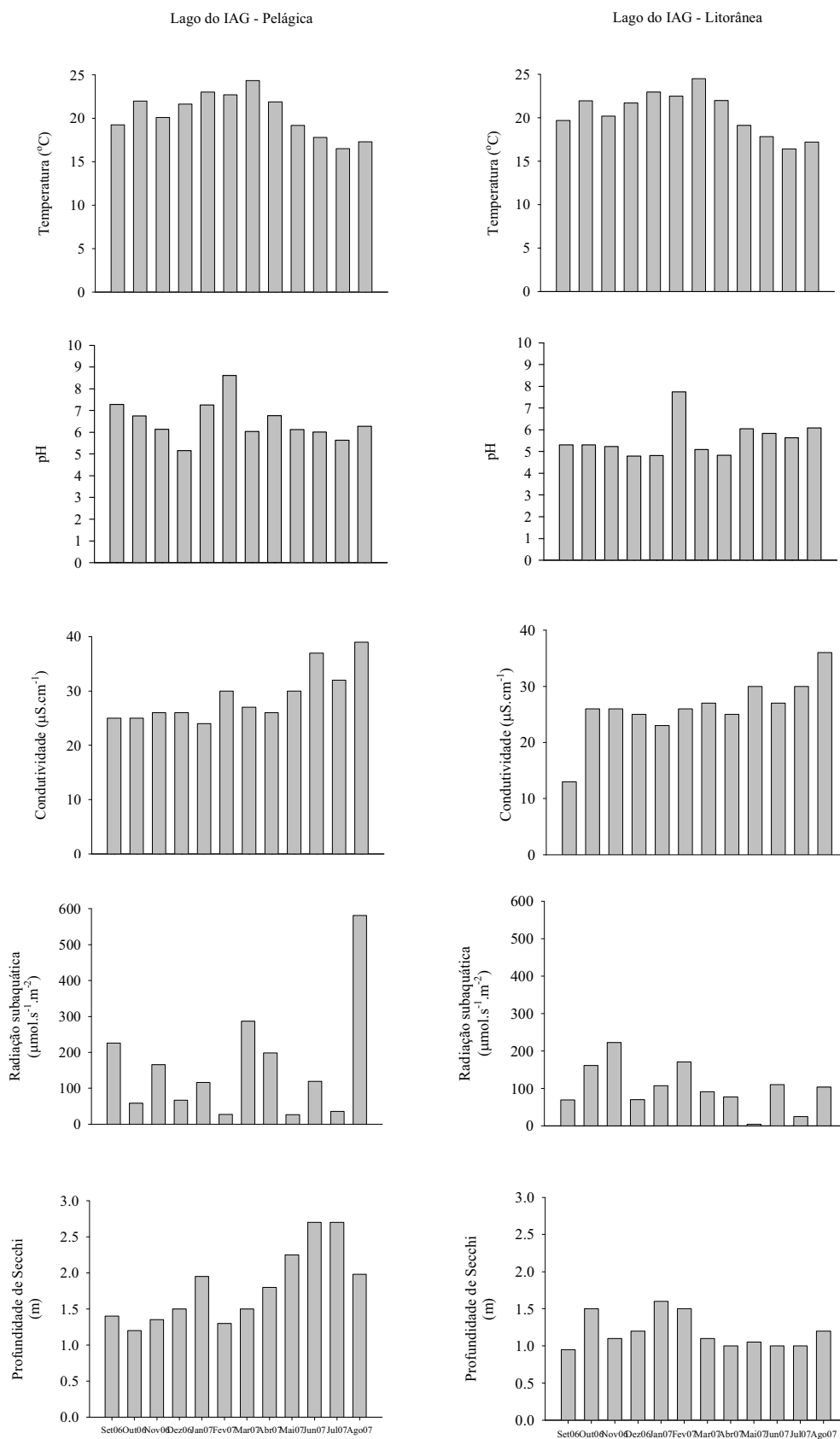


Figura 4. Variação temporal e espacial da temperatura (°C), pH, condutividade ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ), radiação solar subaquática e profundidade de Secchi na região pelágica e litorânea do Lago do IAG no período setembro de 2006 a agosto de 2007.

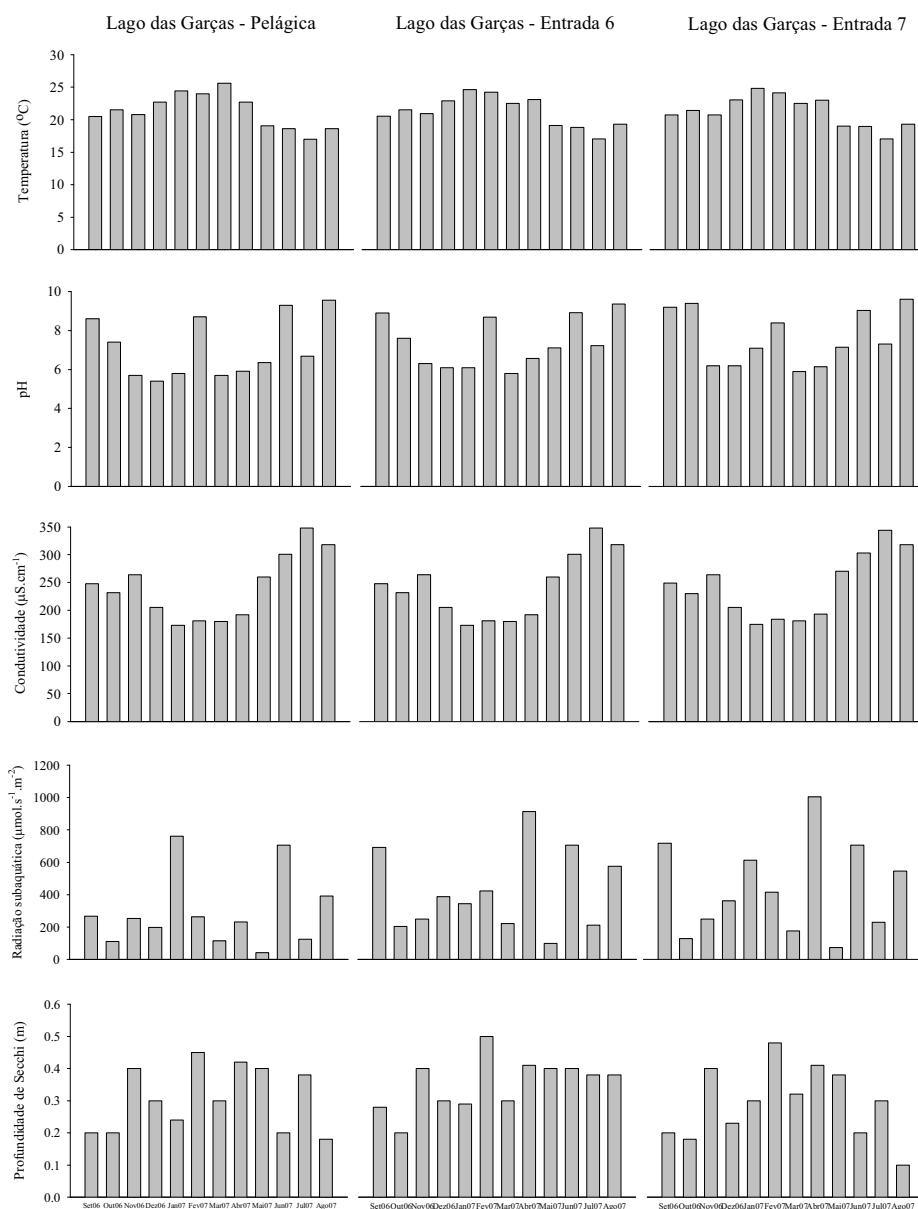


Figura 5. Variação temporal e espacial da temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ), pH, condutividade ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ), radiação solar subaquática e profundidade de Secchi na região pelágica e entradas do Lago das Garças no período setembro de 2006 a agosto de 2007.

Não foi verificado um padrão temporal de variação da radiação subaquática nas regiões pelágica, litorânea e entradas dos dois reservatórios estudados ao longo de todo o período deste estudo. Os valores mínimos, máximos e médios podem ser consultados na tabela 2. Ressalte-se que as medidas de radiação subaquática são pontuais e dependem das condições climáticas do dia de coleta, especificamente.

A transparência da água medida pela profundidade de desaparecimento do disco de Secchi foi maior no reservatório oligotrófico, especialmente na região pelágica, durante o

período seco (fig. 4). Variou entre 1,2 m (outubro de 2006) e 2,7 m (junho e julho de 2007), com média de 1,8 m. Na região litorânea, a variação (0,95 m em setembro de 2006 a 1,2 m de profundidade em janeiro de 2007, média 1,2 m) foi mais homogênea ao longo do período deste estudo (tabela 2).

No reservatório hipertrófico, a transparência variou de 0,18 m (agosto de 2007) a 0,45 m (fevereiro de 2007), com média de 0,3 m na região pelágica. Nas entradas 6 e 7 oscilou, respectivamente, de 0,20 m em outubro de 2006 a 0,41 m em abril de 2007 (média 0,4 m) e de 0,1 m em agosto de 2007 a 0,48 m em fevereiro de 2007 (média 0,3 m) (tab. 2). De maneira geral, ao contrário do que foi registrado para o sistema oligotrófico, no hipertrófico os maiores valores de transparência foram observados entre novembro de 2006 e maio de 2007, principalmente na região pelágica e na entrada 7 (fig. 5).

A alcalinidade, no reservatório oligotrófico, não sofreu fortes alterações no decorrer do período do presente estudo (0,09-0,22 mEq L<sup>-1</sup> na região pelágica e 0,09-0,18 mEq L<sup>-1</sup> na litorânea) sendo apenas ligeiramente mais elevada entre novembro de 2006 e abril de 2007, com picos em fevereiro de 2007 (0,17 mEq L<sup>-1</sup>) e março de 2007 (0,22 mEq L<sup>-1</sup>) na região pelágica e novembro de 2006 e março de 2007 (0,18 mEq L<sup>-1</sup>) na litorânea (tab. 2). No hipertrófico, a alcalinidade foi visivelmente maior em relação ao oligotrófico e a variação foi de 0,72-1,26 mEq.L<sup>-1</sup> na região pelágica, 0,71-1,29 mEq L<sup>-1</sup> na entrada 6 e 0,72-1,25 mEq L<sup>-1</sup> na entrada 7 (tab. 2). Novembro de 2006 a maio de 2007 foi o período em que foram registrados os valores mais altos de alcalinidade em todas as regiões estudadas (fig. 6-7). As médias, os desvios padrões e os coeficientes de variação constam na tabela 2.

As formas total e livre de CO<sub>2</sub> tiveram, comparativamente, maior variação e os valores mais elevados na região litorânea do reservatório oligotrófico, especialmente entre novembro de 2006 e maio de 2007 (fig. 6). Os valores mínimo e máximo de CO<sub>2</sub> total e CO<sub>2</sub> livre nesta região foram, respectivamente, 13,54 mg L<sup>-1</sup> e 217,2 mg L<sup>-1</sup> e 8,99 mg L<sup>-1</sup> e 211,45 mg L<sup>-1</sup>. Na região pelágica, a variação foi de 5,4 a 93,5 mg L<sup>-1</sup> e de zero a 87,9 mg L<sup>-1</sup>, respectivamente; e os picos foram observados em dezembro de 2006 (tab. 2).

O mesmo padrão de variação do CO<sub>2</sub> total e livre foi verificado na região pelágica e nas entradas do reservatório hipertrófico. Com exceção de fevereiro de 2007 (região pelágica e entrada 6) e fevereiro e março de 2007 (entrada 7), meses em que houve decréscimo, os maiores valores destas duas variáveis também foram medidos entre outubro de 2006 e março de 2007 (fig. 9).

Distribuição temporal relativamente homogênea do íon bicarbonato (HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>) foi observada ao longo de todo o período do presente estudo nos dois reservatórios e em cada região estudada em cada reservatório. Com relação ao íon carbonato (CO<sub>3</sub><sup>=</sup>), não foi verificado

qualquer padrão de variação temporal definido. Picos de  $\text{CO}_3^{=}$  foram acompanhados de aumentos do pH em cada local, como seria de se esperar (fig. 6-7).

No reservatório oligotrófico, as maiores concentrações de oxigênio dissolvido foram registradas no período seco (entre abril e agosto de 2007) e em setembro de 2006 tanto na região pelágica quanto na litorânea. No hipertrófico, o mesmo padrão de variação foi verificado, de forma geral, com algumas quedas em novembro de 2006 (região pelágica) e novembro de 2006 e fevereiro de 2007 (entradas 6 e 7) (fig. 6-7). Valores mínimo e máximo, média, desvio padrão e coeficiente de variação de todas as variáveis antes mencionadas estão resumidos na tabela 2.

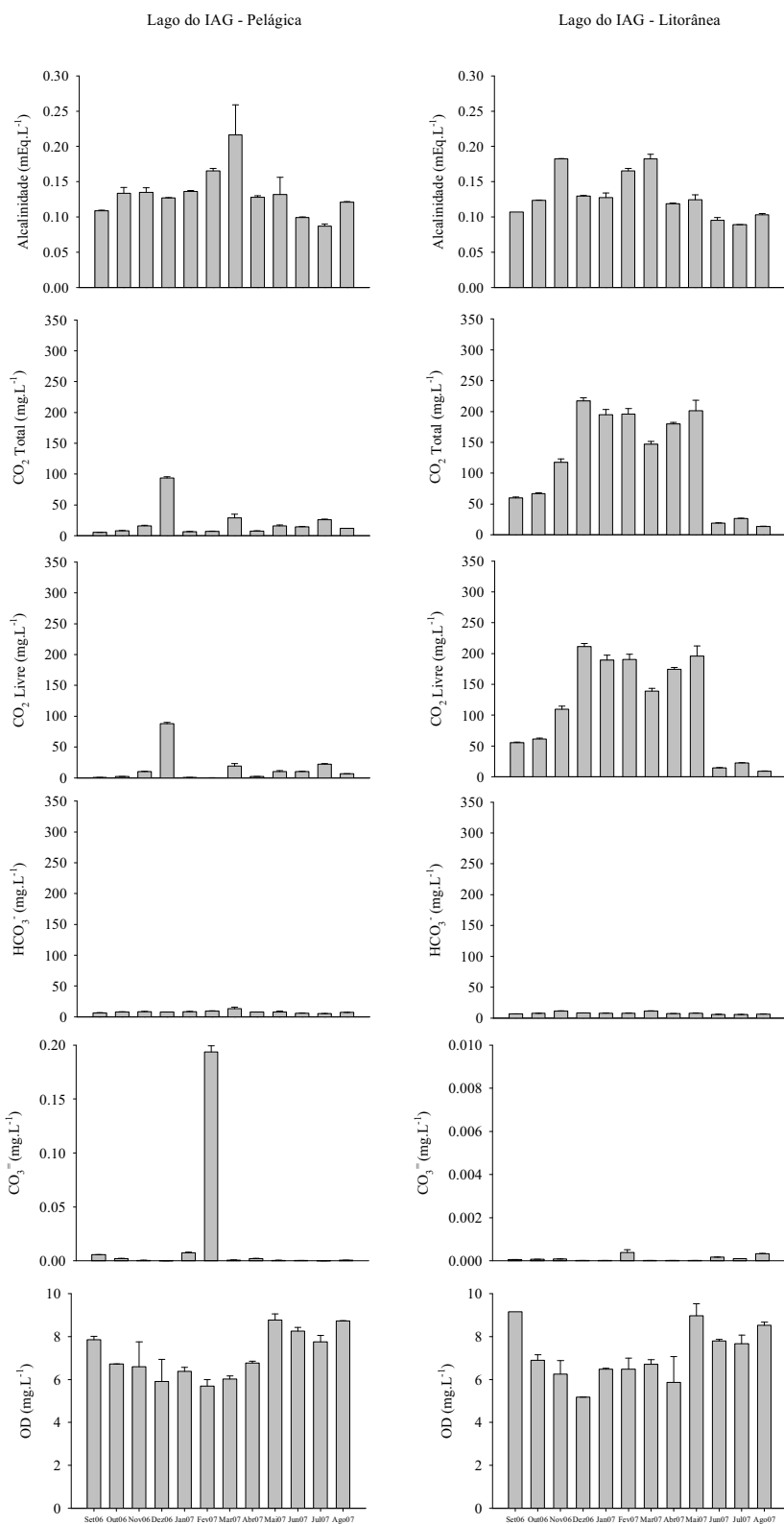


Figura 6. Variação temporal e espacial de alcalinidade (mEq L<sup>-1</sup>), CO<sub>2</sub> total, CO<sub>2</sub> livre, HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>, CO<sub>3</sub><sup>=</sup> (mg L<sup>-1</sup>) e oxigênio dissolvido (mg L<sup>-1</sup>) nas regiões pelágica e litorânea do Lago do IAG no período setembro de 2006 a agosto de 2007.



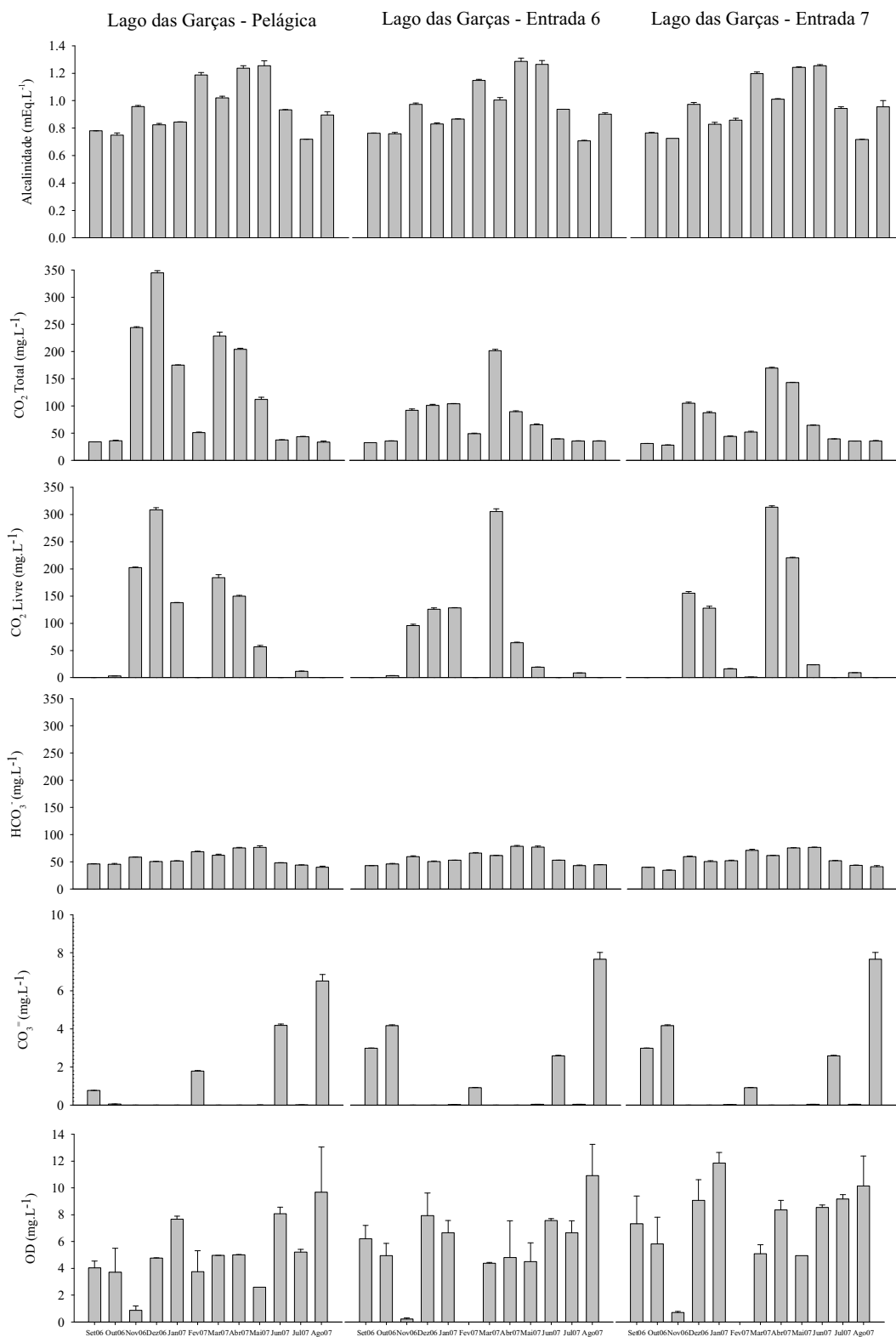


Figura 7. Variação temporal e espacial de alcalinidade (mEq L<sup>-1</sup>), CO<sub>2</sub> total, CO<sub>2</sub> livre, HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>, CO<sub>3</sub><sup>=</sup> (mg L<sup>-1</sup>) e oxigênio dissolvido (mg L<sup>-1</sup>) nas regiões pelágica e litorânea do Lago das Garças no período setembro de 2006 a agosto de 2007.

As concentrações de nitrogênio foram, em geral, até cerca de cinco vezes maiores no reservatório hipertrófico do que no oligotrófico (tab. 2). Sobre as formas dissolvidas, no oligotrófico, a tendência de variação não seguiu o padrão temporal de seca e chuva, tanto na região pelágica quanto na litorânea, tendo sido praticamente a mesma nestas duas regiões (fig. 8). Com exceção do nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ), cujos valores estiveram sempre abaixo do limite de detecção do método ( $< 5,0 \mu\text{g L}^{-1}$ ), as demais formas apresentaram maiores valores em setembro e outubro de 2006, os quais foram seguidos por valores intermediários entre dezembro de 2006 e junho de 2007 e menores (amônio,  $\text{NH}_4^+$ ) ou igualmente intermediários (nitrato,  $\text{NO}_3^-$ ) em julho e agosto de 2007. O amônio variou de  $10,0 \mu\text{g L}^{-1}$  a  $195,6 \mu\text{g L}^{-1}$ , média  $58,3 \mu\text{g L}^{-1}$ , na região pelágica; e de  $10,0 \mu\text{g L}^{-1}$  a  $198,3 \mu\text{g L}^{-1}$ , média  $51,3 \mu\text{g L}^{-1}$ , na região litorânea. Os valores mínimos e máximos foram registrados em ambas as regiões do lago, respectivamente, em julho-agosto de 2007 e em setembro de 2006. Os teores de nitrato oscilaram entre  $39,1 \mu\text{g L}^{-1}$  e  $300,0 \mu\text{g L}^{-1}$ , média  $155,8 \mu\text{g L}^{-1}$ , na região pelágica; e entre  $57,4 \mu\text{g L}^{-1}$  e  $249,4 \mu\text{g L}^{-1}$ , média  $140,6 \mu\text{g L}^{-1}$ , na região litorânea. A variação do nitrogênio inorgânico dissolvido esteve entre  $102,4 \mu\text{g L}^{-1}$  e  $432,7 \mu\text{g L}^{-1}$ , média  $51,3 \mu\text{g L}^{-1}$ , na região pelágica; e entre  $72,4 \mu\text{g L}^{-1}$  e  $397,6 \mu\text{g L}^{-1}$ , média  $51,3 \mu\text{g L}^{-1}$ , na região litorânea (tab. 2).

Verificou-se, no reservatório hipertrófico, um padrão temporalmente bem demarcado de distribuição das formas de nitrogênio e similar entre a região pelágica e as entradas 6 e 7. De forma geral, os valores de amônio, nitrato e nitrito foram maiores na maioria dos meses de seca (abril-agosto de 2007) e menores no final da seca e início da chuva (setembro de 2006 a março de 2007) (fig. 9). Registrou-se também uma tendência de diminuição dos mesmos (exceto  $\text{NO}_2^-$  na região pelágica e na entrada 6), no sentido dos últimos meses de seca (julho-agosto de 2007 e setembro de 2006), como pode ser visto na variação do nitrogênio inorgânico dissolvido (fig. 9). Amônio variou de  $10,0 \mu\text{g L}^{-1}$  a  $1558,4 \mu\text{g L}^{-1}$  (média  $556,9 \mu\text{g L}^{-1}$ ) na região pelágica, de  $10,0 \mu\text{g L}^{-1}$  a  $1473,9 \mu\text{g L}^{-1}$  (média  $550,0 \mu\text{g L}^{-1}$ ) na entrada 6 e de  $10,0 \mu\text{g L}^{-1}$  a  $2742,3 \mu\text{g L}^{-1}$  (média  $817,0 \mu\text{g L}^{-1}$ ) na entrada 7. Nitrato oscilou entre  $8,0 \mu\text{g L}^{-1}$  e  $645,4 \mu\text{g L}^{-1}$  (média  $151,8 \mu\text{g L}^{-1}$ ) na região pelágica, entre  $8,0 \mu\text{g L}^{-1}$  e  $568,7 \mu\text{g L}^{-1}$  (média  $210,5 \mu\text{g L}^{-1}$ ) na entrada 6 e entre  $8,0 \mu\text{g L}^{-1}$  e  $562,3 \mu\text{g L}^{-1}$  (média  $185,5 \mu\text{g L}^{-1}$ ) na entrada 7. A variação do nitrito foi de  $5,0 \mu\text{g L}^{-1}$  a  $74,4 \mu\text{g L}^{-1}$  (média  $24,6 \mu\text{g L}^{-1}$ ) na região pelágica, de  $5,0 \mu\text{g L}^{-1}$  a  $80,4 \mu\text{g L}^{-1}$  (média  $28,5 \mu\text{g L}^{-1}$ ) na entrada 6 e de  $5,0 \mu\text{g L}^{-1}$  a  $74,1 \mu\text{g L}^{-1}$  (média  $20,6 \mu\text{g L}^{-1}$ ) na entrada 7.

Com relação ao nitrogênio total, foram registrados valores um pouco maiores entre dezembro de 2006 e abril de 2007, com pico em dezembro de 2006, na região pelágica e na litorânea do reservatório oligotrófico (fig. 8). Os valores variaram entre  $202,4 \mu\text{g L}^{-1}$  e  $2696,2 \mu\text{g L}^{-1}$ , média  $809,6 \mu\text{g L}^{-1}$  na região pelágica e entre  $178,7 \mu\text{g L}^{-1}$  e  $3105,4 \mu\text{g L}^{-1}$ , média  $824,5 \mu\text{g L}^{-1}$  na região litorânea.

L<sup>-1</sup> na litorânea. No hipertrófico, os valores variaram bastante no decorrer do período estudado, oscilando entre 2807,0 µg L<sup>-1</sup> e 6658,6 µg L<sup>-1</sup> (média 4664,0 µg L<sup>-1</sup>) na região pelágica, entre 1911,7 µg L<sup>-1</sup> e 7670,9 µg L<sup>-1</sup> (média 4383,6 µg L<sup>-1</sup>) na entrada 6 e 1230,3 µg L<sup>-1</sup> e 8708,9 µg L<sup>-1</sup> (média 4645,6 µg L<sup>-1</sup>) na entrada 7 (tab. 2, fig. 9).

Um padrão similar de distribuição do fósforo solúvel reativo foi observado ao longo do período estudado em cada uma das regiões dos dois reservatórios. Os maiores valores foram registrados na maioria dos meses de seca (março-agosto de 2007 no reservatório oligotrófico e abril-agosto de 2007 no hipertrófico) e os menores, na maioria dos meses de chuva (setembro de 2006 a fevereiro de 2007 no oligotrófico e setembro de 2006 a março de 2007 no hipertrófico) (fig. 8-9). Em ambos os reservatórios e em cada região de cada um deles, os valores estiveram abaixo do limite de detecção do método (< 4 µg L<sup>-1</sup>) durante a maior parte do período chuvoso.

Em relação ao fósforo solúvel reativo, o fósforo total dissolvido sofreu mais oscilações durante o estudo, especialmente no sistema hipertrófico. No entanto, os maiores valores foram geralmente registrados em agosto de 2007 e setembro de 2006 (final do período seco) e em outubro-novembro de 2006 (início do período chuvoso), nas regiões do oligotrófico e do hipertrófico, respectivamente (fig. 8-9).

Concentrações mais elevadas de fósforo total também foram observadas no final do período seco e início do chuvoso, em cada uma das regiões dos dois reservatórios. Na região litorânea do oligotrófico, a tendência de distribuição do fósforo total foi praticamente oposta à do fósforo solúvel reativo. No hipertrófico, a distribuição ao longo de todo o período de estudo foi mais homogênea, especialmente na região pelágica. Nas entradas 6 e 7, foram registrados picos de PT em agosto de 2007 (fig. 9). As concentrações de PT foram até ca. 14 vezes maiores no Lago das Garças do que no Lago do IAG.

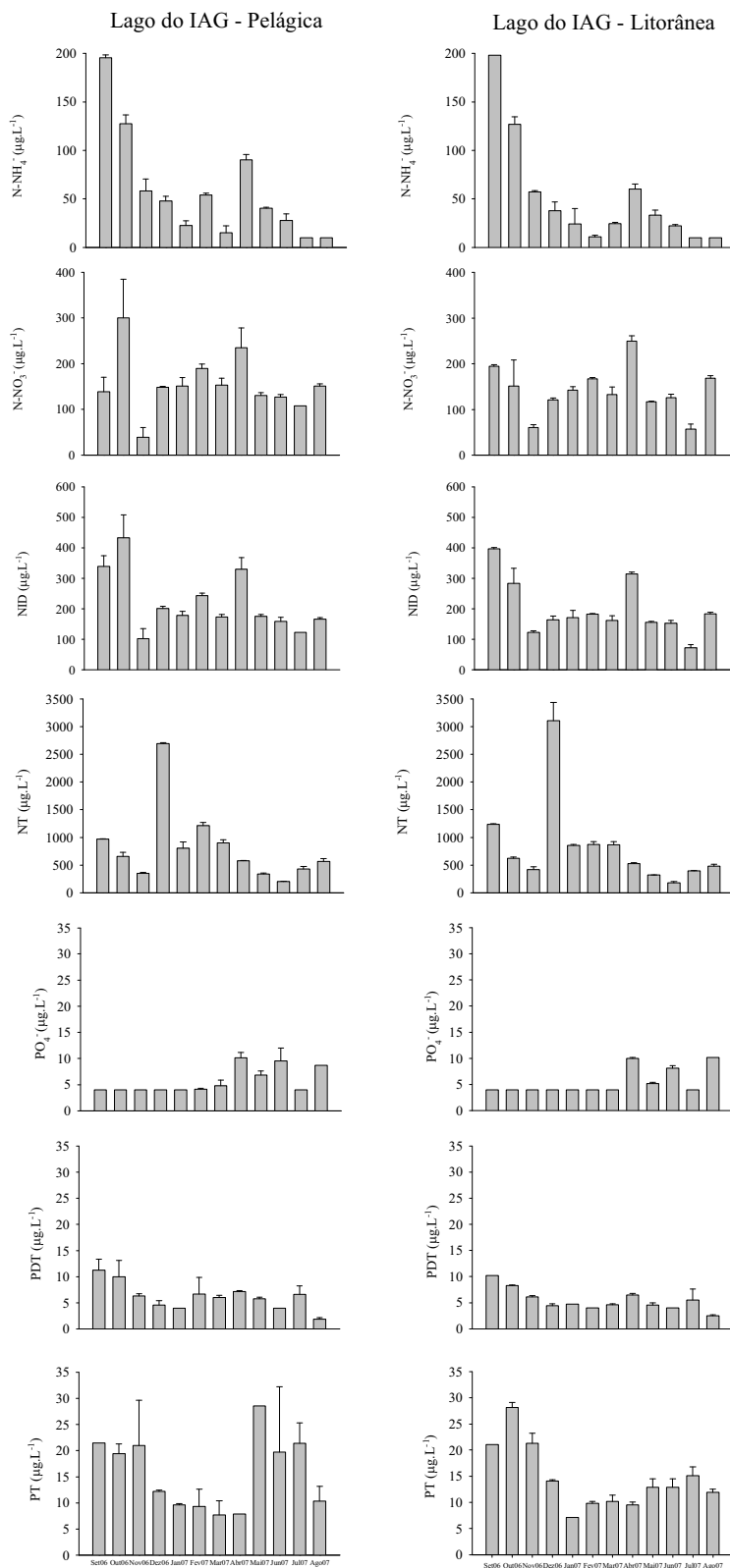


Figura 8. Variação temporal e espacial das formas dissolvidas e totais de nitrogênio e fósforo ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) nas regiões pelágica e litorânea do Lago do IAG no período setembro de 2006 a agosto de 2007.

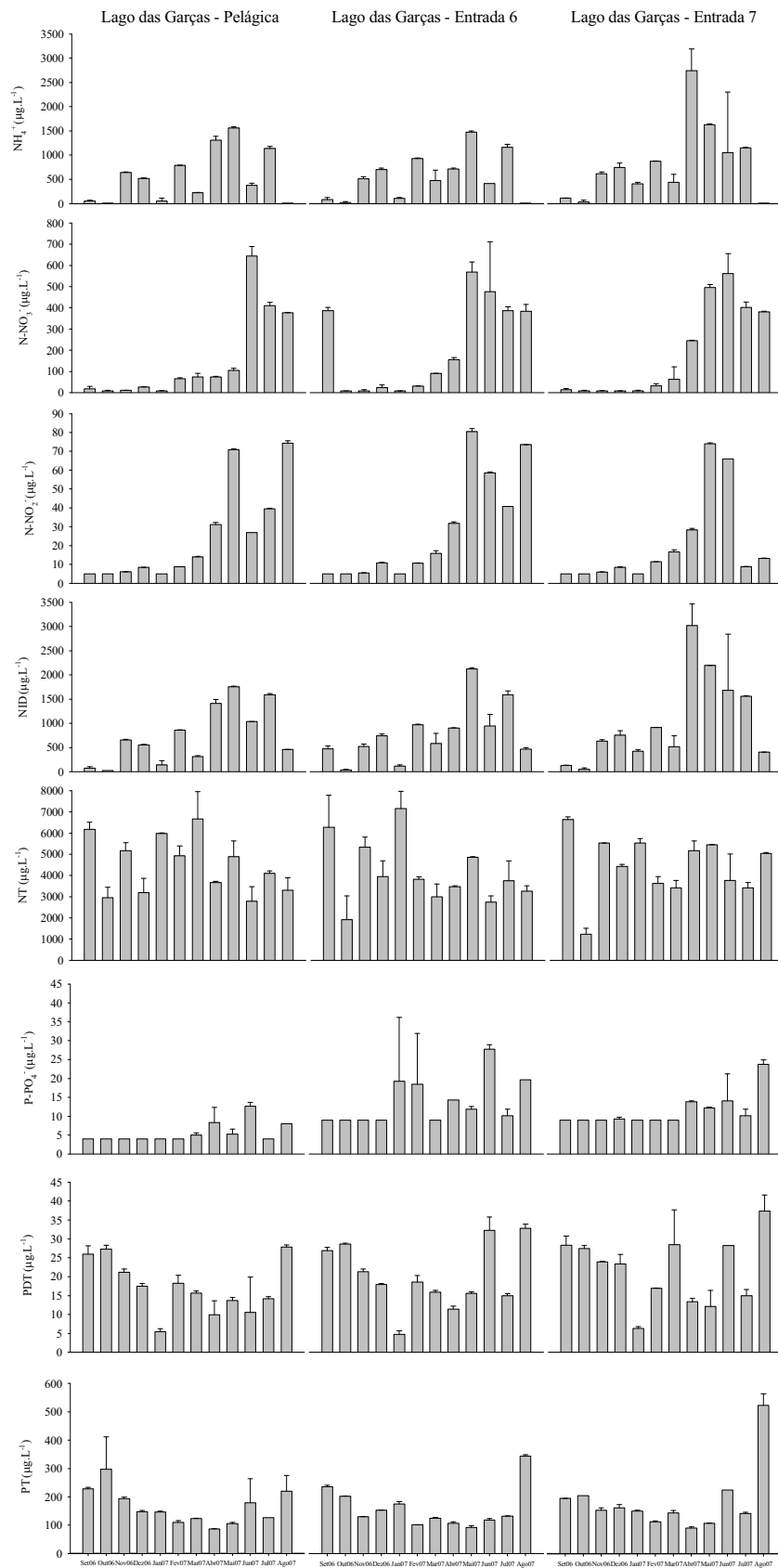


Figura 9. Variação temporal e espacial das formas dissolvidas e totais de nitrogênio ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) nas regiões pelágica e entradas do Lago das Garças no período setembro de 2006 a agosto de 2007.

A variação das razões N:P molar inorgânica e total e do séston no Lago do IAG e no Lago das Garças estão na figura 11. No sistema oligotrófico, tanto a razão N:P molar inorgânica quanto a N:P molar total indicaram um ambiente fósforo-limitado (tab. 2, fig. 11). O nível da limitação variou, entretanto, no decorrer do estudo. Tomando a razão N:P molar inorgânica, o ambiente foi altamente limitado por fósforo no final do período seco e início do chuvoso (setembro-outubro de 2006), quando os maiores valores foram registrados tanto na região pelágica quanto na litorânea. Na maioria dos meses de seca houve uma redução numérica desta razão indicando, por conseguinte, diminuição da limitação por fósforo. No ambiente hipertrófico, essas razões foram mais variáveis ao longo do período de estudo e picos foram registrados em maio e julho de 2007 na região pelágica e na entrada 6, e de abril a julho de 2007 na entrada 7. O período seco foi, neste caso, o mais fortemente limitado por fósforo.

Quanto à razão N:P molar total (fig. 11), maiores valores foram registrados entre dezembro de 2006 e abril de 2007 no reservatório oligotrófico e entre dezembro de 2006 e maio de 2007 no hipertrófico, em todas as regiões dos dois ambientes. A variação foi, entretanto, um pouco mais homogênea no sistema hipertrófico.

A razão N:P molar do séston seguiu o padrão médio de distribuição da razão N:P molar total em cada região dos dois reservatórios, sendo mais variável no oligotrófico (fig. 11).

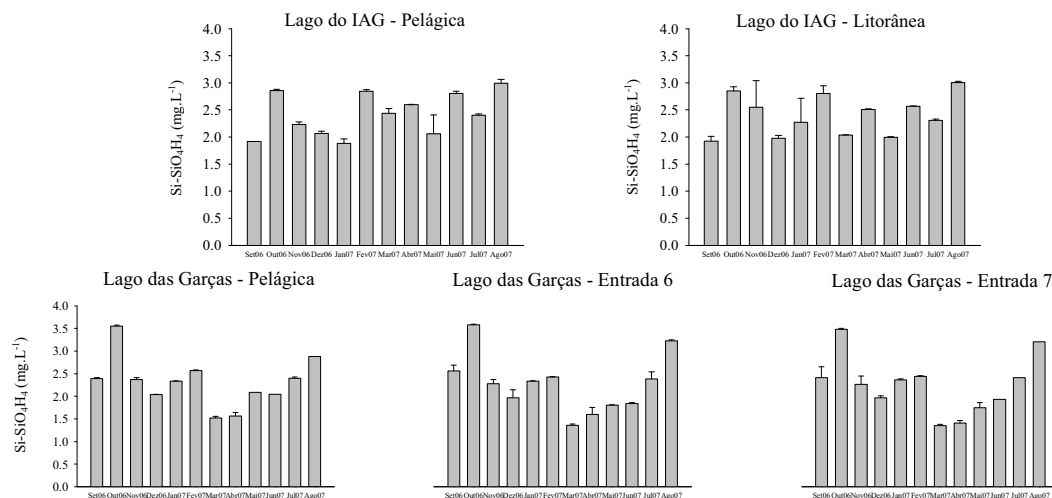


Figura 10. Variação temporal e espacial do ortossilicato ( $\text{mg L}^{-1}$ ) nas regiões pelágica e litorânea do Lago do IAG e na região pelágica e entradas 6 e 7 do Lago das Garças, no período setembro de 2006 a agosto de 2007.

Maiores concentrações de ortossilicato foram observadas na maioria dos meses de seca no reservatório oligotrófico, especialmente na região pelágica. No hipertrófico, a variação foi maior em todas as regiões dos dois sistemas durante todo o período estudado, com picos

registrados no final do período seco e no início do chuvoso e menores valores observados entre março e junho de 2007 (fig. 10).

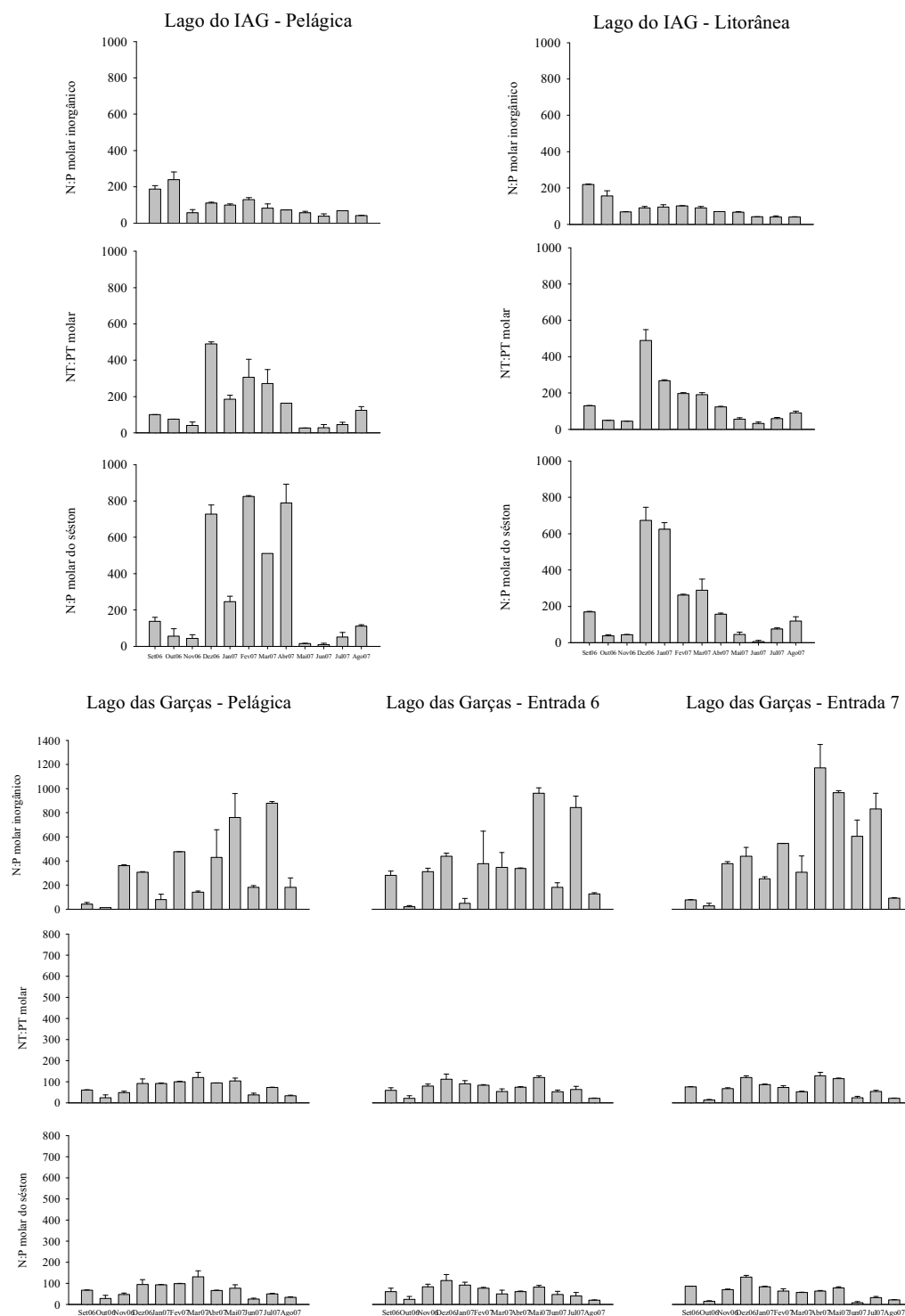


Figura 11. Variação temporal e espacial das razões N:P total da água, N:P inorgânico da água e N:P do séston, nas regiões pelágica e litorânea do Lago do IAG e na região pelágica e entradas 6 e 7 do Lago das Garças, no período setembro de 2006 a agosto de 2007.

A classificação trófica do Lago do IAG e do Lago das Garças, respectivamente, como oligotrófico e hipertrófico, anteriormente descritas por Bicudo *et al.* (2002) e Bicudo *et al.* (2006), fo confirmada para o período do presente estudo pelo cálculo do índice de estado trófico de Carlson, modificado por Lamparelli (2004), com base nas informações mensais das concentrações de clorofila-*a*, fósforo total e na profundidade de desaparecimento do disco de Secchi (fig. 12).

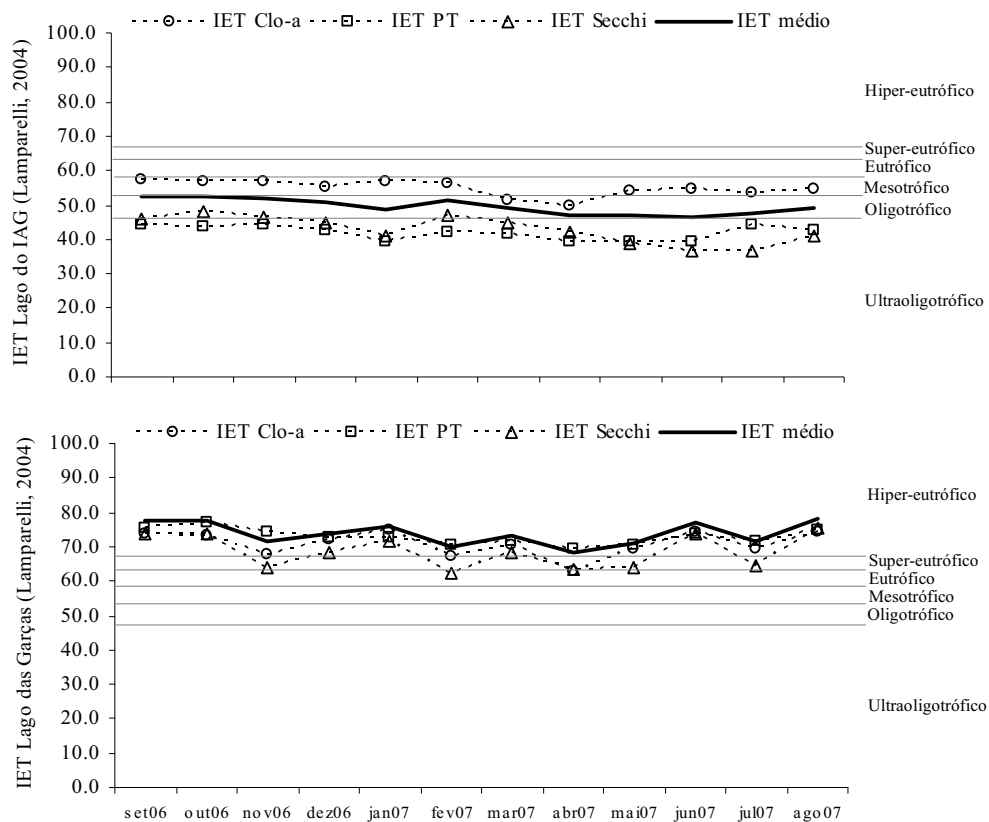


Figura 12. Classificação trófica do Lago do IAG e do Lago das Garças no período setembro de 2006 a agosto de 2007 de acordo com IET de Carlson modificado por Lamparelli (2004), com base nas concentrações de clorofila-*a*, fósforo total e profundidade de desaparecimento do disco de Secchi.



Tabela 2. Valores mínimo e máximo e entre parênteses valores médios desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV%) (em seqüência) das variáveis abióticas da subsuperfície da água, nas regiões pelágica e litorânea do Lago do IAG e pelágica e entradas 6 e 7 do Lago das Garças, no período setembro de 2006 a agosto de 2007.

	Lago do IAG		Lago das Garças		
	Pelágica	Litorânea	Pelágica	Entrada 6	Entrada 7
Temperatura (°C)	16,5-24,3 (20,5 ± 2,5) 12,2	16,4-24,5 (20,5 ± 2,5) 12,2	17,0-25,6 (21,3 ± 2,7) 12,5	17,0-24,6 (21,2 ± 2,4) 11,1	17,0-24,8 (21,2 ± 2,4) 11,1
pH	5,2-8,6 (6,5 ± 0,9) 14,0	4,8-7,7 (5,6 ± 5,3) 20,4	5,4-9,6 (7,1 ± 1,5) 21,8	5,8-9,4 (7,4 ± 1,3) 17,4	5,9-9,6 (7,6 ± 1,4) 18,5
Condutividade (mS.cm)	24,0-39,0 (28,9 ± 4,9) 16,9	13,0-36,0 (26,2 ± 5,3) 20,4	173,0-348,0 (241,8 ± 58,5) 24,3	172,0-341,6 (240,1 ± 56,6) 26,6	175,0-344,0 (243,0 ± 57,8) 23,8
Radiação subaquática (µmol.s <sup>-1</sup> .m <sup>-2</sup> )	26,5-286,8 (159,0 ± 157,5) 99,1	4,0-222,5 (101,0 ± 61,3) 60,6	3,9-653,1 (161,1 ± 175,0) 108,6	61,8-883,9 (329,3 ± 261,7) 79,5	50,5-701,5 (301,2 ± 216,7) 71,9
Secchi (m)	1,2-2,7 (1,8 ± 0,5) 29,1	0,95-1,6 (1,2 ± 0,2) 19,1	0,18-0,45 (0,3 ± 0,1) 22,5	0,2-0,41 (0,4 ± 0,1) 22,5	0,1-0,48 (0,3 ± 0,1) 38,1
Alcalinidade (mEq.L <sup>-1</sup> )	0,1-0,2 (0,1 ± 0,0) 25,0	0,1-0,2 (0,1 ± 0,0) 23,5	0,7-1,3 (0,9 ± 0,2) 20,1	0,7-1,3 (1,0 ± 0,2) 20,2	0,7-1,3 (1,0 ± 0,2) 20,1
CO <sub>2</sub> Total (mg.L <sup>-1</sup> )	5,4-93,5 (20,2 ± 24,3) 120,1	0,1-0,2 (0,1 ± 0,0) 23,5	33,6-344,6 (128,6 ± 107,2) 83,3	32,2-201,3 (73,4 ± 49,1) 66,8	28,0-142,9 (69,6 ± 47,1) 67,7
CO <sub>2</sub> Livre (mg.L <sup>-1</sup> )	0,0-87,9 (14,4 ± 24,2) 168,4	9,0-211,5 (100,4 ± 78,4) 78,1	0,0-308,4 (87,8 ± 105,3) 119,9	0,0-157,1 (32,2 ± 47,1) 146,1	0,0-125,3 (28,9 ± 42,7) 147,7
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	5,3-13,2 (8,0 ± 2,0) 24,7	9,0-211,5 (100,4 ± 78,4) 78,1	39,9-76,5 (55,5 ± 12,6) 22,7	42,9-78,4 (56,2 ± 12,5) 22,2	34,6-76,4 (54,8 ± 14,2) 25,9
CO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	0,00005-0,19353 (0,01784 ± 0,05538) 310,5	0,00002-0,00038 (0,00012 ± 0,00012) 106,2	0,00065-6,5 (1,1 ± 2,1) 189,8	0,0032-4,8 (0,9 ± 1,5) 170,7	0,0024-7,7 (1,5 ± 2,4) 157,1
OD (mg.L <sup>-1</sup> )	5,7-8,8 (7,1 ± 1,1) 15,5	5,2-9,2 (7,2 ± 1,3) 17,6	0,9-9,7 (5,0 ± 2,4) 48,5	0-10,9 (5,4 ± 3,1) 56,9	0-10,1 (5,8 ± 3,1) 53,6
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (µg.L <sup>-1</sup> )	10,0-195,6 (58,3 ± 55,5) 95,2	10,0-198,3 (51,3 ± 56,6) 110,4	10,0-1558,4 (556,9 ± 540,7) 97,1	10,0-1473,9 (550,0 ± 470,0) 85,5	10,0-2742,3 (817,0 ± 777,2) 95,1
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (µg.L <sup>-1</sup> )	39,1-300,0 (155,8 ± 64,7) 41,5	57,4-249,4 (140,6 ± 53,0) 37,7	8,0-145,4 (151,8 ± 208,5) 137,3	8,0-568,7 (210,5 ± 212,9) 101,1	8,0-562,3 (185,5 ± 217,6) 117,3
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (µg.L <sup>-1</sup> )	<5,0	<5,0	5,0-74,4 (24,6 ± 25,3) 102,9	5,0-80,4 (28,5 ± 28,2) 98,9	5,0-74,1 (20,6 ± 24,1) 116,7
NID (µg.L <sup>-1</sup> )	102,4-432,7 (218,7 ± 99,2) 45,4	72,4-397,6 (196,9 ± 90,2) 45,8	23,0-1754,3 (740,3 ± 596,9) 80,6	34,4-2123,0 (789,0 ± 589,3) 74,7	47,9-3015,7 (1022,8 ± 906,9) 8,7
NT (µg.L <sup>-1</sup> )	202,4-2696,2 (809,6 ± 663,2) 81,9	178,7-3105,4 (824,5 ± 776,7) 94,2	2807,0-6658,6 (4664,0 ± 1352,2) 29,0	1911,7-7670,9 (4383,6 ± 1799,0) 41,0	1230,3-8708,9 (4645,6 ± 1999,1) 43,0
P-PO <sub>4</sub> <sup>-</sup> (µg.L <sup>-1</sup> )	4,0-10,1 (5,7 ± 2,4) 43,0	4,0-10,2 (5,5 ± 2,5) 45,3	4,0-12,7 (5,4 ± 2,6) 48,3	4,0-12,3 (6,2 ± 2,7) 44,2	4,0-10,6 (5,1 ± 1,9) 37,9
PDT (µg.L <sup>-1</sup> )	4,0-11,3 (6,2 ± 2,6) 41,5	4,0-10,2 (5,5 ± 2,1) 38,3	5,4-27,8 (17,3 ± 7,2) 41,5	4,7-32,8 (20,1 ± 8,6) 42,8	6,3-37,3 (21,7 ± 9,0) 41,3
PT (µg.L <sup>-1</sup> )	7,7-28,6 (15,7 ± 7,0) 44,3	7,1-28,1 (14,5 ± 6,1) 42,0	86,7-296,9 (163,4 ± 61,8) 37,8	91,6-343,9 (159,2 ± 72,2) 45,4	90,1-522,6 (183,4 ± 114,1) 62,2
N:P inorgânico	38,6-239,2 (98,7 ± 61,1) 61,9	39,9-219,8 (89,8 ± 52,5) 58,4	12,7-878,4 (321,1 ± 277,3) 86,3	19,0-892,4 (331,4 ± 266,8) 80,5	26,5-1088,0 (460,6 ± 354,0) 76,9
N:P total	26,3-489,2 (154,6 ± 140,7) 91,0	31,3-487,8 (143,5 ± 131,0) 91,3	24,5-119,9 (72,9 ± 31,5) 43,2	21,0-119,7 (68,8 ± 30,8) 44,7	13,3-127,6 (69,2 ± 38,7) 56,0
N:P séston	9,2-825,6 (293,7 ± 324,7) 110,6	7,0-674,3 (208,7 ± 224,1) 107,3	25,6-130,9 (67,3 ± 32,6) 48,5	19,9-113,6 (62,6 ± 28,1) 44,9	8,4-128,6 (58,8 ± 34,9) 59,3
Si-SiO <sub>4</sub> H <sub>4</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )	1,9-3,0 (2,4 ± 0,4) 16,3	1,9-3,0 (2,4 ± 0,4) 15,5	1,5-3,6 (2,3 ± 0,5) 23,8	1,4-3,6 (2,3 ± 0,6) 28,2	1,4-3,5 (2,2 ± 0,6) 28,4

### 4.3. Variáveis biológicas

#### 4.3.1. Clorofila-*a* do perifíton e fitoplâncton

A biomassa fotossintética do perifíton, excetuando um pico ocorrido em fevereiro de 2007 na região pelágica do reservatório oligotrófico apresentou teores iguais ou maiores no reservatório hipertrófico (especialmente nas entradas 6 e 7) (fig. 13, 14). No último reservatório, as concentrações de clorofila-*a* variaram de 0,02 a 1,74  $\mu\text{g cm}^{-2}$ , média 0,6  $\mu\text{g cm}^{-2}$ , na região pelágica; de 0,14-1,75  $\mu\text{g cm}^{-2}$ , média 0,7  $\mu\text{g cm}^{-2}$ , na entrada 6; e de 0,06-a 1,81  $\mu\text{g cm}^{-2}$ , média 0,6  $\mu\text{g cm}^{-2}$ , na entrada 7. No Lago do IAG, os teores variaram de 0,08-2,55  $\mu\text{g cm}^{-2}$ , média 0,7  $\mu\text{g cm}^{-2}$ , na região pelágica e de 0,05-0,75  $\mu\text{g cm}^{-2}$ , média 0,4  $\mu\text{g cm}^{-2}$ , na litorânea (tab. 3).

Com relação à biomassa fotossintética do fitoplâncton, as concentrações foram cerca de 30 vezes maiores no sistema hipertrófico do que no oligotrófico. No hipertrófico, oscilaram entre 26,8-315,3  $\mu\text{g cm}^{-2}$  (média 165,5  $\mu\text{g cm}^{-2}$ ) na região pelágica; entre 52,6-454,5  $\mu\text{g cm}^{-2}$  (média 145,1  $\mu\text{g cm}^{-2}$ ) na entrada 6; e entre 61,8-447,6  $\mu\text{g cm}^{-2}$  (média 157,9  $\mu\text{g cm}^{-2}$ ) na entrada 7. No oligotrófico, entre 1,88-9,15  $\mu\text{g cm}^{-2}$ , média 5,7  $\mu\text{g cm}^{-2}$ , na região pelágica e 1,54-9,61  $\mu\text{g cm}^{-2}$ , média 3,9  $\mu\text{g cm}^{-2}$ , na região litorânea (tab. 3).

Nítida relação inversa entre as biomassas fotossintéticas perifítica e fitoplanctônica foi observada em cada uma das regiões estudadas dos dois reservatórios (fig. 13-14). De forma geral, os aumentos nas concentrações de clorofila-*a* do perifíton foram sempre acompanhados de decréscimos nas concentrações de clorofila-*a* do fitoplâncton. Assim, no reservatório oligotrófico, os maiores valores de clorofila-*a* do perifíton e os menores de clorofila-*a* do fitoplâncton foram registrados entre fevereiro e abril de 2007 (região pelágica) e entre novembro de 2006 e abril de 2007 (região litorânea) (fig. 13, tab. 3). Na região pelágica do hipertrófico, as maiores concentrações de clorofila-*a* do perifíton foram observadas em dezembro de 2006 e entre fevereiro e maio de 2007; e nas entradas 6 e 7, entre fevereiro e maio de 2007 dos dois casos, concomitantemente com os menores valores de clorofila-*a* do fitoplâncton (fig. 14).

#### 4.3.2. Massa seca, massa orgânica e conteúdo de P e N do perifíton

Os teores de massa seca e massa orgânica que representam, respectivamente, a biomassa total e a biomassa orgânica do perifíton, apresentaram a mesma tendência de variação ao longo do período estudado em todas as regiões tanto no reservatório oligotrófico quanto no hipertrófico (fig. 13-14). Foram, contudo, cerca de duas vezes maiores no segundo do que no primeiro (tab. 3). De forma geral, os maiores valores de ambas variáveis foram registrados entre novembro de 2006 e maio de 2007 no oligotrófico e entre dezembro de 2006 e maio de 2007 no

hipertrófico. Em todos os outros meses do período avaliado, houve decréscimo da quantidade de massa seca e de massa orgânica em cada região de cada reservatório.

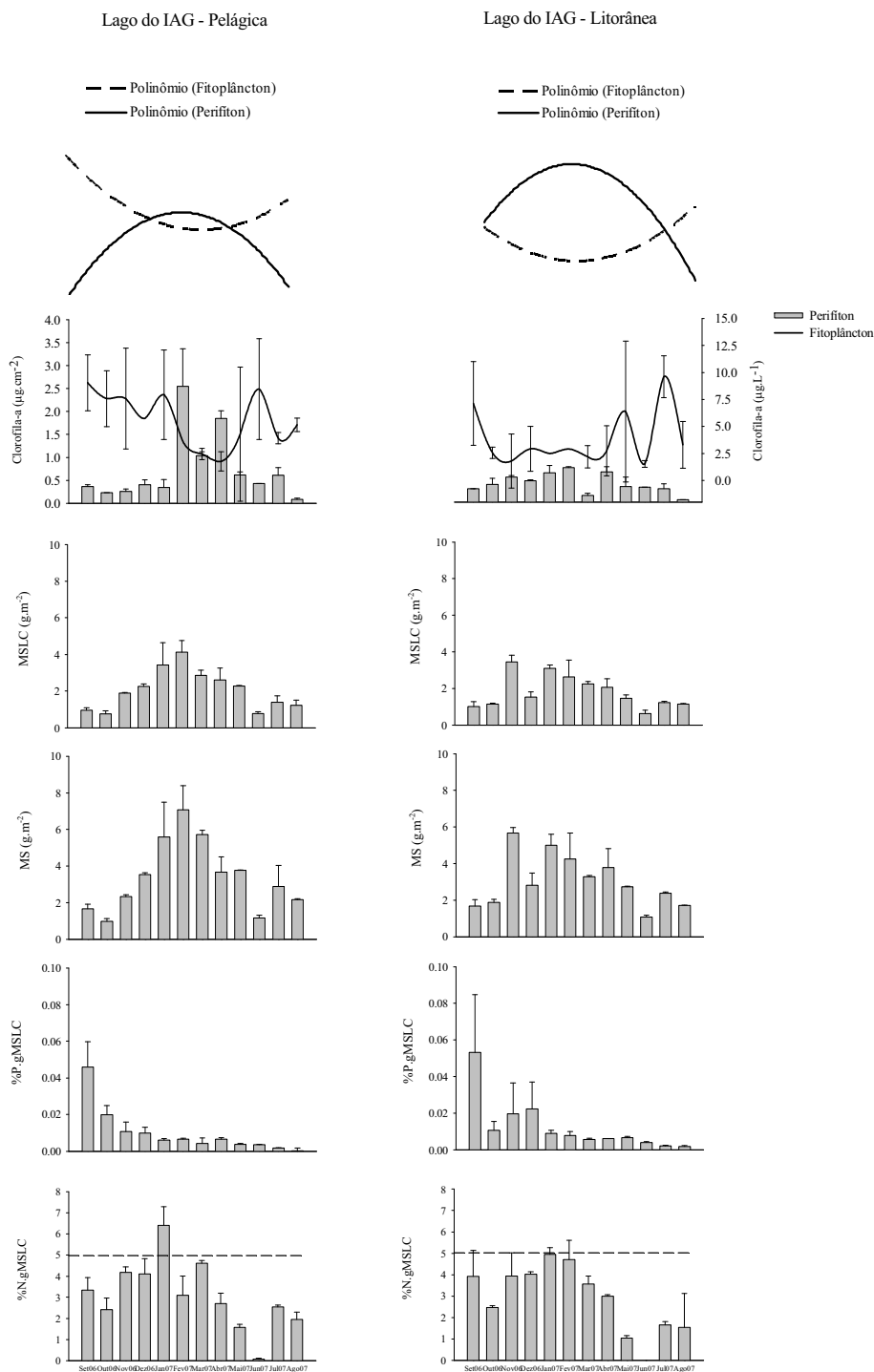


Figura 13. Variação temporal e espacial ( $n = 2$ ) da biomassa fotossintética do perifiton e do fitoplâncton, massa orgânica ( $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$ ), massa seca ( $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$ ), conteúdo de fósforo ( $\%\text{P}\cdot\text{gMSLC}$ ) e conteúdo de nitrogênio ( $\%\text{N}\cdot\text{gMSLC}$ ) do perifiton, nas regiões pelágica e litorânea do Lago do IAG, no período setembro de 2006 a agosto de 2007. As linhas pontilhadas indicam o limiar de limitação por N e P ( $\%\text{N} < 5$  N limitado;  $\%\text{P} < 0,5$  P limitado), de acordo com Biggs (1995).

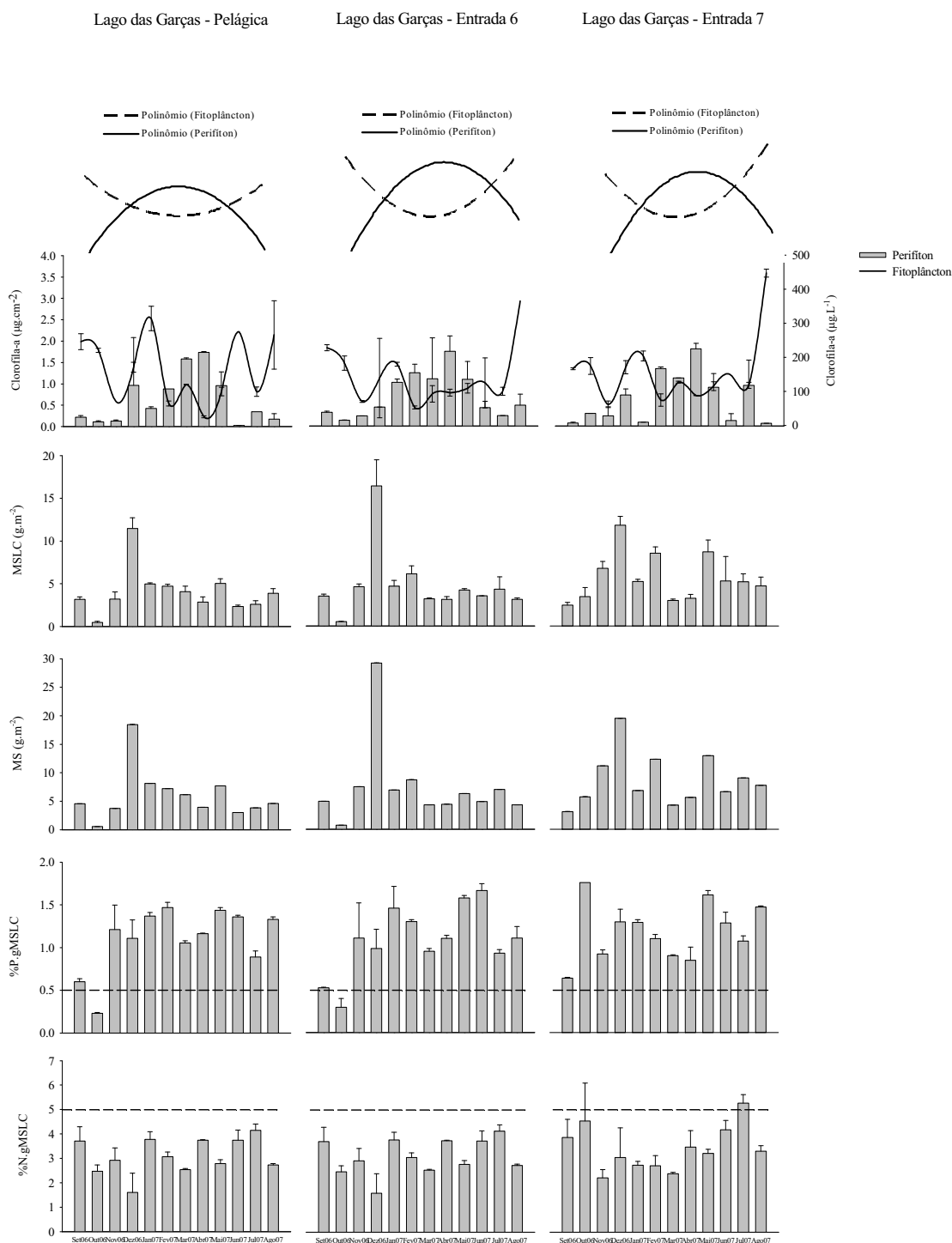


Figura 14. Variação temporal e espacial ( $n = 2$ ) da biomassa fotossintética do perifiton e do fitoplâncton, da massa orgânica ( $\text{g m}^{-2}$ ), massa seca ( $\text{g m}^{-2}$ ), conteúdo de fósforo (%P.gMSLC) e conteúdo de nitrogênio (%N.gMSLC) do perifiton, na região pelágica e nas entradas 6 e 7 do Lago das Garças, no período setembro de 2006 a agosto de 2007. As linhas pontilhadas indicam o limiar de limitação por nitrogênio e fósforo (%N < 5 N limitado; %P < 0,5 P limitado), de acordo com Biggs (1995).

No reservatório oligotrófico (região pelágica e litorânea), o conteúdo de fósforo do perifíton sofreu decréscimo em direção aos meses de seca, sendo em média cerca de 100 vezes menor em relação ao verificado no hipertrófico. As baixas porcentagens de fósforo no ambiente oligotrófico (tab. 3, fig. 13) indicaram uma comunidade extremamente fósforo-limitada durante todo o período estudado. No hipertrófico, não houve tendência de variação temporal bem definida em todas as regiões. Nas entradas, porém, foi observada maior variabilidade, com picos em maio-junho de 2007 na entrada 6 e em outubro de 2006 e maio de 2007 na entrada 7 (fig. 14). No último reservatório, ocorreu limitação por fósforo apenas em outubro de 2006, na região pelágica e na entrada 6.

Quanto ao conteúdo de nitrogênio, a variação ao longo do período no reservatório oligotrófico foi a mesma nas duas regiões estudadas e seguiu os mesmos padrões da biomassa fotossintética e orgânica em cada uma delas, com os maiores valores registrados de novembro de 2006 a maio de 2007 e os menores, em setembro-outubro de 2006 e em junho-agosto de 2007 (fig. 13). No reservatório hipertrófico, da mesma forma que o conteúdo de fósforo o de nitrogênio, também foi bastante variável na região pelágica e nas entradas 6 e 7. Nos dois reservatórios, o conteúdo de nitrogênio esteve abaixo do limiar de limitação durante, praticamente, todos os meses amostrados (exceto julho de 2007 na entrada 7 do Lago das Garças e em janeiro de 2007 na região pelágica) (fig. 14).

#### **4.3.3. Razão molar N:P do perifíton**

Apesar da razão N:P molar do perifíton indicar uma comunidade fósforo-limitada ( $N:P > 32$ ) em praticamente todos os meses de estudo (exceto em setembro e outubro de 2006 e em junho de 2007 na região pelágica, e em setembro de 2006 e junho de 2007 na região litorânea) (tab. 3), sua variabilidade no reservatório oligotrófico foi bastante alta e similar entre as regiões pelágica e litorânea. Valores elevados foram registrados em julho-agosto de 2007, intermediários entre novembro de 2006 e maio de 2007 e baixos em setembro-outubro de 2006 (fig. 15). No hipertrófico, a razão N:P molar do perifíton foi cerca de 15 vezes menor do que a do oligotrófico e indicou uma comunidade nitrogênio-limitada ( $N:P < 12$ ) durante quase todo o período deste estudo e todas as regiões estudadas (exceto em outubro de 2006 na região pelágica, em setembro e outubro de 2006 na entrada 6, e setembro de 2006 na entrada 7) (tab. 3). A variabilidade foi menor, com picos observados em setembro de 2006 nas três regiões do lago e em outubro de 2006 na região pelágica e na entrada 6 (fig. 16).

Uma tendência inversamente proporcional entre os maiores e os menores valores das razões N:P molar perifítica e N:P molar inorgânico da água foi verificada tanto na região pelágica quanto na litorânea do reservatório oligotrófico (fig. 15). Assim, observou-se menores

valores N:P do perifíton associados a um ambiente, muito provavelmente, altamente P-limitante (maiores valores N:P molar inorgânico da água) em setembro-outubro de 2006; e maiores valores N:P do perifíton associados a um ambiente, muito provavelmente, altamente N-limitante (menores valores N:P molar inorgânico da água) em junho-agosto de 2007. Novembro de 2006 a março de 2007 foi o período de maior similaridade entre as razões N:P da água e do perifíton. Quanto ao reservatório hipertrófico, tal associação inversa também foi verificada, porém, de forma mais marcada em setembro-outubro de 2006, quando foram registrados os valores mais altos da razão N:P perifítica e as menores razões N:P inorgânica da água (fig. 16).

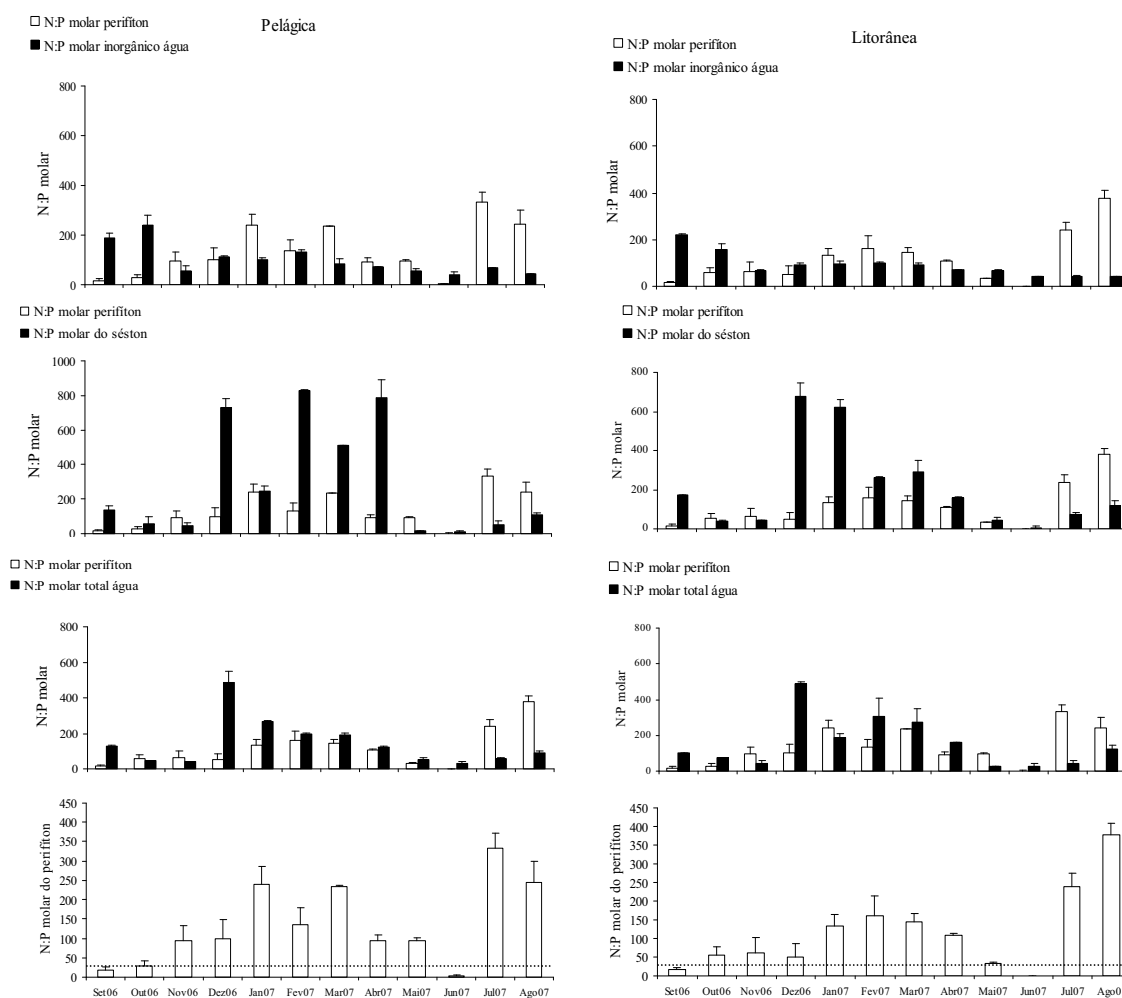


Figura 15. Variação temporal e espacial ( $n = 2$ ) da razão molar N:P do perifíton e das razões molares N:P inorgânica da água, do séston e total da água nas regiões pelágica e litorânea do Lago do IAG, no período setembro de 2006 a agosto de 2007. A linha tracejada indica o limiar de limitação nutricional para o perifíton ( $N:P < 10$  N limitante,  $N:P > 32$  P limitante), de acordo com Kahlert (1998).

Tabela 3: Valores mínimo e máximo, entre parênteses valor médio e desvio padrão (DP), e coeficiente de variação (CV%) (em seqüência) das variáveis bióticas do perifíton, nas regiões pelágica e litorânea do Lago do IAG e pelágica e entradas do Lago das Garças, no período setembro de 2006 a agosto de 2007.

	Lago do IAG		Lago das Garças		
	Pelágica	Litorânea	Pelágica	Entrada 6	Entrada 7
Clorofila- <i>a</i> perifíton ( $\mu\text{g}\cdot\text{cm}^{-2}$ )	0,08-2,55 (0,7 $\pm$ 0,7) 101,4	0,05-0,75 (0,4 $\pm$ 0,2) 52,2	0,02-1,74 (0,6 $\pm$ 0,6) 93,7	0,14-1,75 (0,7 $\pm$ 0,5) 72,2	0,06-1,81 (0,6 $\pm$ 0,6) 90,5
Clorofila- <i>a</i> fitoplâncton ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )	1,88-9,15 (5,7 $\pm$ 2,3) 39,4	1,64-9,61 (3,9 $\pm$ 2,6) 66,2	26,8-315,3 (165,5 $\pm$ 96,9) 58,6	52,6-454,5 (145,1 $\pm$ 85,8) 59,1	61,8-447,6 (157,9 $\pm$ 101,0) 64,0
MSLC ( $\text{g}\cdot\text{cm}^{-2}$ )	0,8-4,1 (2,0 $\pm$ 1,1) 53,0	0,6-3,5 (1,8 $\pm$ 0,9) 49,3	0,5-11,5 (4,1 $\pm$ 2,7) 65,6	0,5-16,4 (4,8 $\pm$ 3,9) 81,6	2,4-11,8 (5,7 $\pm$ 2,8) 49,1
MS ( $\text{g}\cdot\text{cm}^{-2}$ )	1,0-7,1 (3,4 $\pm$ 1,9) 56,9	1,1-5,7 (3,0 $\pm$ 1,4) 47,0	0,5-18,5 (6,0 $\pm$ 4,5) 74,9	0,7-29,2 (7,4 $\pm$ 7,2) 96,7	3,1-19,5 (8,7 $\pm$ 4,6) 52,8
%P (%P.gMSLC)	0,0003-0,0458 (0,0099 $\pm$ 0,0124) 125,2	0,0018-0,0533 (0,0124 $\pm$ 0,0144) 115,3	0,23-1,47 (1,10 $\pm$ 0,37) 33,7	0,30-1,66 (1,08 $\pm$ 0,40) 36,9	0,64-1,76 (1,18 $\pm$ 0,33) 28,0
%N (%N.gMSLC)	0,1-6,4 (3,2 $\pm$ 1,6) 52,2	0,0-5,0 (2,8 $\pm$ 1,5) 54,4	1,7-5,4 (3,1 $\pm$ 0,9) 28,8	1,6-4,1 (3,1 $\pm$ 0,7) 23,7	2,2-5,3 (3,4 $\pm$ 0,9) 26,7
N:P molar do perifíton	2,5-332,3 (134,6 $\pm$ 104,7) 77,8	0,0-379,0 (115,3 $\pm$ 108,0) 93,7	2,8-21,4 (7,7 $\pm$ 4,9) 63,8	3,5-19,3 (7,8 $\pm$ 4,9) 62,7	4,4-13,5 (6,7 $\pm$ 2,9) 43,6

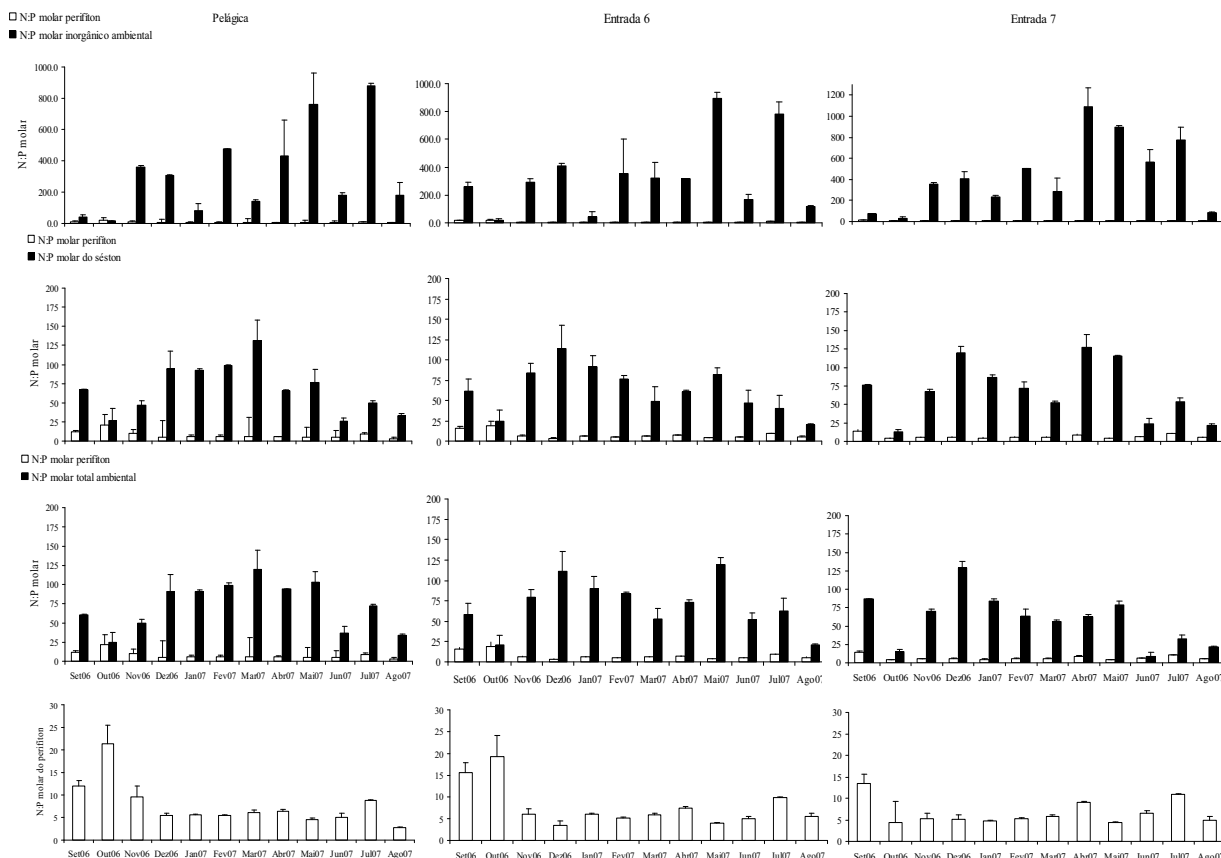


Figura 16. Variação temporal e espacial ( $n = 2$ ) da razão molar N:P do perifíton e das razões molares N:P molar inorgânica da água, do séstom e total ambiental nas regiões pelágica e litorânea do Lago das Garças no período setembro de 2006 a agosto de 2007.

#### 4.3.4. Análise integrada das variáveis abióticas

As figuras 17-18, resultantes da Análise de Componente Principais (PCA) representam a ordenação das unidades amostrais do reservatório oligotrófico (regiões pelágica e litorânea e meses de amostragem) e do hipertrófico (regiões pelágica, entradas 6 e 7 e meses de amostragem) em função das variáveis abióticas e dos dados de clorofila-*a* do fitoplâncton. As correlações das variáveis abióticas com os dois primeiros eixos da ordenação estão resumidas nas tabelas 5-6.

Com relação ao sistema oligotrófico, os dois primeiros eixos de ordenação resumiram, conjuntamente, 53,1% da variabilidade dos dados, sendo o primeiro eixo responsável por 31,9% e o segundo por 21,2% da explicabilidade (tab. 5, fig. 17).

As variáveis com maior correlação associadas positivamente com o eixo 1 foram N:P inorgânico (0,753), temperatura (0,689) e nitrogênio total (0,562). As unidades amostrais referentes aos meses setembro/2006 a março/2007 (final do período seco e início do chuvoso) foram associadas aos maiores valores dessas variáveis, especialmente à razão N:P molar inorgânica, sendo ordenadas do lado positivo do eixo. Fósforo solúvel reativo (-0,850) e condutividade (-0,723) também apresentaram alta correlação com eixo 1, porém associadas negativamente, sendo responsáveis pela ordenação das unidades amostrais referentes aos meses de seca. As regiões pelágica e litorânea deste reservatório não foram separadas pela análise, tendo apresentado uma tendência semelhante de variabilidade temporal no que diz respeito às variáveis exploradas. Desta forma, o componente principal 1 representou a escala temporal de variação no reservatório oligotrófico, separando as unidades amostrais (das regiões pelágica e litorânea) em função do período chuvoso e seco. O primeiro período esteve, principalmente, associado à maior disponibilidade de nitrogênio (maiores valores de N:P inorgânico e NT), menor disponibilidade de fósforo (PSR) e maiores temperaturas, enquanto que no período seco as tendências foram inversas.

Em relação ao reservatório hipertrófico, o primeiro eixo da PCA resumiu 34,2% e o segundo 29,1%, totalizando 63,3% da variabilidade total dos dados (fig. 18, tab. 5).

O pH (0,793), a condutividade (0,671), a clorofila-*a* do fitoplâncton (0,671), o fósforo total (0,671), oxigênio dissolvido (0,547) e fósforo solúvel reativo (0,507) relacionaram-se positivamente com o eixo 1, enquanto a temperatura (-0,715) e a transparência (-0,553) correlacionaram-se negativamente e foram as variáveis que mais contribuíram para a ordenação neste primeiro eixo. Para o eixo 2, as variáveis que mais pesaram foram razão N:P molar inorgânico (-0,895), nitrogênio inorgânico dissolvido (-0,866), condutividade (-0,648), temperatura (0,606), clorofila-*a* do fitoplâncton (0,557) e transparência (-0,532).



As unidades amostrais referentes aos meses de setembro e outubro de 2006 e junho e agosto de 2007 foram ordenadas do lado positivo do eixo 1, associadas, respectivamente, aos maiores valores de clorofila-*a* do fitoplâncton, fósforo total e pH. Do lado negativo do eixo 1, foram ordenadas as unidades amostrais relativas ao período de novembro/2006 a maio/2007, relacionadas aos valores mais elevados de temperatura e transparência da água. Do lado positivo do eixo 2 foram ordenadas a maioria das unidades amostrais referentes aos meses de setembro a dezembro/2006 (exceto novembro de 2006), janeiro a março/2007 e agosto/2007, relacionadas principalmente aos maiores valores de temperatura e clorofila-*a* fitoplanctônica. Os meses de abril a julho de 2007 foram ordenados do lado negativo deste eixo e associadas aos maiores valores de razão N:P molar inorgânico, nitrogênio inorgânico dissolvido, condutividade e transparência. Em resumo, as unidades amostrais foram separadas ao longo do componente principal 1 em função, principalmente, da maior disponibilidade de fósforo, maior biomassa fotossintética e pela menor transparência da água nos meses do início do período chuvoso e do final do período seco; e pela menor biomassa fotossintética e maior transparência nos demais meses. Por outro lado, um gradiente de variabilidade temporal foi mostrado ao longo do componente principal 2, com a maioria dos meses em que provavelmente ocorreu mistura da coluna d'água (período seco) situada do lado negativo do eixo e a maioria dos meses de provável estratificação ou início de estratificação da coluna d'água (período chuvoso) do lado positivo do mesmo eixo. Não houve variabilidade espacial na ordenação das unidades amostrais, ou seja, a região pelágica e as entradas 6 e 7 não foram separadas em função das variáveis limnológicas avaliadas.

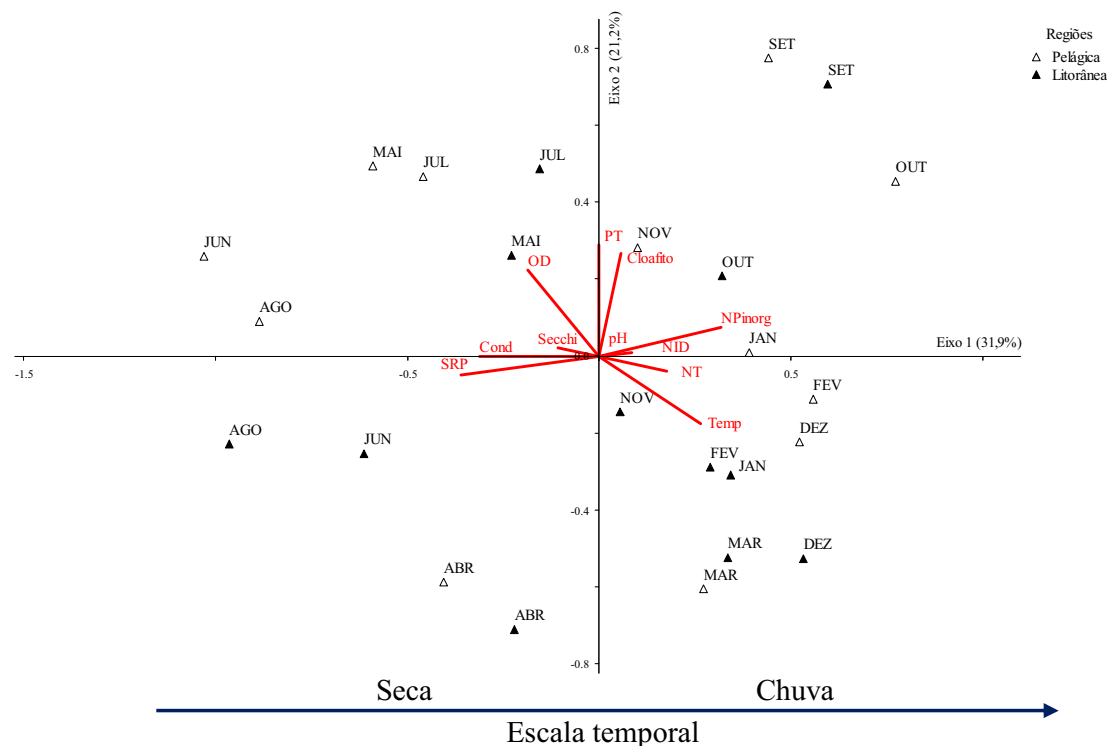


Figura 17. Ordenação pela PCA das unidades amostrais (regiões pelágica e litorânea entre os meses de setembro/06 e agosto/07) do Lago do IAG em função das variáveis abióticas oxigênio dissolvido (OD), dióxido de carbono livre (CO<sub>2</sub>LIVRE), nitrogênio total (NT), nitrogênio inorgânico dissolvido (NID), fósforo total (PT), fósforo solúvel reativo (PSR), condutividade (Cond), temperatura (Temp), pH (pH), transparência da água (Secchi), razão N:P molar inorgânico (NP inorg) e clorofila-*a* do fitoplâncton (Clo-*a* fi).

Tabela 5. Correlações de Pearson entre as variáveis abióticas no Lago do IAG (região pelágica e litorânea) nos dois primeiros eixos de ordenação da PCA.

Variável	Eixo 1	Eixo 2
Oxigênio dissolvido (OD)	-0,575	<b>0,632</b>
Nitrogênio total (NT)	<b>0,562</b>	-0,267
Nitrogênio orgânico dissolvido (NID)	0,391	0,149
Fósforo total (PT)	-0,036	<b>0,721</b>
Fósforo solúvel reativo (PSR)	<b>-0,801</b>	-0,296
Condutividade (Cond)	<b>-0,745</b>	0,010
Temperatura (Temp)	<b>0,689</b>	<b>-0,558</b>
pH (pH)	0,082	0,189
Clorofila- <i>a</i> do fitoplâncton (Clo- <i>a</i> fito)	0,324	<b>0,692</b>
Transparência (Secchi)	-0,435	0,211
Razão N:P molar inorgânico (NP inorg)	<b>0,753</b>	0,368
Autovalor	6,667	5,769
“Broken stick”	4,420	3,837
Explicabilidade (%)	31,9	21,2

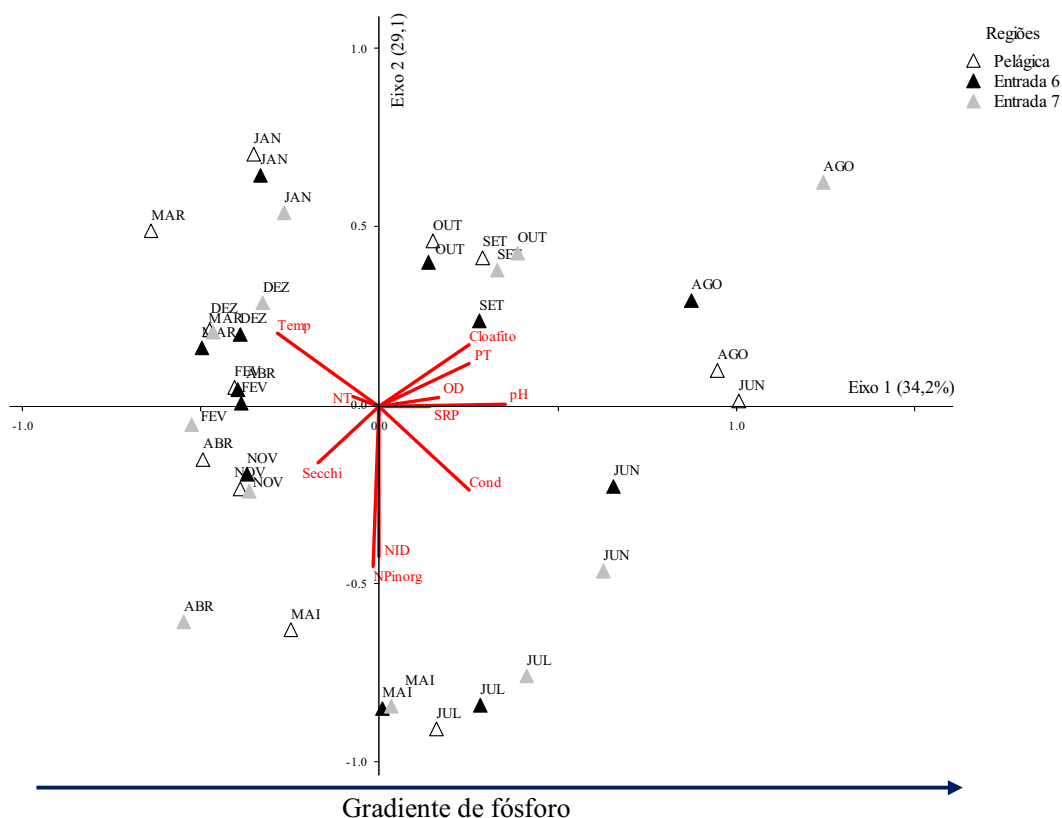


Figura 18. Ordenação pela PCA das unidades amostrais (regiões pelágica e litorânea entre os meses de setembro/06 e agosto/07) do Lago das Garças em função das variáveis abióticas oxigênio dissolvido (OD), nitrogênio total (NT), nitrogênio inorgânico dissolvido (NID), fósforo total (PT), fósforo solúvel reativo (SRP), condutividade (Cond), temperatura (Temp), pH (pH), transparência (Secchi), razão N:P molar inorgânico (NPinorg) e clorofila-*a* do fitoplâncton (Cloafito).

Tabela 6. Correlações de Pearson e Kendall entre as variáveis abióticas no Lago das Garças (região pelágica e litorânea) nos dois primeiros eixos de ordenação da PCA.

Variável	Eixo 1	Eixo 2
Oxigênio dissolvido (OD)	<b>0,547</b>	0,217
Nitrogênio total (NT)	-0,361	0,223
Nitrogênio orgânico dissolvido (NID)	-0,079	<b>-0,866</b>
Fósforo total (PT)	<b>0,671</b>	<b>0,464</b>
Fósforo solúvel reativo (PSR)	<b>0,507</b>	0,020
Condutividade (Cond.)	<b>0,671</b>	<b>-0,648</b>
Temperatura (Temp)	-0,715	<b>0,606</b>
pH (pH)	<b>0,793</b>	0,116
Clorofila- <i>a</i> do fitoplâncton (Clo-afito)	<b>0,671</b>	<b>0,557</b>
Transparência (Secchi)	-0,553	<b>0,532</b>
Razão N:P molar inorgânico (NP inorg)	-0,182	<b>-0,895</b>
Autovalor	9,210	7,389
“Broken stick”	7,837	4,942
Explicabilidade (%)	34,2	29,1

#### 4.3.5. Análise integrada das variáveis abióticas e biológicas

O critério de informação de Akaike gerou um conjunto de 15 modelos explicativos para cada variável resposta (clorofila-*a* e massa orgânica) em cada reservatório (tabelas 6 e 7).

Tabela 7. Sumário do critério de informação de Akaike e estatísticas associadas para a seleção de modelos explicativos da biomassa perifítica (clorofila-*a* e massa orgânica) no Lago do IAG. Preditores: 1) fósforo solúvel reativo (PSR), 2) clorofila-*a* fitoplanctônica (Cloafit), 3) transparência da água (Transp) e 4) nitrogênio inorgânico dissolvido (NID). AIC = Critério de informação de Akaike;  $\Delta AIC_c$  = diferenças entre os  $AIC_c$  de cada modelo e o mínimo  $AIC_c$  encontrado;  $w_i$  = pesos de Akaike;  $w_i/w_j$  = taxa de evidência.

Preditores		Clorofila- <i>a</i>		Massa orgânica	
1	PSR	0,305		0,521	
2	Cloafit	0,324		0,342	
3	Transp	0,325		0,271	
4	NID	0,424		0,349	

Clorofila- <i>a</i>						Massa orgânica					
Mod	Preditor	AICc	$\Delta AIC_c$	$w_i$	$w_i/w_j$	Mod	Preditor	AICc	$\Delta AIC_c$	$w_i$	$w_i/w_j$
15	4	44.648	0	0.216		1	1	71.807	0	0.225	
9	2	45.303	0.656	0.155	1.03	15	4	72.599	0.792	0.151	1.49
13	3	45.323	0.675	0.154	1.40	9	2	73.129	1.322	0.116	1.93
1	1	45.409	0.762	0.147	1.47	13	3	73.356	1.549	0.103	2.18
14	3,4	47.218	2.57	0.06	3.60	2	1,2	73.395	1.588	0.102	2.20
12	2,4	47.278	2.63	0.058	3.70	8	1,4	74.053	2.247	0.073	3.08
8	1,4	47.526	2.878	0.051	4.20	6	1,3	74.6	2.793	0.056	4.01
10	2,3	48.064	3.417	0.039	5.53	12	2,4	75.36	3.553	0.038	5.92
6	2,3	48.204	3.556	0.036	6.00	14	3,4	75.493	3.686	0.036	6.25
2	1,2	48.204	3.557	0.036	6.00	10	2,3	76.027	4.22	0.027	8.33
11	2,3,4	50.136	5.488	0.014	15.42	5	1,2,4	76.217	4.41	0.025	9
7	1,3,4	50.444	5.797	0.012	18.00	3	1,2,3	76.39	4.583	0.023	9.78
5	1,2,4	50.501	5.853	0.012	18.00	7	1,3,4	77.256	5.449	0.015	15
3	1,2,3	51.292	6.644	0.008	27.00	11	2,3,4	78.58	6.773	0.008	28.12
4	1, 2,3,4	53.686	9.039	0.002	108.0	4	1,2,3,4	79.712	7.905	0.004	56.25

No sistema oligotrófico, para a variável resposta clorofila-*a*, quatro modelos (15, 9, 13 e 1) apresentaram suporte empírico (valores de  $AIC_c$  menores que 2) podendo, portanto, ser considerados plausíveis. Os preditores destes modelos e seus respectivos pesos de Akaike foram, respectivamente, nitrogênio inorgânico dissolvido ( $w_i = 0,216$ ), clorofila-*a* fitoplanctônica ( $w_i = 0,155$ ), transparência da água ( $w_i = 0,154$ ) e fósforo solúvel reativo ( $w_i = 0,147$ ). As razões de evidências entre estes melhores modelos variaram entre 1,03 e 1,47. Nitrogênio inorgânico dissolvido (0,424) foi a variável explanatória com maior valor de importância, seguida por transparência da água (0,325), clorofila-*a* fitoplanctônica (0,324) e fósforo solúvel reativo (0,305) (tabela 6). A figura 19 demonstra a tendência de aumento da biomassa fotossintética perifítica com o aumento de nutrientes (especialmente nitrogênio inorgânico dissolvido) e da transparência da água, e decréscimo com o aumento da biomassa fotossintética fitoplanctônica.

Com relação à variável resposta massa orgânica, de acordo com os valores de  $\Delta AIC_c$ , cinco modelos (1, 15, 9, 13 e 12) apresentaram substancial suporte empírico e maiores valores relativos de pesos de Akaike, cujos preditores foram, respectivamente, fósforo solúvel reativo (0,225), nitrogênio inorgânico dissolvido (0,151), clorofila-*a* fitoplanctônica (0,116), transparência da água (0,103) e fósforo solúvel reativo e clorofila-*a* fitoplanctônica (0,102). Apenas o primeiro modelo, no entanto, foi o mais parcimonioso. Com relação aos valores de importância dos preditores, fósforo solúvel reativo (0,521) foi a variável explanatória mais importante, seguida por nitrogênio inorgânico dissolvido (0,349), clorofila-*a* fitoplanctônica (0,342) e transparência da água (0,271). As taxas de evidência entre os modelos plausíveis, neste caso, variaram entre 1,49 e 2,20. (tabela 6). No caso da massa orgânica, correlação negativa foi observada entre esta medida de biomassa e as variáveis clorofila-*a* fitoplanctônica, nitrogênio inorgânico dissolvido e fósforo solúvel reativo. Relação positiva, no entanto, foi observada entre esta medida de biomassa e a transparência da água (figura 19).

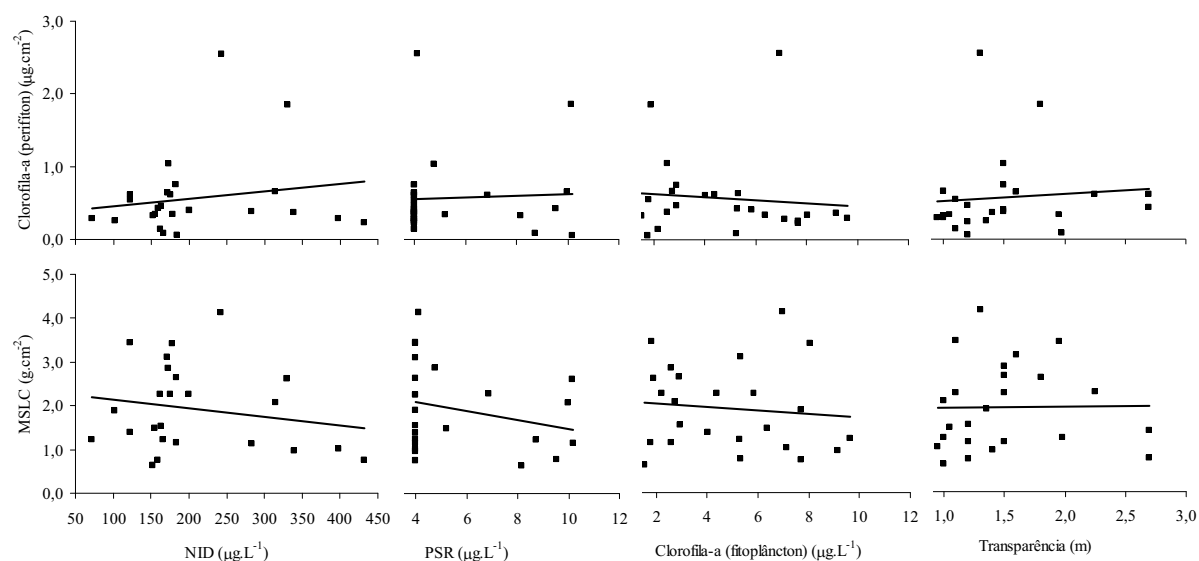


Figura 19. Relações entre as variáveis resposta (clorofila-*a* e massa orgânica do perifiton) e as variáveis explanatórias (nitrogênio inorgânico dissolvido - NID; fósforo solúvel reativo - PSR; clorofila-*a* fitoplanctônica e transparência da água, utilizadas na análise do critério de informação de Akaike referente ao Lago do IAG.

No sistema hipertrófico, os três primeiros modelos (8, 5 e 7) com suporte empírico ( $\Delta AIC_c$  e  $w_i$  iguais a 0 e 0,415, 1,314 e 0,215 e, 1,862 e 0,164, respectivamente) para a variável resposta clorofila-*a* do perifiton, incluíram fósforo solúvel reativo e nitrogênio inorgânico dissolvido no primeiro, estas duas variáveis e mais clorofila-*a* fitoplanctônica no segundo, e

fósforo solúvel reativo, nitrogênio inorgânico dissolvido e transparência da água no terceiro. Transparência da água (1) foi elencada pelos valores de importância como a mais importante variável explanatória, seguida por fósforo solúvel reativo (0,889), clorofila-*a* fitoplactônica (0,375) e nitrogênio inorgânico dissolvido (0,289). As taxas de evidência entre os modelos com maior ajuste foram 1,93 entre o 8 e o 5, e 2,53 entre o 5 e o 7 (tab. 7).

Tabela 8: Sumário do critério de informação de Akaike e estatísticas associadas para a seleção de modelos explicativos da biomassa perifítica (clorofila-*a* e massa orgânica) no Lago das Garças. Preditores: 1) fósforo solúvel reativo (PSR), 2) clorofila-*a* fitoplanctônica (Cloafit), 3) transparência da água (Transp) e 4) nitrogênio inorgânico dissolvido (NID). AIC = Critério de informação de Akaike;  $\Delta AIC_c$  = diferenças entre os  $AIC_c$  de cada modelo e o mínimo  $AIC_c$  encontrado;  $w_i$  = pesos de Akaike;  $w_i/w_j$  = taxa de evidência.

Preditores		Clorofila- <i>a</i>		Massa orgânica	
1	PSR	0,889		0,261	
2	Cloafit	0,375		0,998	
3	Transp	1		0,955	
4	NID	0,289		0,998	

Clorofila- <i>a</i>						Massa orgânica					
Mod	Preditor	AIC <sub>c</sub>	$\Delta AIC_c$	$w_i$	$w_i/w_j$	Mod	Preditor	AIC <sub>c</sub>	$\Delta AIC_c$	$w_i$	$w_i/w_j$
8	1,4	-416.713	0	0.415		11	2,3,4	3.180.346	0	0.711	
5	1,2,4	-415.399	1.314	0.215	1.93	4	1,2,3,4	3.182.507	2.161	0.241	2.95
7	1,3,4	-414.852	1.862	0.164	2.53	10	2,3	3.186.954	6.608	0.026	27.34
4	1,2,3,4	-413.785	2.928	0.096	4.32	3	1,2,3	3.187.697	7.351	0.018	39.50
12	2,4	-412.396	4.318	0.048	4.47	14	3,4	3.192.932	12.585	0.001	711.0
5	4	-411.637	5.077	0.033	12.5	7	1,3,4	3.194.544	14.198	<.001	711.0
1	2,3,4	-410.254	6.459	0.016	25.9	9	2	3.194.704	14.358	<.001	711.0
14	3,4	-409.854	6.86	0.013	31.9	2	1,2	3.195.302	14.956	<.001	711.0
6	1,3	-391.24	25.473	<.001	415.0	12	2,4	3.195.766	15.42	<.001	711.0
3	1,2,3	-389.145	27.568	<.001	415.0	5	1,2,4	3.195.818	15.472	<.001	711.0
13	3	-375.524	41.189	<.001	415.0	15	4	3.200.044	19.698	<.001	711.0
10	2,3	-373.577	43.137	<.001	415.0	8	1,4	3.201.868	21.522	<.001	711.0
2	1,2	-321.728	94.986	<.001	415.0	13	3	3.202.915	22.569	<.001	711.0
9	2	-313.844	102.869	<.001	415.0	1	1	3.203.655	23.309	<.001	711.0
1	1	-230.931	185.782	<.001	415.0	6	1,3	3.204.798	24.452	<.001	711.0

Para a massa orgânica, apenas o primeiro modelo (11), cujos preditores foram fósforo solúvel reativo, transparência da água e nitrogênio inorgânico dissolvido, apresentou suporte empírico. O valor do peso de Akaike para este modelo foi de 0,711 e as taxas de evidência foram de 2,95, com relação ao segundo modelo, e 27,34 ou mais em relação aos demais estimados. Clorofila-*a* e nitrogênio inorgânico dissolvido foram as variáveis explanatórias com maior valor de importância (0,998), seguidas por transparência da água (0,955) e fósforo solúvel reativo (0,261) (tabela 8).

Clorofila-*a* perifítica foi claramente e positivamente relacionada com nitrogênio inorgânico dissolvido e transparência da água, e negativamente com clorofila-*a* fitoplanctônica. A relação desta variável resposta com fósforo solúvel reativo, por sua vez, foi positiva, porém não tão acentuada. Um mesmo padrão de relação (exceto para fósforo solúvel reativo), no entanto menos acentuado, foi observado entre massa orgânica e as variáveis explanatórias estudadas neste reservatório (figura 20).

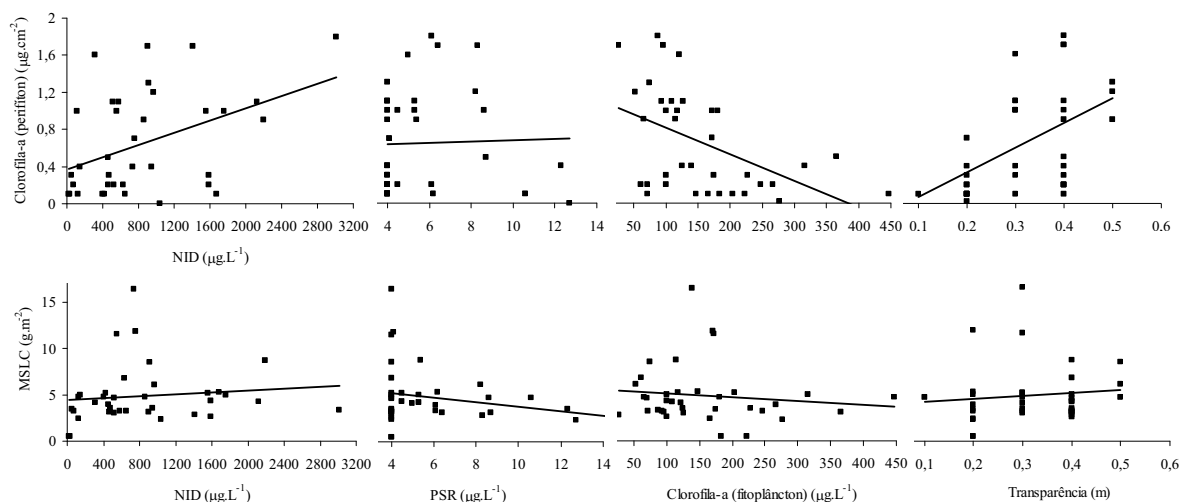


Figura 20: Relações entre as variáveis resposta (clorofila-*a* e massa orgânica do perifiton) e as variáveis explanatórias (nitrogênio inorgânico dissolvido - NID; fósforo solúvel reativo - PSR; clorofila-*a* fitoplanctônica e transparência da água, utilizadas na análise do critério de informação de Akaike referente ao Lago do Garças.

## 5. DISCUSSÃO

Considerando a maioria das variáveis abióticas analisadas e também a biomassa fotossintética fitoplanctônica, os ambientes incluídos nesta pesquisa foram nitidamente distintos durante todo o período do estudo.

No reservatório oligotrófico (Lago do IAG), as variáveis condutividade, alcalinidade, concentrações das formas inorgânicas e totais de nitrogênio e de fósforo total e teores de clorofila-*a* fitoplanctônica foram, substancialmente, mais baixas do que no sistema hipertrófico (Lago das Garças), tanto na região pelágica quanto na litorânea. O estado de oligotrofia do Lago do IAG foi inicialmente reportado por Bicudo *et al.* (2002), sendo posteriormente relatado por Ferragut *et al.* (2004) em estudo experimental e por Lopes *et al.* (2005) e Vercellino & Bicudo

(2006) em estudos observacionais. Presentemente, esta classificação foi confirmada a partir do índice de estado trófico de Carlson modificado por Lamparelli (2004). Este índice também permitiu confirmar a classificação trófica do Lago das Garças feita por Bicudo *et al.* (2002, 2006, 2007) como um sistema hipertrófico, cujo estado foi mantido, inicialmente, pelas cargas de nutrientes (nitrogênio e fósforo) e, posteriormente, agravada por um processo de autofertilização por fósforo a partir do sedimento.

Os fatores abióticos variaram temporalmente e permitiram a identificação de um período quente e chuvoso e outro frio e seco, característicos do hemisfério sul do globo (Ashton 1985), nos dois reservatórios, porém, mais bem definidos no ambiente oligotrófico. Neste, a época de chuvas foi caracterizada pelas temperaturas (atmosférica e da água) mais altas, maior pluviosidade, maiores valores das formas inorgânicas e totais de nitrogênio e de fósforo total, assim como das razões N:P. A época seca foi, por sua vez, caracterizada por temperaturas mais baixas, menor pluviosidade e maiores valores de condutividade, oxigênio dissolvido e fósforo solúvel reativo.

Valores mais altos dos nutrientes na superfície de lagos na chuva estão, muito provavelmente, relacionados às estratificações térmicas e químicas características desta fase do ano (decorrentes das maiores diferenças de temperatura e, portanto, das densidades das camadas de água), e ao aporte alóctone de nutrientes (Lopes 1999). As maiores concentrações de oxigênio dissolvido, condutividade e de fósforo solúvel reativo na época seca estão, ao que tudo indica, relacionadas à circulação da coluna d'água (devido à maior homogeneidade da temperatura e densidade das camadas de água) também extremamente comum na referida época, que permite uma melhor distribuição vertical destas variáveis.

A diminuição do aporte alóctone de nutrientes, devido às menores taxas de precipitação pluviométrica, provavelmente colaborou com a redução das formas dissolvidas de nitrogênio na água durante a época seca. Além disso, o maior suprimento de oxigênio dissolvido e também sua melhor distribuição na coluna d'água são fatores que contribuíram para a redução deste nutriente neste período. Segundo Carmouze (1994) e Wetzel (2001), o oxigênio facilita os processos de nitrificação e desnitrificação, sendo um dos principais fatores reguladores das formas de nitrogênio na coluna d'água. Além disso, o aporte alóctone de nutrientes é diminuído na época de seca devido às menores precipitações pluviométricas.

Influência clara dos períodos climáticos nas variações dos valores dos nutrientes relatados acima foi verificada no Lago do IAG por Lopes *et al.* (2005) que, apesar de ter registrado estratificações e misturas diárias (atelmixia) durante o período seco, constatou maior estabilidade na época de chuva. Fonseca (2005) e Biesemeyer (2005) também evidenciaram a influência das épocas chuvosa (com maior estabilidade térmica e, portanto, estratificada) e seca



(com mistura completa da coluna d'água ou, no mínimo, o afundamento da zona de mistura) sobre a distribuição vertical dos nutrientes no Lago das Ninféias, um reservatório mesotrófico também situado no Parque Estadual das Fontes do Ipiranga.

No reservatório hipertrófico, a variabilidade das características físicas e químicas da água em função da sazonalidade foi similar à do oligotrófico, exceto no que tange às formas dissolvidas de nitrogênio (e, conseqüentemente, às razões N:P) que foram extremamente reduzidas no final do período seco e início do chuvoso. Um acréscimo substancial de biomassa fotossintética fitoplanctônica foi verificado exatamente nestes meses, o que explicaria a rápida e drástica depleção de nutrientes (neste caso, de nitrogênio) da água. Aumento dos valores de fósforo total, pH e oxigênio dissolvido e a redução de dióxido de carbono livre também acompanharam o aumento da biomassa fitoplanctônica. Portanto, como foi anteriormente observado por Fonseca & Bicudo (2008), a elevada produtividade algal influenciou fortemente as características químicas da água deste reservatório.

Florações de cianobactérias têm sido constantes no reservatório hipertrófico desde quando o sistema passou para um estado degradado de equilíbrio (Bicudo *et al.* 2007). Segundo estes autores, as florações alteram a penetração de luz no sistema, contribuem para a maior estabilidade na estrutura térmica da coluna d'água e com as condições de anoxia no fundo do reservatório, propiciando a liberação de fósforo do sedimento e, assim, favorecendo a permanência de um estado de equilíbrio degradado. Neste estudo, porém, assim como no de Borduqui *et al.* (2008), a variação nos valores de transparência e biomassa fitoplanctônica, apesar de apontarem a presença de florações durante todo o ano, indicaram que elas foram, de modo geral, menos intensas no final do período chuvoso e no seco em resposta, provavelmente, à menor resistência da coluna d'água à mistura nestes meses.

Quanto à variação espacial dos fatores abióticos e da biomassa fotossintética fitoplanctônica, maiores concentrações de CO<sub>2</sub> total e livre e menores valores de transparência foram observados na região litorânea do reservatório oligotrófico, provavelmente por conta das altas taxas de decomposição comuns nestas zonas de lagos. A produtividade excepcionalmente maior devido à grande extensão de habitats disponíveis para a colonização (por macrófitas e microrganismos fotossintetizantes e heterotróficos) e detritos (Wetzel 2001) faz das regiões litorâneas um dos principais contribuintes da produção autóctone de matéria orgânica dissolvida nos ecossistemas lênticos (Findlay & Sinsabaugh 2003). Além dessas diferenças, a clorofila-*a* fitoplanctônica na região litorânea também foi menor no reservatório oligotrófico. Neste caso, tais diferenças possivelmente sejam devidas, além da competição por recursos entre o fitoplâncton e as demais comunidades fotossintetizantes litorâneas, à menor penetração de luz e, portanto, disponibilidade deste recurso, em conseqüência da maior turbidez gerada pela alta

concentração de matéria orgânica. A matéria orgânica dissolvida afeta fortemente os processos físicos, químicos e biológicos nos ecossistemas aquáticos (Williamson *et al.* 1999). Se tais processos podem, por um lado, aportar recursos energéticos (suprimento de carbono e nutrientes) para os ecossistemas, por outro também podem reduzir fortemente a incidência de radiação solar nas águas doces (Frost *et al.* 2007), diminuindo a exposição dos produtores primários a esse recurso (Vinebrooke & Leavitt 1998, Kelly *et al.* 2001).

No reservatório hipertrófico, a variabilidade espacial foi menos acentuada e apenas relacionada ao CO<sub>2</sub> total, que foi menor nas entradas do sistema do que na região pelágica. Estudos têm demonstrado que o processo de eutrofização pode causar drásticas mudanças nos ecossistemas aquáticos (Lund 1972, Hutchinson 1973, Scheffer 2001), levando a um aumento da homogeneidade na distribuição horizontal dos nutrientes (Wang *et al.* 2007, Vadeboncouer *et al.* 2003). Como já foi mencionado, o Lago das Garças é um sistema hipertrófico, em estado degradado de equilíbrio, no qual processos internos de retroalimentação controlam a dinâmica de nutrientes e contribuem com a manutenção de florações no sistema (Bicudo *et al.* 2007). A pouca variabilidade espacial das características físicas e químicas da água é reforçada pelo fato deste reservatório ser um ambiente lântico raso. Em lagos rasos, a distância entre os habitats pelágico e litorâneo é pequena e os fatores abióticos não formam gradientes ambientais (Burks *et al.* 2002, Downing *et al.* 2006). Os volumes e as entradas de água relativamente baixos nestes ambientes, além de aumentarem o impacto dos nutrientes provenientes do sedimento sobre a coluna d'água, resultam em um maior acoplamento das regiões pelágica e litorânea (Tessier & Woodruff 2002). Além disso, comparado com o Lago do IAG que também é um ambiente raso, o Lago das Garças possui região litorânea muito menos caracterizada, com menor quantidade de biomassa de outras comunidades (macrófitas, por exemplo) o que ajuda a explicar sua menor heterogeneidade em relação aos fatores abióticos. De acordo com Fennessy & Cronk (1997), alterações de condições físicas podem descaracterizar e levar à perda da função de regiões litorâneas. Wang *et al.* (2007) também verificaram disponibilidade semelhante de nutrientes (neste caso, nitrogênio) entre a zona litorânea e a água aberta em lago eutrófico.

A flutuação temporal dos nutrientes e dos fatores bióticos ao longo do período estudado foi similar entre a região pelágica e a região litorânea de ambos os reservatórios.

A disponibilidade de recursos nutricionais é um dos principais fatores que dirige a variabilidade espacial e temporal da comunidade perifítica (Biggs 1996). Nitrogênio e fósforo são, frequentemente, os nutrientes limitantes primários da produção algal aquática, pois suas concentrações no ambiente são em geral baixas em relação aos requerimentos celulares para o crescimento (Borchardt 1996, Dodds *et al.* 2002). Em revisão sobre a limitação nutricional, com

base na área do presente estudo (PEFI), Huzsar *et al.* (2005) apontou o fósforo como o nutriente limitante mais comum para o perifíton em ambientes aquáticos brasileiros.

No reservatório oligotrófico deste estudo, Ferragut (2004) e Vercellino & Bicudo (2006) já haviam identificado o fósforo como o nutriente limitante primário do perifíton em estudos experimentais e observacionais. Limitação do perifíton por fósforo, tanto na região pelágica como na litorânea do Lago do IAG muito provavelmente ocorreu durante todo o ciclo sazonal do presente estudo. Os maiores teores de fósforo do perifíton ocorreram no final do período seco e durante o chuvoso, mas não acompanharam o aumento da disponibilidade de fósforo solúvel da água. Foram apenas significativa e positivamente correlacionadas com a disponibilidade de fósforo total da água, uma das variáveis que mais pesou na ordenação da maioria das unidades amostrais da época de chuva, na PCA dos fatores abióticos.

Relações diretas entre o conteúdo de nutrientes do perifíton e da água já foram observadas em alguns estudos experimentais (Stelzer & Lamberti 2001, Fermino 2006, Borduqui *et al.* 2008) e observacionais (Engle & Melack 1993, Moschini-Carlos *et al.* 1998), realizados em outros ambientes aquáticos. Porém, o aumento da porcentagem de nutrientes da comunidade perifítica frente ao aumento da disponibilidade de nutrientes da água nem sempre foi reportado (Cattaneo 1987, Kahlert & Pettersson 2002, Kahlert *et al.* 2002, Liboriussen & Jeppesen 2006, Hill & Fanta 2008, França *et al.* 2009), indicando que a relação entre o conteúdo de nutrientes do perifíton e a disponibilidade de nutrientes na água é ainda controversa. Hudson *et al.* (2000) destacou que em ambientes onde a disponibilidade de fósforo é baixa em relação à necessidade da biota, a maior parte do fósforo é retida e rapidamente reciclada pelos componentes biológicos e, neste caso, as medidas instantâneas de fósforo solúvel reativo na água apresentam-se abaixo dos limites de detecção do método analítico utilizado. As possíveis explicações para a relação inversa entre as quantidades de fósforo do perifíton e de fósforo solúvel reativo da água resultariam, portanto, da rápida absorção e estocagem deste nutriente na matriz perifítica ou de sua rápida depleção pela comunidade fitoplanctônica. Quando a disponibilidade de luz é suficiente (McCormick & O'Dell 1996, Hwang *et al.* 1998), o perifíton rapidamente seqüestra, via absorção ou adsorção, grandes quantidades de fósforo solúvel da água reduzindo suas concentrações, podendo até causar a diminuição da biomassa fitoplanctônica (Gaiser *et al.* 2004).

Também no reservatório oligotrófico, clara relação inversa foi observada entre a variação da biomassa (fotossintética e orgânica) do perifíton e a variação da biomassa fotossintética fitoplanctônica. Muito provavelmente o fitoplâncton competiu com o perifíton pela assimilação do fósforo solúvel reativo da água, tornando este recurso ainda mais limitante para o perifíton. Não obstante as baixas biomassas devidas à colimitação por nutrientes e luz, o perifíton

provavelmente acumulou parte do fósforo disponível na água, o que justifica o maior conteúdo de fósforo nesta comunidade durante boa parte do período chuvoso. Conforme Hessen *et al.* (2002), o fósforo pode ser requerido em maiores quantidades quando as algas precisam se fotoadaptar à baixa luminosidade.

Considerando o perifíton e o fitoplâncton, as interações competitivas podem possibilitar relações inversas entre essas comunidades como já foi demonstrado em estudos anteriores (Sand-Jensen & Borum 1991, Havens *et al.* 2001) podendo, até mesmo, ter um papel mais importante do que a própria sazonalidade das características abióticas (Hansson 1988). Este padrão inverso de variação das biomassas algais planctônicas e perifíticas é frequentemente mencionado como um fenômeno possível (Hansson 1988), podendo ocorrer em ambientes oligotróficos (Hill & Fanta 2008). De acordo com Vadeboncoeur *et al.* (2003), aumentos na produção fitoplanctônica e no fósforo total são parcialmente compensados pela redução no perifíton em ambientes oligotróficos e mesotróficos devido à competição potencial entre esses produtores primários pelágicos e bentônicos não apenas por nutrientes, mas também por luz.

Ainda para o sistema oligotrófico, assim como o conteúdo de fósforo do perifíton, o de nitrogênio também esteve abaixo do limiar de limitação por este nutriente em todos os meses amostrados. As maiores porcentagens de nitrogênio da comunidade perifítica foram, contudo, positivamente correlacionadas com os acréscimos das formas totais e dissolvidas de nitrogênio da água. Além disso, corresponderam aos valores elevados de biomassas desta comunidade. Aumento da biomassa perifítica mediante adição de nitrogênio foi verificado em ambientes lóticos não sombreados (Hill & Knight 1988, Lohman *et al.* 1991, Mosich *et al.* 1999) e lênticos (Engle & Melack 1993, França 2009). Especificamente no Lago do IAG, o nitrogênio foi considerado como nutriente limitante em estudo experimental, porém em tratamentos com adição de fósforo (Ferragut 2004).

As razões N:P molar orgânica e N:P molar inorgânica da água indicaram, assim como as porcentagens de fósforo, uma comunidade limitada por fósforo durante, praticamente, todos os meses de estudo. A variação no nível desta limitação nutricional associada à variabilidade da biomassa fitoplanctônica, constitui-se em fator controlador das flutuações da biomassa (orgânica e fotossintética) da comunidade perifítica no Lago do IAG.

Menores biomassas perifíticas foram verificadas na transição entre os períodos seco e chuvoso e durante o período seco. No final do período seco, o ambiente foi, ao que tudo indica, altamente fósforo-limitante ( $\uparrow$ N:P molar inorgânico), a comunidade apresentou as razões N:P mais próximas das consideradas ideais (18N:1P, conforme Kahlert 1998) e a biomassa fitoplanctônica foi alta. No período chuvoso, embora menos intensa, também ocorreu limitação de fósforo na água, a comunidade foi altamente fósforo-limitada e a biomassa fitoplanctônica

também aumentou. Apesar da melhor distribuição de recursos durante o final do período seco e início do chuvoso, o aumento da biomassa perifítica ocorreu somente durante o período chuvoso e início do seco; no caso da biomassa fotossintética, houve aumento apenas quando houve decréscimo da biomassa fitoplanctônica; e no caso da massa orgânica, assim que houve aumento do conteúdo de nitrogênio, mesmo quando a biomassa fitoplanctônica esteve elevada. O componente algal da comunidade perifítica foi, portanto, mais fortemente influenciado pelo fitoplâncton pela competição por recursos (nutrientes, luz) do que os demais.

A colimitação por nutrientes e luz no reservatório oligotrófico foi confirmada pelas estatísticas associadas ao critério de informação de Akaike, aplicado aos dados. Nitrogênio inorgânico dissolvido e clorofila-*a* fitoplanctônica foram os preditores responsáveis pelos dois modelos explicativos mais ajustados da biomassa fotossintética perifítica neste reservatório, e fósforo solúvel reativo e novamente nitrogênio inorgânico dissolvido pelos da biomassa orgânica. É nítida, portanto, a participação dos nutrientes como principais fatores controladores do incremento de biomassa perifítica neste reservatório. Tanto as formas de fósforo quanto as de nitrogênio foram as variáveis explanatórias com maior valor de importância nas análises relativas às duas medidas de biomassa.

Embora não tenha sido incorporada aos melhores modelos para biomassa orgânica, a clorofila-*a* fitoplanctônica, variável relacionada à disponibilidade de luz, foi, em conjunto com nitrogênio inorgânico dissolvido, a variável explanatória do segundo melhor modelo para a biomassa fotossintética perifítica, sendo, portanto, igualmente um dos principais fatores controladores do perifíton, neste caso, especialmente do componente algal, no referido reservatório. De fato, os baixos valores dos pesos de Akaike, assim como das taxas de evidência observados, são um fraco suporte a favor apenas do primeiro modelo (relativo às formas dissolvidas de nitrogênio), mas apontam para a existência de colimitação da comunidade por nutrientes e luz. Apesar das relações não terem sido robustas, os gráficos de dispersão demonstraram tendência de aumento da biomassa perifítica fotossintética com o acréscimo das formas dissolvidas de nutrientes e decréscimo com o aumento da biomassa fotossintética fitoplanctônica, fortalecendo a idéia de colimitação do perifíton por nutrientes e luz no reservatório oligotrófico. Cabe ressaltar, também, que a tendência de relação inversa entre a massa orgânica e as variáveis fósforo solúvel reativo e nitrogênio inorgânico dissolvido não contradizem a idéia de limitação do perifíton por esses recursos, mas indicam uma provável retenção destes nutrientes na matriz, o que também ficou evidente pela relação negativa entre as porcentagens de fósforo orgânico perifítico e as concentrações dissolvidas deste nutriente na água e pelas relações inversas entre as razões N:P da comunidade e da água (especialmente a inorgânica).

Em síntese, analisando em conjunto as medidas de biomassa da comunidade e considerando que as variáveis explanatórias relativas aos nutrientes estiveram presentes em três dos quatro principais modelos plausíveis e apresentaram os mais altos valores de importância, os nutrientes podem ser considerados os fatores reguladores primários do incremento de biomassa no reservatório oligotrófico. No entanto, como bem demonstrado pelas análises aplicadas, a luz também exerce influência sobre a biomassa do perifíton neste ambiente, especialmente considerando que grande parte desta comunidade é formada pelo componente algal.

Limitação simultânea por dois ou mais recursos ocorre, teoricamente, se a disponibilidade de um recurso facilita a aquisição de outro. As algas são capazes de aumentar sua eficiência na captura de luz em baixa luminosidade, aumentando a concentração celular de fotopigmentos (incluindo clorofila-*a*), cuja síntese molecular requer uma concentração mais alta de nitrogênio (Hill & Fanta 2008). Não surpreende, portanto, que nitrogênio inorgânico dissolvido, ao lado da clorofila-*a* fitoplanctônica, tenha sido o principal preditor do melhor modelo explicativo para a biomassa fotossintética do perifíton no Lago do IAG.

A colimitação por luz e nutrientes foi documentada em estudos experimentais (Rhee & Gotham 1981, Fahnenstiel *et al.* 1984, Healy 1985) e observacionais (Fahnenstiel *et al.* 2000) incluindo, porém, espécies fitoplanctônicas. Apesar de igualmente escassos, os registros de colimitação das taxas de crescimento da comunidade perifítica também foram observados e sugerem que luz e nutrientes podem ser complementares, com um recurso facilitando a obtenção do outro (Greenwood & Rosemond 2005, Hill & Fanta 2008).

A razão de recursos tem sido amplamente utilizada para prever os nutrientes limitantes ou para acessar o estado nutricional de uma comunidade (Biggs 1995, 1990, Gaiser *et al.* 2006, Moschini-Carlos *et al.* 1998, Hillebrand & Sommer 1999, Kahlert & Pettersson 2002). A razão N:P molar inorgânica da água foi capaz de prever a limitação nutricional da comunidade perifítica no reservatório oligotrófico durante praticamente todo o intervalo estudado, porém, especialmente durante o período chuvoso e início do seco. Sob condições controladas de trabalhos experimentais realizados no Lago do IAG, Ferragut (1999, 2004) verificou que as razões N:P da água foram suficientes para prever a limitação por nutrientes das comunidades algais.

Em relação ao sistema hipertrófico, os conteúdos de fósforo e nitrogênio do perifíton variaram independentemente da massa orgânica e fotossintética desta comunidade e, ainda, não apresentaram tendência bem definida de distribuição temporal, tanto na região pelágica quanto nas entradas 6 e 7. Apesar disso, assim como as razões N:P, indicaram uma comunidade N-limitada na maioria dos meses amostrados e em todas as regiões, e P-limitada apenas em outubro/2006 na região pelágica e na entrada 6. As razões molares inorgânicas, total e do séston

indicaram, ao contrário, limitação por fósforo em quase todo o período estudado, todavia, assim como os conteúdos de fósforo e nitrogênio, não foram preditivas do potencial de limitação do perifíton no Lago das Garças. Por outro lado, essas razões foram inversamente relacionadas às razões N:P perifíticas, o que evidencia a capacidade de assimilação e retenção de nutrientes da comunidade perifítica em sua matriz, conforme salientado por Dodds (2003). Ausência ou baixa correlação entre o conteúdo nutricional e as concentrações de nutrientes na água já foram verificadas por diversos autores, inclusive em ambientes tropicais (Cattaneo 1987, Kahlert & Pettersson 2002, Liboriussen & Jeppesen 2006, França *et al.* 2009).

Conforme salientado por Hill & Knight (1988), Winterbourn (1990) e Hansson (1992), à medida que a concentração de nutrientes na água aumenta ao longo de um gradiente de produtividade, eles tornam-se menos importantes e secundariamente limitantes do crescimento perifítico.

Ao contrário do conteúdo de nutrientes, a biomassa fotossintética perifítica variou consideravelmente durante o ano, com picos no final da época chuvosa e no início da seca, época em que foram registrados os menores valores de clorofila-*a* do fitoplâncton. Em ambientes enriquecidos, a alta produtividade fitoplanctônica aumenta a turbidez, levando a uma diminuição drástica na penetração da luz, influenciando o desenvolvimento da comunidade perifítica (Vadeboncouer & Steinan 2002).

O padrão nitidamente inverso de variação entre as biomassas fotossintéticas do perifíton e do fitoplâncton indicou que a floração de cianobactérias, apesar de constante no Lago das Garças, afetou o desenvolvimento da comunidade perifítica nos períodos de maior intensidade (final do período seco e início do chuvoso). A forte influência da floração de cianobactérias sobre o perifíton nesse reservatório foi também confirmada pelas estatísticas geradas através do critério de informação de Akaike. Os três modelos mais ajustados para biomassa fotossintética perifítica incluíram como preditores tanto as formas dissolvidas de nutrientes (presentes em todos os modelos) quanto clorofila-*a* fitoplanctônica e transparência da água (presentes no segundo e terceiro modelos, respectivamente). Apesar dos valores relativos dos pesos de Akaike indicarem maior parcimônia para o primeiro modelo (relativo aos nutrientes), as baixas taxas de evidência entre este modelo e os demais plausíveis não o favorecem em detrimento do segundo e do terceiro, que incluem as variáveis clorofila-*a* fitoplanctônica e transparência da água. De fato, transparência da água foi a variável com maior valor de importância na análise referente à biomassa fotossintética perifítica, o que reforça a sua importância nos modelos explicativos.

Para a biomassa orgânica, apenas um modelo foi plausível, cujos preditores foram clorofila-*a* fitoplanctônica, transparência da água e nitrogênio inorgânico dissolvido. Neste caso, o valor do peso de Akaike foi alto e favorece este modelo como o mais ajustado e parcimonioso

em relação aos demais. Além disso, os três preditores apresentaram os mais altos (principalmente transparência da água e nitrogênio inorgânico dissolvido) e também muito semelhantes valores de importância. Colimitação por nutrientes e luz, portanto, também poderia ser esperada neste ambiente. No entanto, em função do envolvimento não apenas da clorofila-*a* fitoplanctônica, mas também da transparência da água (variáveis relacionadas com a diminuição da disponibilidade de luz na coluna d'água) em quase todos os modelos plausíveis, especialmente no de maior peso de evidência, e dos maiores valores de importância destas variáveis nas inferências das duas medidas de biomassa, a luz pode ser considerada o fator mais limitante para o perifíton neste reservatório. No caso das formas dissolvidas de nitrogênio, sua importância na análise é justificada e também confirmada pela limitação do perifíton por este nutriente neste reservatório, observada durante todo o período avaliado. Além disso, as tendências de aumento de biomassa (orgânica e principalmente fotossintética) perifítica visualizadas nos gráficos de dispersão foram observadas não só com o aumento da transparência da água e a diminuição da biomassa fotossintética fitoplanctônica, mas também com o aumento de nitrogênio inorgânico dissolvido.

A luz tem sido considerada o principal recurso energético para a fotossíntese e a produção em situações onde os nutrientes são abundantes (Winterbourn 1990, Borchardt 1996), exercendo papel fundamental no controle da abundância total e na distribuição dos produtores primários nesses casos (Hill & Fanta 2008, Bramm *et al.* 2009). Está demonstrado que o desenvolvimento da comunidade fitoplanctônica pode afetar o da comunidade perifítica (Havens 1996) e que a produção perifítica é competitivamente reduzida pelo fitoplâncton em lagos eutróficos (Hansson 1988, 1992). Se, por um lado, as algas planctônicas são restritas à obtenção de nutrientes dissolvidos na água, por outro, acessam mais facilmente a luz quando comparadas com as perifíticas. Com o aumento da trofia do ambiente, nutrientes e biomassa fitoplanctônica podem ser tão elevados que a influência do perifíton (especialmente do epipélton) sobre o fitoplâncton torna-se menor (Havens 1996).

No caso específico do Lago das Garças, Vercellino (2001) e Borduqui *et al.* (2008) mostraram aumento de biomassa perifítica durante o período seco. No último trabalho, no entanto, o aumento da biomassa perifítica foi associado à diminuição da intensidade da floração de cianobactérias. No atual estudo sobre o Lago das Garças, a avaliação de um ciclo sazonal completo permitiu ver que a variação temporal da biomassa da comunidade perifítica esteve muito mais atrelada ao desenvolvimento da floração de cianobactérias do que aos períodos climáticos, desde que as diminuições da biomassa fotossintética perifítica ocorreram no início do período chuvoso e no final do seco, ou seja, concomitantes com os acréscimos da fitoplanctônica.



## 6. CONCLUSÕES

---

Pouca variabilidade espacial foi observada nos dois reservatórios estudados, tanto dos fatores abióticos quanto dos biológicos. A pouca variabilidade observada pode, no entanto, ser muito provavelmente explicada pelas características morfométricas (profundidade e tamanho) e estruturais (presença ou ausência de macrófitas na região litorânea influenciando a concentração de matéria orgânica dissolvida) dos sistemas estudados.

A variação temporal das características ambientais analisadas foi mais acentuada do que a variação espacial, mas foi praticamente a mesma nas regiões pelágicas e litorâneas/entradas em cada ambiente.

A variação temporal do conteúdo de nutrientes da comunidade perifítica foi mais bem definido no reservatório oligotrófico (Lago do IAG) do que no hipertrófico (Lago das Garças). No primeiro sistema, as porcentagens de fósforo orgânico aumentaram no final do período seco e no chuvoso, enquanto as de nitrogênio de novembro de 2006 a maio de 2007. No reservatório hipertrófico, os mesmos atributos sofreram maiores oscilações no decorrer do período do estudo e não houve padrão bem definido de distribuição.

No reservatório oligotrófico, os aumentos das porcentagens de fósforo orgânico do perifíton não acompanharam o aumento da disponibilidade de fósforo solúvel na água, só o de fósforo total. As maiores porcentagens de nitrogênio da comunidade perifítica foram, contudo, positivamente relacionadas com os acréscimos das formas totais e dissolvidas de nitrogênio da água. No reservatório hipertrófico, o conteúdo nutricional do perifíton não foi relacionado com as concentrações de nutrientes na água, mas com a disponibilidade luz, que foi influenciada pelas florações de cianobactérias.

Tanto a composição química quanto as razões N:P molares orgânicas indicaram uma comunidade P-limitada e N-limitada no reservatório oligotrófico (Lago do IAG), confirmando estudos anteriores realizados neste reservatório; e N-limitada no reservatório hipertrófico (Lago das Garças), durante praticamente todo o ciclo sazonal deste estudo.

As razões N:P molares ambientais (inorgânica, total e do séston) foram preditivas da limitação nutricional da comunidade perifítica do reservatório oligotrófico durante todo o período estudado, mas especialmente no período chuvoso e início do seco. No hipertrófico, ao contrário, não foram bons descritores do potencial de limitação na maioria dos meses estudados.

A biomassa orgânica e fotossintética do perifíton variou independentemente do conteúdo de fósforo, mas de forma similar à de nitrogênio e à razão N:P orgânica no reservatório oligotrófico. No hipertrófico, as biomassas orgânica e fotossintética variaram

independentemente da composição química e da razão N:P orgânica, mas em função da disponibilidade de luz.

Assim, as hipóteses estabelecidas para este trabalho foram parcialmente confirmadas. No reservatório oligotrófico (Lago do IAG), o aumento de biomassa do perifíton foi regulado, principalmente, pela disponibilidade de nutrientes, mas também pela disponibilidade de luz, tendo sido observada, portanto, colimitação desta comunidade pelos recursos citados. A melhor razão de recursos não foi suficiente para aumentar a biomassa fotossintética e orgânica do perifíton em condições de elevada biomassa fotossintética fitoplanctônica. O aumento do conteúdo de nitrogênio permitiu, por outro lado, o aumento da massa orgânica mesmo com o aumento da biomassa fitoplanctônica. O componente algal da comunidade perifítica foi, portanto, mais fortemente limitado pela luz, enquanto que os demais o foram pela disponibilidade de nutrientes. No reservatório hipertrófico (Lago das Garças), a disponibilidade de luz, fortemente influenciada pela intensidade de floração de cianobactérias, foi o principal fator regulador do incremento de biomassa da comunidade perifítica e esta não esteve relacionada com o seu conteúdo de nutrientes. A maior disponibilidade de nutrientes, especialmente nitrogênio, permitiu acréscimo de biomassa apenas durante o período de menor limitação por luz.

As observações feitas para biomassa orgânica e fotossintética, composição química, razão N:P molar do perifíton e suas relações com a disponibilidade de nutrientes na água permitiram concluir que o potencial da comunidade perifítica como indicadora da disponibilidade de nutrientes e a importância destes nutrientes para explicar a variabilidade da biomassa perifítica foi maior no ambiente oligotrófico do que no hipertrófico. Da mesma forma, as comunidades algais perifíticas são, em geral, estimuladas pelos mesmos recursos que as algais pelágicas, mas podem demonstrar diferentes padrões sazonais porque o fitoplâncton pode interceptar a luz e competir por nutrientes, alterando a disponibilidade deste recurso, especialmente em ambientes enriquecidos.

## 7. REFERÊNCIAS CITADAS

---

- Andersen, J.M. 1976. An ignition method for determination of total phosphorus in lake sediments. *Water Res.* 10: 329-331.
- Ashton, P.J. 1985. Seasonality in Southern Hemisphere freshwater phytoplankton assemblages. *Hydrobiologia* 125: 179-190.
- Bicudo, D.C., Fonseca, B.M., Bicudo, C.E.M., Bini, L.M. & Jesus, T.A. 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: J.G. Tundisi, T. Tundisi-Matsumura, C. Sidagis-Galli (eds). *Eutrofização na América do Sul: causas, conseqüências e tecnologias de gerenciamento e controle*. Instituto Internacional de Ecologia, São Carlos. p. 413-438.
- Bicudo, D.C., Forti, M.C., Carmo, C.F.C., Bourotte, C., Bicudo, C.E.M., Melfi, A. & Lucas, Y. 2002. A atmosfera, as águas superficiais e os reservatórios no PEFI: caracterização química. In: D.C. Bicudo, M.C. Forti & C.E.M. Bicudo (eds). *Parque Estadual das Fontes do Ipiranga: unidade de conservação ameaçada pela urbanização de São Paulo*. Editora da Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, São Paulo. p. 161-212.
- 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.
- Biggs, B.J.F. 1995. The contribution of flood disturbance, catchment geology and land use to the habitat template of periphyton in stream ecosystems. *Freshwater Biology* 33: 419-438.
- Biggs, B.J.F. 1996. Patterns in benthic algae of streams. In: R.J. Stevenson, M.L. Bothwell, R.L. Lowe (eds). *Algal ecology. freshwater benthic ecosystems*. Academic Press, San Diego. p. 31-56.
- Biggs, B.J.F. 1990. Periphyton communities and their environments in New Zealand rivers. *N. Z. J. Mar. Freshwater Res.* 24: 367-386.
- Borduqui, M., Ferragut, C. & Bicudo, C.E.M. 2008. Chemical composition and taxonomic structure vertical and seasonal variation of periphyton community in a shallow hypereutrophic reservoir (Garças Reservoir, São Paulo, Brazil). *Acta Limnol. Bras.* 20(4): 381-392.
- Bramm, M.E., Lassen, M.K., Liboriussen, L., Richardson, K., Ventura, M. & Jeppesen, E. 2009. The role of light for fish–zooplankton–phytoplankton interactions during winter in shallow lakes – a climate change perspective. *Freshwater Biol.* 54: 1093–1109.
- Burks, R.L., Lodge, D.M., Jeppesen, E. & Lauridsen, T.L. 2002. Diel horizontal migration of zooplankton: costs and benefits of inhabiting the littoral. *Freshwater Biol.* 47: 343-365.
- Burnham, K.P. & Anderson, D.R.O. 2002. Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach. 2 ed. Springer-Verlag, New York.
- Borchardt, M.A. 1996. Nutrients. In: R.J. Stevenson, M.L. Bothwell, R.L. Lowe (eds). *Algal ecology. freshwater benthic ecosystems*. Academic Press, San Diego. p. 183-252.

- Burkholder, J.M. & Wetzel, R.G. 1989. Epiphytic microalgae on natural substrata in a hardwater lake: seasonal dynamics of community structure, biomass and ATP content. *Arch. Hydrobiologia, Supplement*. 83: 1-56.
- Cattaneo, A. 1987. Periphyton in lakes of different trophy. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 44: 296-303.
- 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.
- Cyr, H. 1998. How does the vertical distribution of chlorophyll peak in the littoral sediments of small lakes? *Freshwater Biol.* 39: 25-40.
- Danger, M., Lacroix, G., Oumarou, C., Benest, D. & Me'Riguet, J. 2009. Effects of food-web structure on periphyton stoichiometry in eutrophic lakes: a mesocosm study. *Freshwater Biol.* 53: 2089-2100.
- Dodds, W.K. 2003. The role of periphyton in phosphorus retention in shallow freshwater aquatic systems. *J. Phycol.* 39: 840-849.
- Dodds, W. K., Smith, V. H. & Lohman, K. 2002. Nitrogen and phosphorus relationships to benthic algal biomass in temperate streams. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 59: 865-874.
- Dodds, W.K., Bigs, B.J.F. & Lowe, R.L. 1999. Photosynthesis-irradiance patterns in benthic microalgae: variations as a function of assemblage thickness and community structure. *J. Phycol.* 35: 42-53.
- Downing, J.A. & Rath, L.C. 1988. Spatial patchiness in the lacustrine sedimentary environment. *Limnol. Oceanogr.* 33: 447-458.
- Downing, J.A., Prairie, Y.T., Cole, J.J., Duarte, C.M., Tranvik, L.J., Striegl, R.G., McDowell, W.H., Kortelainen, P., Caraco, N.F., Melack, J.M. & Middelburg, J.J. 2006. The global abundance and size distribution of lakes, ponds, and impoundments. *Limnol. Oceanogr.* 51: 2388-2397.
- Engle, D.L. & Melack, J.M. 1993. Consequences of riverine flooding for seston and periphyton of floating meadows in an Amazon floodplain lake. *Limnol. Oceanogr.* 38(7): 1500-1520.
- Fahnenstiel, G.L., Scavia, D. & Schelske, C.L. 1984. Nutrient-light interactions in the Lake Michigan sub-surface chlorophyll layer. *Verh. Inter. Ver. Limnol.* 22: 440-444.
- Fahnenstiel, G.L., Stone, R.A., McCormick, M.J., Schelske, C.L. & Lohrenz, S.E. 2000. Spring isothermal mixing in the Great Lakes: evidence of nutrient limitation and nutrient-light interactions in a suboptimal light environment. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57: 1901-1910.
- Fennessy, M.S. & Cronk, J.K. 1997. The effectiveness and restoration potential of riparian ecotones for the management of nonpoint source pollution, particularly nitrate. *Crit. Rev. Env. Sci. Tec.* 27: 285-317.

- Fermino, F.S. 2006. Avaliação sazonal dos efeitos do enriquecimento por N e P sobre o perifíton em represa tropical rasa mesotrófica (Lago das Ninféias, São Paulo). Tese de Doutorado. Universidade Estadual Paulista, Rio Claro. 121 p.
- Fernandes, A.J., Reis, L.A.M. & Carvalho, A. 2002. Caracterização do meio físico. In: D.C. Bicudo, M.C. Forti, C.E.M. Bicudo (eds). *Parque Estadual das Fontes do Ipiranga: unidade de conservação ameaçada pela urbanização de São Paulo*. Editora da Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, São Paulo. p. 49-62.
- 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. 1999. Efeito do enriquecimento por N e P sobre a colonização e sucessão da comunidade de algas perifíticas: biomanipulação em reservatório oligotrófico em São Paulo. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual Paulista, Rio Claro. 195 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, 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.
- França, R.C.S., Lopes, M.R.M. & Ferragut, C. 2009. Temporal variation of biomass and status nutrient of periphyton in shallow Amazonian Lake (Rio Branco, Brazil). *Acta Limnol. Bras.* 21(2): 175-183.
- Gaiser, E.E., Scinto, L.J., Richards, J.H., Jayachandran, K., Childers, D.L., Trexler, J.C. & Jones, R.D. 2004. Phosphorus in periphyton mats provides the best metric for detecting low-level P enrichment in an oligotrophic wetland. *Water Res.* 38: 507-516.
- Gaiser, E.E., Childers, D.L., Jones, R.D., Richards, J.H., Scinto, L.J. & Trexler, J.C. 2006. Periphyton responses to eutrophication in the Florida Everglades: Cross-system patterns of structural and compositional change. *Limnol. Oceanogr.* 51(1/2): 617-630.
- Golterman, H.L. & Clymo, R.S. 1969. *Methods for chemical analysis of freshwaters*. Blackwell Scientific Publications, Oxford. International Biological Programme. 171 p. (IBP Handbook n° 8).
- Golterman, H.L., Clymo, R.S. & Ohmstad, M.A.M. 1978. *Methods for physical and chemical analysis of freshwaters*. Blackwell Scientific Publications, Oxford. International Biological Programme. 171 p. (IBP Handbook n° 8, 2<sup>a</sup> ed.).
- Greenwood J.L. & Rosemond A.D. 2005. Periphyton response to long-term nutrient enrichment in a shaded headwater stream. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 62: 2033–2045.

- Hansson, L. 1988. Effects of competitive interactions on the biomass development of planktonic and periphytic algae in lakes. *Limnol. Oceanogr.* 33(11): 121-128.
- Hansson, L. 1992. Factors regulating periphytic algal biomass. *Limnol. Oceanogr.* 37(2): 32-328.
- Havens, K.E., East, T.L., Meeker, R.H., Davis, W.P. & Steinman, A.D. 1996. Phytoplankton and periphyton responses to in situ experimental nutrient enrichment in a shallow subtropical lake. *J. Plankton Res.* 18(4): 551-556.
- Havens, K. E., East, T. L., Hwang, S. J., Rodwsky, A. J., Sharfstein, B. & Steinman, A. D. 1999. Algal responses to experimental nutrient addition in the littoral community of a subtropical lake. *Freshwater Biol.* 42(2): 329-344.
- Hawes, I. & Smith, R. 1994. Seasonal dynamics of epilithic periphyton in oligotrophic Lake Taupo, New Zealand. *New Zeal. J. Mar. Fresh.* 28: 1-12.
- Healy, F.P. 1985. Interacting effects of light and nutrient limitation on the growth rate of *Synechococcus linearis* (Cyanophyceae). *J. Phycol.* 21: 134-146.
- Hessen, D.O., Faerovig, P. J. & Andersen, T. 2002. Light, nutrients, and P:C ratios in algae: grazer performance related to food quality and quantity. *Ecology* 83: 1886-1898.
- Hill, B.H., Herlhy, A.T., Kaufmann, P.R., Stevenson, R.J., McCormick, F.H. & Johnson, C.B. 2000. Use of periphyton assemblage data as an index of biotic integrity. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 19(1): 50-67.
- Hill, W.R. & Fanta, S.E. 2008. Phosphorus and light colimit periphyton growth at subsaturating irradiances. *Freshwater Biol.* 53: 215-225.
- Hill, W.R. & Knight, A.W. 1988. Nutrient and light limitation of algae in two northern California streams. *J. Phycol.* 24: 125-132.
- Hillebrand, H. & Sommer, U. 1999. The nutrient stoichiometry of benthic microalgal growth: redfield proportions are optimal. *Limnol. Oceanogr.* 44: 440-446.
- Hudson, J., W. Taylor & D. Schindler. 2000. Phosphate concentration in lakes. *Nature* 406: 54-56.
- Huszar, V.L.M., Bicudo, D.C., Giani, A., Ferragut, C., Martinelli, L.A. & Henry, R. 2005. Subsídios para a compreensão sobre a limitação de nutrientes ao crescimento do fitoplâncton e perifíton em ecossistemas continentais lênticos no Brasil. In: F. Roland, D. César, M. Marinho (eds). *Lições em limnologia*. RiMa Editora, São Carlos. p. 243-260.
- Hutchinson, G.E. 1973. Eutrophication. The scientific background of a contemporary practical problem. *Am. Scient.* 61(3): 269-279.
- Hwang, S., Havens, K. E., Steinman, A. D. 1998. Phosphorus kinetics of planktonic and benthic assemblages in a shallow subtropical lake. *Freshwater Biol.* 40, 729-745.

- Jeppesen, E., Jensen, J.P., Sondergaard, M., Lauridsen, T. & Landkildehus, F. 2000. Trophic structure, species richness and biodiversity in Danish lakes: changes along a phosphorus gradient. *Freshwater Biol.* 45: 201-218.
- Johnson, J.B. & Omland, K.S. 2004. Model selection in ecology and evolution. *Trends Ecol. Evol.* 19(2): 101-108.
- Jones, J.G. 1978. Spatial variation in epilithic algae in a stony stream (Wilfin Beck) with particular reference to *Cocconeis placentula*. *Freshwater Biol.* 8: 539-546.
- Kahlert, M. 1998. C:N:P ratios of freshwater benthic algae. *Archiv für Hydrobiologie. Supplementband. Advances in Limnology* 51: 105-114.
- Kahlert, M. 2002. Horizontal variation of biomass and C:N:P ratios of benthic algae in lakes. *Hydrobiologia* 489: 171-177.
- Kahlert, M., Hasselrot, A. T., Hillebrand, H. & Pettersson, K. 2002. Spatial and temporal variation in the biomass and nutrient status of epilithic algae in Lake Erken, Sweden. *Freshwater Biol.* 47: 1191-1215.
- Kahlert, M. & Pettersson, K. 2002. The impact of substrate and lake trophicity on the biomass and nutrient status of benthic algae. *Hydrobiologia* 489(1-3): 161-169.
- Kelly, D.J., Clare, J.J. & Bothwell, M.L. 2001. Attenuation of solar ultraviolet radiation by dissolved organic matter alters benthic colonization patterns in streams. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 20: 96-108.
- Kralj, K., Moraj, A.P., Gligora, M., Habdija, B.P. & Sipos, L. 2006. Structure of periphytic community on artificial substrata: influence of depth, slide orientation and colonization time in karstic Lake Visovacko, Croatia. *Hydrobiologia* 560(1): 249-258.
- Lamparelli, M.C. 2004. Graus de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, São Paulo. 235 p.
- Ledger, M.E. & Hildrew, A.G. 1998. Temporal and spatial variation in the epilithic biofilm of an acid stream. *Freshwater Biol.* 40: 655-670.
- Lewis Jr., W.M. 1983. A revised classification of lakes based on mixing. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 40: 1779-1787.
- Liboriussen, L. 2003. Production, regulation and ecophysiology of periphyton in shallow freshwater lakes. PhD Thesis. National Environmental Research Institute. 48 p.
- Liboriussen, L. & Jeppesen, E. 2006. Structure, biomass, production and depth distribution of periphyton on artificial substratum in shallow lakes with contrasting nutrient concentrations. *Freshwater Biol.* 51: 95-109.

- Liboriussen, L. & Jeppesen, E. 2009. Periphyton biomass, potential production and respiration in a shallow lake during winter and spring. *Hydrobiologia*, 632: 201-210.
- Leira, M., Chen, G., Dalton, C., Irvine, K. & Taylor, D. 2009. Patterns in freshwater diatom taxonomic distinctness along an eutrophication gradient. *Freshwater Biol.* 54: 1-14.
- Lewis Jr., W.M. 1983. A revised classification of lakes based on mixing. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 40: 1779-1787.
- Lohman, K., Jones, J.R., Baysinger-Daniel, C. 1991. Experimental evidence for nitrogen limitation in a northern Ozark stream. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 10, 14-23.
- 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, 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.
- Lowe, R.L. 1996. Periphyton patterns in lakes. In: R.J. Stevenson, M.L. Bothwell & R.L. Lowe (eds). *Algal ecology. freshwater benthic ecosystems*. Academic Press. San Diego. p. 57-76.
- Lund, J.W.G. 1972. Eutrophication. *Roy. Soc. Lond. B. Bio.* 180: 371-382.
- Luttenton, M.R. & Lowe, R.L. 2006. Response of a lentic periphyton community to nutrient enrichment at low N:P ratios. *J. Phycol.* 42: 1007-1015.
- Mackereth, F.J.H., Heron, J. & Talling, J.F. 1978. *Water analysis: some revised methods for limnologists*. Kendall: Titus Wilson & Son Ltd. (Freshwater Biological Association Scientific Publication n° 36). 117 p.
- Marker, A.F.H., Nusch, E.A., Rai, H. & Riemann, B. 1980. The measurement of photosynthetic pigments in freshwaters and standartization of methods: conclusions and recommendations. *Arch. Hydrobiologia* 14: 91-106.
- McCormick, P.V., O'Dell, M. B., Shuford, R.B.E. Backus, J.G. & Kennedy, W.C. 2001. Periphyton responses to experimental phosphorus enrichment in a subtropical wetland. *Aquat. Bot.* 71: 119-139.
- McCormick, P.V., O'Dell, M.B. 1996. Quantifying periphyton responses to phosphorus enrichment in the Florida Everglades: a synoptic-experimental approach. *J. North Am. Benthol. Soc.* 15: 450-468.
- McCune, B. & Mefford, M.J. 1999. *PC-ORD: multivariate analysis of ecological data*. Gleneden Beach: MjM Software.



- Meulemans, J.T. 1988. Seasonal changes in biomass and production of periphyton growing upon reed in Lake Maarsseveen I. *Arch. Hydrobiologia* 112: 21-42.
- Moschini-Carlos, V. Pompêo, Marcelo L.M; Henry, Raoul ; Rocha, O. 1998. Temporal variation in structure of periphytic algal communities on an artificial substratum in the Jurumirim reservoir, SP, Brazil. *Proc. Intl. Assoc. Theor. Appl. Limnol.* 26: 1758-1763.
- Mosisch, T.D., Bunn, S.E; Davies, P.M. & Marshall, C.J. 1999. Effects of shade and nutrient manipulation on periphyton growth in a subtropical stream. *Aquat. Bot.* 64: 167-177.
- O'Reilly, C.M. 2006. Seasonal dynamics of periphyton in a large tropical lake. *Hydrobiologia* 553(1): 293-301.
- Pan, Y., Stevenson, R.J., Vaithyanathan, P. Slate, J. & Richardson, C.J. 2000. Changes in algal assemblages along observed and experimental phosphorus gradients in a subtropical wetland, USA. *Freshwater Biol.* 44: 339-353.
- Pompêo, M.L.M. & Moschini-Carlos, V. 2003. *Macrófitas aquáticas e perifiton: aspectos ecológicos e metodológicos*. RiMa Editora, São Carlos.
- Ramírez R., J.J. & Bicudo, C.E.M. 2005. Diurnal and spatial (vertical) dynamics of nutrients (N, P, Si) in four sampling days (summer, fall, winter, and spring) in a tropical shallow reservoir and their relationships with the phytoplankton community. *Braz. J. Biol.* 65: 141-157.
- Rangel, T.F.L.V.B., Diniz-Filho, J.A.F. & Bini, L.M. 2006. Towards an integrated computational tool for spatial analysis in macroecology and biogeography. *Global Ecol. Biogeogr.* 15(4): 321-327.
- Redfield, A.C. 1958. The biological control of chemical factors in the environment. *Am. Scientist* 46: 205-222.
- Rhee, G-Yull & Gotham, I. J. 1981. The effect of environmental factors on phytoplankton growth: Temperature and the interactions of temperature with nutrient limitation. *Limnol. Oceanogr.* 26(4): 635-648.
- 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 drowned tropical forest reservoir in Malaysia: Lake Kenyir. *Lakes & Reserv.* 13: 271-287.
- Sartory, D.P. & Grobbelaar, J.U. 1984. Extraction of chlorophyll a from freshwater phytoplankton for spectrophotometric analysis. *Hydrobiologia* 114: 177-187.
- Schwarzbold, A. 1990. Métodos ecológicos aplicados ao estudo do perifiton. *Acta Limnol. Bras.* 3: 545-592.
- Scheffer, M. 2001. Alternative attractors of shallow lakes. *Sci. World. Journ.* 1: 254-263.
- Solórzano, L. 1969. Determination of ammonia in natural waters by the phenolhypochlorite method. *Limnol. Oceanogr.* 14: 799-801.

- Stelzer, S. R. & Lamberti, G. A. 2001. Effects of N:P ratio and total nutrient concentration on stream periphyton community structure, biomass and elemental composition. *Limnol. Oceanogr.* 46(2): 356-367.
- Stevenson, R.J. 1996. An introduction to algal ecology in freshwater benthic habitats. In: R.J. Stevenson, M.L. Bothwell & R.L. Lowe (eds). *Algal ecology. freshwater benthic ecosystems*. Academic Press, San Diego. p. 3-30.
- Stevenson R.J. 1997. Scale-dependent determinants and consequences of benthic algal heterogeneity. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 16: 248-262.
- Strickland, J.D. & Parsons, T.R. 1965. A manual of sea water analysis. *Bull. Fish. Res. Bel. Can.* 125: 1-185 (2<sup>a</sup>. ed. rev.).
- Tessier, A.J. & Woodruff, P. 2002. Cryptic trophic cascade along a gradient of lake size. *Ecology*, 83: 1263-1270.
- Umbreit, W. W., Burris, R. H. & Stauffer, J. F. 1964. *Manometric methods applicable to the study of tissue metabolism*. Burgess Publishing Company, Minneapolis.
- Vadeboncouer, Y. & Steinan, A.D. 2002. Periphyton function in lake ecosystems. *Sci. World. Journ.* 2: 1-20.
- Vadeboncouer, Y., Jeppesen, E., Zanden, M.J.V., Schierup, H., Christoffersen, K. & Lodge, D.M. 2003. From Greenland to green lakes: cultural eutrophication and the loss of benthic pathways in lakes. *Limnol. Oceanogr.* 48(4): 1408-1418.
- Vadeboncouer, Y., Kalf, J., Christoffersen K. & Jeppesen, E. 2006. Substratum as a driver of variation in periphyton chlorophyll and productivity in lakes. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 25(2): 379-392.
- Valderrama, J.C. 1981. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. *Mar. Chem.* 10: 109-122.
- 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. Universidade Estadual Paulista, Rio Claro. 176 p.
- Vercellino, I.M. & Bicudo, D.C. 2006. Sucessão da comunidade de algas perifíticas em reservatório oligotrófico tropical (São Paulo, Brasil): comparação entre período seco e chuvoso. *Rev. Bras. Bot.* 29(3): 363-377.
- Vinebrooke, R.D. & Leavitt, P.R. 1998. Direct and interactive effects of allochthonous dissolved organic matter, inorganic nutrients, and ultraviolet radiation on an alpine littoral food web. *Limnol. Oceanogr.* 43: 1065-1081.
- Wang, H., Lu, J., Wang, W., Huang, P. & Yin, C. Spatio-temporal distribution of nitrogen in the undulating littoral zone of Lake Taihu, China. *Hydrobiologia* 581: 97-108.

- Wetzel, R.G. 2001. *Limnology. Lake and River Ecosystems*. Academic Press, San Diego.
- Wetzel, R.G. & Likens, G. 1991. *Limnological analyses*. 2ed. Springer-Verlag, New York.
- Williamson, C.E., Morris, D.P., Pace, M.L. & Olson, A.G. 1999. Dissolved organic carbon and nutrients as regulators of lake ecosystems: resurrection of a more integrated paradigm. *Limnol. Oceanogr.* 44: 795-803.
- Winterbourn, M.J. 1990. Interactions among nutrients, algae and invertebrates in a New Zealand mountain stream. *Freshwater Biol.* 23: 463-474.
- Woodruff, S.L., House, W.A., Callow, M.E. & Leadbeater B.S.C. 1999. The effects of biofilms on chemical processes in surficial sediments. *Freshwater Biol.* 41: 73-89.
- Tobias, V.T., Ballantyne, A., Mille-Lindahl, C., Algesten, G., Gudas, C., Lindahl, S. & Brunberg, A.K. 2009. Effects of N:P loading ratios on phytoplankton community composition, primary production and N fixation in a eutrophic lake. *Freshwater Biol.* 54: 331-344.

### **Variação temporal e espacial das diatomáceas e sua inter-relação com outros grupos algais na comunidade perifítica em reservatórios oligotrófico e hipertrófico (Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo)**

#### **Resumo**

O trabalho foi realizado em dois reservatórios com diferentes estados de trofia localizados no Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, Município de São Paulo. Os principais objetivos foram verificar e comparar a contribuição das diatomáceas na estrutura da comunidade perifítica em diferentes regiões dos dois reservatórios, avaliar a influência da escala temporal e espacial sobre a variabilidade da comunidade algal perifítica e o principal fator controlador dessa variabilidade. Amostragens mensais do perifiton desenvolvido sobre substrato artificial foram realizadas durante 12 meses consecutivos, de setembro de 2006 a agosto de 2007, nas regiões pelágica e litorânea do Lago do IAG (oligotrófico) e na região pelágica e em duas entradas no Lago das Garças (hipertrófico). Os dados foram avaliados mediante análises descritivas e univariadas. A estrutura da comunidade respondeu espacialmente e temporalmente ao estado de trofia dos ambientes, aumentando a densidade total de espécies e diminuindo a riqueza e a diversidade em condições de maior disponibilidade de nutrientes. Os recursos luz e nutrientes foram fatores controladores do perifiton no sistema oligotrófico. As diatomáceas acompanhadas das crisofíceas e clorofíceas foram mais importantes no reservatório oligotrófico, durante a época seca, período com maior disponibilidade de nutrientes. Neste reservatório, a dinâmica dessas algas foi principalmente influenciada pela escala climática. No sistema hipertrófico, a redução da abundância de diatomáceas culminou com o aumento da abundância de cianobactérias na região pelágica, e de clorofíceas nas entradas do sistema. A variabilidade das diatomáceas no hipertrófico foi regulada pelo aumento da densidade de outros grupos algais e sua contribuição foi indiretamente associada à variação dos nutrientes. Considerando todos os grupos algais, a escala climática e os nutrientes (principalmente fósforo no sistema oligotrófico e nitrogênio no hipertrófico) foram os principais fatores responsáveis pela formação de associações de espécies nos dois reservatórios.

**Palavras chave:** perifiton, alga, diatomácea, estrutura da comunidade, Lago do IAG, Lago das Garças.

## **Abstract**

Study was carried out in two reservoirs with different trophic levels located in the Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, Municipality of São Paulo. Main objectives of the study were to evaluate and compare the diatom contribution to periphytic community structure in the different regions of both reservoirs, to verify temporal and spatial influence on the variability of periphytic algal community, and to identify the main factor regulating such variability. Sampling of periphyton growing on artificial substrate was carried out monthly during 12 consecutive months, from September 2006 until August 2007, at the subsurface of pelagic and littoral zones of IAG Pond (oligotrophic), and of pelagic and two littoral zones of Garças Pond (hypertrophic). Descriptive and multivariate analysis were performed to evaluate data. The community structure was spatially and temporally sensitive to trophic state of environments. The total species density increased while species richness and diversity were lower with nutrient limitation decrease or absence. Influence of nutrient and light on periphytic community was observed in the oligotrophic reservoir. Diatoms accompanied by chrysophytes and chlorophytes were more important in the oligotrophic reservoirs during dry period due to the greater nutrient availability. Diatom dynamic was mainly influenced by the climatic scale in the IAG Pond. In the hypertrophic one, diatoms density reduction was simultaneous to the cyanobacterial density increase in the pelagic zone, and to that of the chlorophytes in the littoral zone. Therefore, diatom variability in the latter reservoir was regulated by the density increase of the soft algae and just indirectly related to the nutrient variation. Regarding the other algal groups, climatic scale and nutrients (mainly phosphorus in the oligotrophic and nitrogen in the hypertrophic) were the more important factors influencing species associations formation and distribution in both reservoirs.

**Key words:** periphyton, alga, diatom, community structure, IAG Pond, Garças Pond.

## 1. INTRODUÇÃO

---

Algas perifíticas desempenham um papel importante nos ecossistemas aquáticos (Liboriussen 2003, Kahlert & Pettersson 2002), especialmente nos lagos rasos onde seu crescimento é potencialmente favorecido pelas extensas zonas litorâneas e pelos numerosos substratos submersos normalmente presentes nesses ambientes (Danger *et al.* 2009). Em função de sua grande representatividade, são responsáveis por grande (Vadeboncouer & Steinman 2002) ou pela maior parte (Dodds *et al.* 1999) da produção primária em ecossistemas aquáticos rasos não sombreados. Constituem, também, em importante regulador da dinâmica de nutrientes em lagos (Wetzel 2000), em especial do fósforo (Dodds 2003), além de representarem um importante recurso energético para os demais níveis tróficos (Vadeboucoeur & Steinman 2002).

Independente do estado de trofia do ambiente, a produtividade e a estrutura da comunidade algal perifítica dependem, de múltiplos fatores abióticos e bióticos, incluindo intensidade de luz, temperatura, flutuação dos níveis da água, tipo do substrato, ação do vento, competição intra e interespecífica e predação (Albay & Akçaalan 2008, DeNicola 2004). De todos esses fatores, nutrientes e luz são considerados os que mais afetam o crescimento algal nos ecossistemas aquáticos (Hill & Fanta 2008).

A disponibilidade de nutrientes é usualmente considerada o fator controlador mais importante da comunidade algal perifítica, sendo o fósforo e nitrogênio referidos como os principais nutrientes limitantes do crescimento de algas em lagos (Stelzer & Lamberti 2001). Devido à sua relevância nos processos de eutrofização, tais nutrientes têm sido também os mais frequentemente estudados (Borchardt 1996, Kahlert & Pettersson 2002). O fósforo, em especial, foi indicado como o elemento limitante mais comum em ecossistemas lênticos continentais brasileiros (Huszar *et al.* 2005).

Vários estudos demonstraram, por exemplo, a perda de riqueza e diversidade em ecossistemas aquáticos sujeitos à eutrofização (Carrick *et al.* 1988, Miller *et al.* 1992, Hillebrand & Sommer 2000), enquanto que outros indicaram um aumento destes índices ou mesmo indiferença mediante maior disponibilidade de nutrientes (Pringle 1990, Liess *et al.* 2009). A influência dos nutrientes sobre a estrutura da comunidade ainda é bastante controversa, colocando em discussão as afirmações de que, assim como a produtividade, a riqueza e a diversidade de espécies refletem o estado trófico de lagos (Sondergaard & Jeppesen 2007, Scheffer 1998, Meulemans 1998, Hill *et al.* 1995). Considerando toda a gama de fatores de que depende a comunidade, além dos nutrientes, estudos que melhor elucidem a influência dessas variáveis sobre os atributos da comunidade são ainda necessários.

A luz é geralmente considerada o fator abiótico mais direcionador da comunidade algal perifítica em lagos eutróficos rasos (Hill *et al.* 1995). Nesses ambientes, o aumento da turbidez e de áreas sombreadas causa diminuição da produtividade não só de macrófitas aquáticas, mas também da comunidade algal bentônica (Scheffer 1998) podendo, assim como os nutrientes, influenciar sua estrutura (Liess & Kahlert 2007).

A comunidade algal perifítica varia no tempo e no espaço (Kahlert *et al.* 2002) e tanto a escala climática quanto a heterogeneidade de hábitat exercem forte influência sobre sua estrutura e funcionamento (Vadeboncoeur & Steinman 2002).

Apesar de o perifíton estar reconhecidamente presente no decorrer de um ciclo sazonal completo (Meulemans 1988, Burkholder & Wetzel 1989), sua sazonalidade em lagos ainda não foi devidamente estudada, a ponto de permitir que padrões gerais de variação sejam propostos (Liboriussen 2003). Aumento da densidade de espécies foi observado durante o inverno (Liboriussen & Jeppesen 2009, Liboriussen 2003) e o outono (Kahlert *et al.* 2002) em ambientes temperados e tropicais (Borduqui *et al.* 2008, O'Reilly 2006, Vercellino & Bicudo 2006). Nos trabalhos acima, o desenvolvimento favorável durante o referido período foi associado à maior alta transparência da água, apesar das baixas temperatura e da luminosidade.

Comparadas com ambientes lóticos (Stevenson 1997, Ledger & Hildrew 1998, Pan *et al.* 1999), as informações sobre a variação espacial da comunidade algal perifítica em lagos são mais escassas e remetem, principalmente, para a biomassa algal bentônica de sedimentos e areia (Cyr 1998). Alguns estudos mostraram, no entanto, que as variações horizontais (Kahlert *et al.* 2002, Kahlert & Pettersson 2002) e verticais (Hawes & Smith 1994, Kahlert *et al.* 2002, Liboriussen & Jeppesen 2006, Kralj *et al.* 2006, O'Reilly 2006, Borduqui *et al.* 2008) da estrutura da comunidade em lagos são grandes e, muitas vezes, independentes entre si. Em termos práticos, o conhecimento prévio da variação ou dos padrões de distribuição espacial minimiza o esforço amostral para a detecção de diferenças significativas nesta escala, tornando mais viáveis os estudos de monitoramento (Kahlert *et al.* 2002).

As diatomáceas constituem um dos principais grupos de algas do perifíton e sua distribuição é determinada pelos mesmos fatores ambientais anteriormente descritos, que atuam em diferentes escalas no tempo e no espaço e afetam diferentemente as comunidades (Stevenson 1997, Snyder *et al.* 2002). Em muitos ambientes, constituem o principal grupo algal do perifíton, não só em termos de diversidade, mas também de biomassa (Fischer & Dunbar 2007). Portanto, mudanças na composição de espécies deste grupo de algas influenciam o desenvolvimento do perifíton como um todo (Brown & Austin 1973, Hoagland *et al.* 1982).

Devido ao fato de as influências antropogênicas influenciaram a comunidade de diatomáceas e do grande número de espécies com várias preferências ecológicas (van Dam *et al.* 1994), os estudos ecológicos relativos a esta comunidade vem sendo desenvolvidos abordando, principalmente, a bioindicação da qualidade ecológica da água. Estudos sobre as relações desta comunidade com os demais representantes do perifíton são escassos.

Com base nas premissas acima, objetivou-se avaliar a influência da escala temporal e espacial sobre a variabilidade da densidade de espécies de diatomáceas e dos demais grupos algais perifíticos e identificar o principal fator controlador dessa variabilidade, e verificar e comparar a contribuição das diatomáceas na estrutura da comunidade perifítica em diferentes regiões de dois reservatórios com diferentes estados tróficos.

Para tanto, as seguintes hipóteses foram formuladas:

1. Condições oligotróficas favorecem a maior representatividade das diatomáceas em termos de riqueza e a menor representatividade em termos de densidade de espécies na comunidade perifítica de reservatórios.
2. A estrutura da comunidade das algas perifíticas é espacial e temporalmente regulada pela disponibilidade de nutrientes no reservatório oligotrófico e pela disponibilidade de luz no hipertrófico.

## **2. ÁREA DE ESTUDO**

---

A área de estudo é a mesma descrita na introdução geral deste trabalho.

## **3. MATERIAL E MÉTODOS**

---

O procedimento de amostragem dos dados climáticos e os métodos utilizados durante as análises laboratoriais dos dados abióticos (teores de nitrogênio e fósforo do perifíton) e biológicos (concentração de clorofila *a*) encontram-se descritos no Capítulo 1.

### **3.1. Variáveis biológicas: estrutura da comunidade de diatomáceas e demais grupos de algas**

Amostras destinadas às análises qualitativas e quantitativas da comunidade de algas do perifíton foram obtidas a partir de raspagem de uma área definida do substrato, utilizando um volume conhecido de água destilada e foram fixadas em formalina 4 % para as análises qualitativas e em lugol acético a 0,5 % para as quantitativas.



A identificação taxonômica das diatomáceas e dos representantes dos demais grupos algais foi realizada utilizando microscópio óptico Zeiss, modelo Standard 20 e baseada nas publicações de floras dos grupos já levantados para a área e em bibliografia clássica e moderna para os demais.

A densidade algal perifítica foi estimada segundo Utermöhl (1958), utilizando microscópio invertido Zeiss, em aumento de 400 vezes. O limite de contagem foi estabelecido com dois critérios, a curva de rarefação de espécies e até atingir 100 indivíduos da espécie mais comum (Bicudo 1990). A densidade foi calculada conforme a equação abaixo, descrita em Schwarzbald (1992) e expressa em ind cm<sup>-2</sup>:

$$N = [(n \cdot V) / v] \cdot (1 / S)$$

onde:

$N$  = número de células por cm<sup>2</sup>.

$n$  = número total de células contadas.

$V$  = volume da amostra.

$v$  = volume do campo contado.

$S$  = superfície do substrato.

Foram consideradas espécies descritoras da comunidade aquelas cujas densidades representaram 5 % ou mais da densidade total de espécies em pelo menos uma das unidades amostrais.

Os seguintes índices biológicos foram calculados:

- **Riqueza específica (R)**: definida como o número total de táxons encontrados em uma amostra.
- **Índice de diversidade de Shannon-Wiener** (bits ind<sup>-1</sup>), de acordo com a equação, descrita em Shannon & Weaver (1963):

$$H' = -\sum_{i=1}^n p_i \cdot \log_2 p_i$$

- **Dominância (D)**, de acordo com a equação de Simpson (1949):

$$D = \frac{1}{\sum_{i=1}^n (p_i)^2}$$

sendo  $p_i$  a contribuição da espécie  $i$  para a densidade total da comunidade na amostra.

- **Equitabilidade (J)**, de acordo com a seguinte equação em Pielou (1975):

$$E = \frac{H'_{obs}}{H_{má}} = \frac{H}{\log_2 S}, \text{ sendo}$$

$H'_{obs}$  a diversidade observada,  $H_{má}$  a diversidade máxima e S o número de espécies.

### 3.2. Tratamento estatístico dos dados

A estatística descritiva dos dados foi providenciada usando médias aritméticas como medida de tendência central e erro padrão e coeficiente de variação como medidas de dispersão.

Análise integrada das variáveis bióticas e abióticas foi realizada por meio da Análise de Correspondência Canônica (CCA) (Ter Braak 1986, 1994), com os dados abióticos transformados pela amplitude de variação (“ranging”) e os bióticos por raiz quadrada de  $x + 0,5$ . As transformações foram realizadas para normalizar as diferenças nas escalas dos valores das variáveis. Foram utilizados apenas os táxons cuja densidade total foi superior a 0,5 %. As variáveis abióticas utilizadas na CCA foram selecionadas a partir da Análise de Componentes Principais (veja capítulo 1), tendo sido eliminadas as variáveis colineares ou de baixa correlação.

Os programas estatísticos utilizados foram os seguintes: MINITAB (versão 14.1) para a análise descritiva dos dados, WINMAT para a transformação dos dados e PCORD (versão 5.1 para Windows) (McCune & Mefford 1999) para as análises multivariadas de ordenação.

## 4. RESULTADOS

---

### 4.1. Variáveis climáticas e abióticas

Os resultados referentes às variáveis climáticas, físicas e químicas, bem como as biológicas relativas à concentração de clorofila *a* e à composição química (% P.MSLC e % N.MSLC) do perifíton foram descritos detalhadamente no Capítulo 1.

### 4.2. Estrutura específica da comunidade de algas perifíticas: diatomáceas e demais grupos algais

#### 4.2.1. Composição da comunidade

O maior número de táxons específicos e infraespecíficos foi registrado no ambiente oligotrófico (292 e 264 táxons na região pelágica e litorânea, respectivamente) em relação ao hipertrófico (182 táxons na região pelágica e na entrada 6 e 176 táxons na entrada 7) (tab. 1). Esses táxons foram distribuídos em 15 e 12 classes nos reservatórios oligotrófico e hipertrófico e encontram-se listados no anexo 1. As classes Chlorophyceae, Chrysophyceae e

Bacillariophyceae contribuíram com 61 % da riqueza total no reservatório oligotrófico (regiões pelágica e litorânea) e Chlorophyceae, Bacillariophyceae e Cyanophyceae com 75-79 % (regiões pelágica e entradas) da riqueza total no reservatório hipertrófico, sendo, portanto, as classes mais representativas em termos de composição da comunidade (fig. 1).

As Bacillariophyceae contribuíram com 53 táxons em ambas as regiões estudadas do reservatório oligotrófico, o que corresponde a 18-21 % do número total registrado, atrás apenas das Chlorophyceae (22-23 %) e Chrysophyceae (18-21 %). No reservatório hipertrófico, as Bacillariophyceae contribuíram com 39, 37 e 30 táxons, respectivamente, nas regiões pelágica e entradas 6 e 7, o que equivale a 21, 20 e 17 % do total de táxons registrado neste caso, sendo superadas somente pela classe Chlorophyceae, que contribuiu com 43-44 % do número total de táxons registrados nesse ambiente.

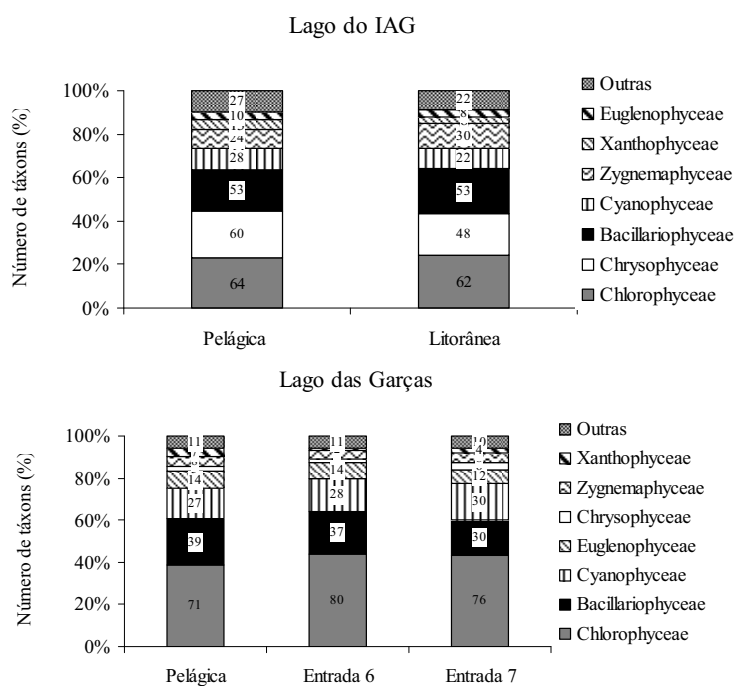


Figura 1. Riqueza específica das classes de algas perifíticas mais representativas nas regiões pelágica e litorânea do Lago do IAG e na região pelágica e nas entradas do Lago das Garças.

Tabela 1. Número de táxons por classes de algas do perifiton e contribuição (%) das classes em termos de riqueza nas unidades amostrais do Lago do IAG e do Lago das Garças.

	Lago do IAG		Lago das Garças		
	Pelágica n (%)	Litorânea n (%)	Pelágica n (%)	Entrada 6 n (%)	Entrada 7 n (%)
Bacillariophyceae	53 (18)	53 (20)	39 (21)	37 (20)	30 (17)
Chlorophyceae	64 (22)	62 (23)	71 (39)	80 (44)	76 (43)
Chrysophyceae	60 (21)	48 (18)	5 (3)	3 (2)	6 (3)
Cyanobacteria	28 (10)	22 (8)	27 (15)	28 (15)	30 (17)
Craspedomonadophyceae	4 (1)	3 (1)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
Cryptophyceae	9 (3)	8 (3)	1 (1)	3 (2)	2 (1)
Não identificadas	7 (2)	5 (2)	3 (2)	3 (2)	2 (1)
Dinophyceae	3 (1)	1 (0)	1 (1)	2 (1)	2 (1)
Euglenophyceae	10 (3)	8 (3)	14 (8)	14 (8)	12 (7)
Eustigmatophyceae	1 (0)	2 (1)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
Oedogoniophyceae	4 (1)	4 (2)	2 (1)	2 (1)	2 (1)
Prasinophyceae	9 (3)	9 (3)	3 (2)	0 (0)	0 (0)
Prymnesiophyceae	1 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
Raphidophyceae	2 (1)	1 (0)	1 (1)	0 (0)	0 (0)
Xanthophyceae	13 (4)	8 (3)	7 (4)	2 (1)	4 (2)
Zygnemaphyceae	24 (8)	30 (11)	8 (4)	7 (4)	8 (5)
Total	292	264	182	182	176

#### 4.2.2. Densidade total, densidade de diatomáceas e contribuição das classes algais

O reservatório hipertrófico apresentou valores médios de densidade total entre 1,3 (região pelágica) e 2,7 (entradas) vezes maiores do que os registrados nas respectivas regiões estudadas do sistema oligotrófico. Assim, foram registrados  $141.10^3 \text{ ind cm}^{-2}$  e  $100.10^3 \text{ ind cm}^{-2}$ , respectivamente, na região pelágica e na litorânea do sistema oligotrófico e  $184.10^3 \text{ ind cm}^{-2}$ ,  $269.10^3 \text{ ind cm}^{-2}$  e  $246.10^3 \text{ ind cm}^{-2}$ , respectivamente, na região pelágica, na entrada 6 e na entrada 7 do hipertrófico (fig. 2, 3). Assim como a densidade total geral, a densidade total das diatomáceas foi maior no sistema hipertrófico do que no oligotrófico, tanto na região pelágica (3 vezes) quanto nas duas entradas (2-4 vezes) (tab. 2, fig. 3, 4).

No sistema oligotrófico, a densidade total geral e a de diatomáceas apresentaram maior variabilidade na região pelágica (CV = 64% e 57%, respectivamente) do que na litorânea (CV = 34% e 45%, respectivamente). Os mínimos registrados para as regiões pelágica e litorânea foram, respectivamente, em novembro/2006 ( $39.10^3 \text{ ind cm}^{-2}$ ) e janeiro/2007 ( $5.10^3 \text{ ind cm}^{-2}$ ) e os máximos em julho/2007 (respectivamente,  $364.10^3 \text{ ind cm}^{-2}$  e  $70.10^3 \text{ ind cm}^{-2}$ ). Os maiores valores foram observados região pelágica na maioria dos meses do período seco (abril-julho/2007) (fig. 3).

No reservatório hipertrófico, as entradas, especialmente a 6, apresentaram maiores densidade total geral e de diatomáceas em relação à pelágica. Os maiores valores foram registrados durante a maioria dos meses do período seco (março-abril/2007) em todas as regiões

estudadas. A variabilidade temporal destes atributos foi maior na entrada 7 (CV = 71 e 66 %, 66 e 85 % e 74 e 135 %, respectivamente nas regiões pelágica, entrada 6 e entrada 7). Os mínimos e máximos da densidade total geral foram registrados, respectivamente, em outubro/2006 e maio/2007 na região pelágica ( $46.10^3$  e  $383.10^3$  ind  $\text{cm}^{-2}$ ), em outubro/2006 e julho/2007 na entrada 6 ( $47.10^3$  e  $560.10^3$  ind  $\text{cm}^{-2}$ ) e em setembro e dezembro/2006 na entrada 7 ( $40.10^3$  e  $582.10^3$  ind  $\text{cm}^{-2}$ ). Valores elevados também foram registrados em dezembro/2006 na região pelágica e na entrada 6 (fig. 3). A densidade total de diatomáceas foi maior em maio de 2007 (região pelágica), dezembro de 2006 (entrada 6) e abril/2007 (entrada 7); e menor em novembro/2006 (região pelágica e entrada 6) e em setembro/2006 (entrada 7).

De forma geral, maior variabilidade temporal (maiores CV) da densidade total geral e da densidade total de diatomáceas foi observada no reservatório hipertrófico em todas as regiões amostradas (tab. 2, fig. 3).

Tabela 2. Amplitude, média, desvio padrão (ind  $\text{cm}^{-2}$ ) e coeficiente de variação (CV %) da densidade total do perifíton nas regiões pelágica e litorânea do Lago do IAG e pelágica e entradas do Lago das Garças, de setembro de 2006 a agosto de 2007.

		Lago do IAG		Lago das Garças		
		Pelágica	Litorânea	Pelágica	Entrada 6	Entrada 7
Densidade total geral	Min-Máx	39.455 - 363.834	55.887 - 166.673	46.043 - 383.773	47.221 - 560.462	40.067 - 581.562
	Média ± DP	140.686 ± 89.732	100.081 ± 34.226	184.141 ± 130.177	268.972 ± 176.634	245.804 ± 181.379
	CV (%)	64	34	71	66	74
Densidade total de diatomáceas	Min-Máx	5.308 - 70.348	9.606 - 49.591	3.666 - 122.224	3.297 - 220.964	3.143 - 240.149
	Média ± DP	28.081 ± 15.971	26.800 ± 12.075	52.344 ± 34.804	98.513 ± 83.283	55.190 ± 74.413
	CV (%)	57	45	66	85	135

Considerando a densidade média das classes algais, crisofíceas (24,7%) e bacilariofíceas (23,0 %) foram as que apresentaram as maiores porcentagens médias de contribuição na região pelágica do Lago do IAG, sendo seguidas pelas cianobactérias (17,5%), clorofíceas (16,3%), xantofíceas (9,3%) e zignemafíceas (6,1%). Na região litorânea, crisofíceas e bacilariofíceas também foram as classes mais importantes, porém, as crisofíceas (24,0%) foram ligeiramente superadas pelas bacilariofíceas, cuja porcentagem média de contribuição foi de 27,0%. Clorofíceas (16,9%), cianobactérias (13,9%), xantofíceas (7,4%) e zignemafíceas (5,7%) foram, pela ordem decrescente de contribuição, as demais classes importantes nesta região do Lago do IAG (tab. 3). Desta forma, a variação temporal de contribuição das classes algais foi praticamente similar nas duas regiões do reservatório oligotrófico, sendo que as bacilariofíceas, assim como as crisofíceas e clorofíceas, aumentaram sua abundância relativa durante a maioria

dos meses do período seco, quando houve diminuição das cianobactérias, xantofíceas e zignemafíceas (fig. 2).

Tabela 3. Amplitude, média, desvio padrão (ind  $\text{cm}^{-2}$ ) e coeficiente de variação (CV %) da densidade total e porcentagem de contribuição (%) das classes algais do perifiton nas regiões pelágica e litorânea do Lago do IAG, entre setembro de 2006 e agosto de 2007.

		IAG Pelágica		IAG Litorânea	
		Densidade	%	Densidade	%
Bacillariophyceae	Mín-Máx	5.307,6 - 70.347,6	9,8 - 44,7	9.606,4 - 49.590,5	12,3 - 45,0
	Média ± DP	28.081,2 ± 15.970,8	23,0 ± 11,5	26.800,3 ± 12.075,2	27,2 ± 9,8
	CV (%)	56,9	50,1	45,1	35,9
Chlorophyceae	Mín-Máx	5.170,4 - 87.536,7	8,2 - 24,2	8112,1-37.095,5	7,4 - 24,9
	Média ± DP	23.517,5 ± 21.881,1	16,3 ± 5,9	16.440,0 ± 8.407,1	16,9 ± 5,9
	CV (%)	93,0	36,4	51,1	34,7
Chrysophyceae	Mín-Máx	9.196,9 - 108.227,1	9,2 - 38,2	16.761,8 - 50.429,4	9,1 - 39,6
	Média ± DP	33.640,8 ± 26.669,3	24,7 ± 9,6	23.087,5 ± 110.58,8	24,0 ± 9,8
	CV (%)	79,3	39,0	47,9	41,0
Cyanobacteria	Mín-Máx	1.299,2 - 86.263,4	3,3 - 37,7	1.692,4 - 37.164,8	2,9 - 33,8
	Média ± DP	28.824,9 ± 25.836,7	17,5 ± 8,8	14.955,4 ± 10.890,9	13,9 ± 8,0
	CV (%)	89,6	50,2	72,8	57,7
Craspedomonadophyceae	Mín-Máx	0,0 - 2.286,6	0,0 - 2,5	0,0 - 2.576,1	0,0 - 1,9
	Média ± DP	436,1 ± 773,2	0,4 ± 0,8	642,3 ± 894,9	0,6 ± 0,7
	CV (%)	177,3	176,6	139,3	109,9
Cryptophyceae	Mín-Máx	0,0 - 576,9	0,0 - 0,9	0,0 - 753,6	0,0 - 1,2
	Média ± DP	170,5 ± 277,5	0,1 ± 0,3	370,8 ± 260,1	0,4 ± 0,4
	CV (%)		172,5	70,1	85,1
Não identificadas	Mín-Máx	0,0 - 2.901,2	0,0 - 2,7	0,0 - 4.696,3	0,0 - 3,6
	Média ± DP	122,5 ± 1.057,2	0,9 ± 0,9	1.260,6 ± 1.544,5	1,2 ± 1,2
	CV (%)	94,2	106,4	122,5	104,7
Dinophyceae	Mín-Máx	0,0 - 1.420,2	0,0 - 1,3	0,0 - 1.125,7	0,0 - 1,4
	Média ± DP	263,7 ± 504,8	0,3 ± 0,5	158,0 ± 314,3	0,2 ± 0,4
	CV (%)	191,4	181,7	199,0	209,3
Euglenophyceae	Mín-Máx	0,0 - 805,9	0,0 - 1,6	0,0 - 692,3	0,0 - 1,2
	Média ± DP	268,8 ± 260,6	0,3 ± 0,4	267,1 ± 192,9	0,3 ± 0,3
	CV (%)	96,9	140,0	72,2	98,9
Estigmatophyceae	Mín-Máx	0,0 - 157,8	0,0 - 0,1	0,0 - 87,0	0,0 - 0,1
	Média ± DP	26,0 ± 60,7	0,02 ± 0,05	7,2 ± 25,2	0,01 - 0,02
	CV (%)	233,6	246,5	346,4	346,4
Oedogoniophyceae	Mín-Máx	136,8 - 3.296,8	0,2 - 1,5	188,4 - 3.886,8	0,3 - 4,5
	Média ± DP	923,9 ± 835,4	0,7 ± 0,4	1.050,6 ± 985,1	1,2 ± 1,2
	CV (%)	90,4	60,8	93,8	100,2
Prasinophyceae	Mín-Máx	0,0 - 1846,2	0,0 - 0,9	0,0 - 5.218,1	0,0 - 4,0
	Média ± DP	291,4 ± 536,7	0,2 ± 0,3	646,7 ± 1.506,3	0,5 ± 1,2
	CV (%)	184,2	142,0	232,9	214,3
Prymnesiophyceae	Mín-Máx	-	-	0,0 - 59,0	0,00 - 0,08
	Média ± DP	-	-	4,9 ± 17,0	0,01 ± 0,02
	CV (%)	-	-	346,4	346,4
Raphidophyceae	Mín-Máx	0,0 - 175,8	0,00 - 0,16	0,0 - 4.783,2	0,0 - 3,7
	Média ± DP	14,7 ± 50,8	0,01 ± 0,16	564,3 ± 1.380,6	0,4 ± 1,1
	CV (%)	346,4	346,4	244,6	243,6
Xanthophyceae	Mín-Máx	0,0 - 4.6925,0	0,0 - 24,4	0,0 - 20.263,5	0,0 - 21,3
	Média ± DP	15.437,57 ± 18.190,10	9,3 ± 9,6	7.872,0 ± 8.691,4	7,4 ± 7,6
	CV (%)	117,8	102,7	110,4	102,8
Zygnemaphyceae	Mín-Máx	341,9 - 22.022,9	0,4 - 17,3	300,2 - 20.862,4	0,3 - 17,6
	Média ± DP	7.667,1 ± 8.491,9	6,1 ± 6,8	5.930,2 ± 7.347,4	5,7 ± 6,8
	CV (%)	110,8	111,5	123,9	118,6

No reservatório hipertrófico, cianobactérias apresentaram maior porcentagem média de contribuição nas três regiões do sistema (36,7% na pelágica, 35,5% na entrada 6 e 39,2% na entrada 7). As bacilariofíceas foram o segundo grupo em termos de importância na região pelágica (31,7%) e na entrada 6 (32,6%), enquanto que as clorofíceas (34,1%) o foram na entrada 7. As demais classes com maior porcentagem média de contribuição foram as euglenofíceas (1,6%), zignemafíceas (0,9%) e xantofíceas (0,6%) na região pelágica; euglenofíceas (2,1%), crisofíceas (1,8%), zignemafíceas (0,8%) e xantofíceas (0,2%) na entrada 6; e crisofíceas (2,1%), euglenofíceas (1,8%), zignemafíceas (1,8%) e xantofíceas (0,1%) na entrada 7 (tab. 4).

Neste sistema, em geral as bacilariofíceas aumentaram sua contribuição quando houve diminuição das densidades dos demais grupos de algas, especialmente das cianobactérias e clorofíceas. Assim, na região pelágica e na entrada 6, suas maiores abundâncias foram verificadas durante os meses finais do período chuvoso, iniciais do período seco e em agosto/2007; e as menores, entre setembro e dezembro de 2006 (região pelágica), setembro e novembro/2006 (entrada 6) e em julho/2007 (região pelágica e entrada 6), quando houve aumento, principalmente, da abundância de cianobactérias. Na entrada 7, a contribuição das diatomáceas aumentou visivelmente apenas em fevereiro, março e abril/2007. Nesta região do reservatório, as cianobactérias dominaram entre outubro/2006 e janeiro/2007 e as clorofíceas em setembro/2006 e maio-agosto/2007 (fig. 4). Com relação às crisofíceas, as maiores porcentagens de contribuição foram verificadas durante os meses secos do período estudado, nas três regiões do reservatório (fig. 4).

Tabela 4. Amplitude, média, desvio padrão (ind  $\text{cm}^{-2}$ ) e coeficiente de variação (CV %) da densidade total e da porcentagem de contribuição (%) das classes algais do perifiton na região pelágica e nas entradas do Lago das Garças entre setembro de 2006 e agosto de 2007.

		Garças Pelágica		Garças Entrada 6		Garças Entrada 7	
		Densidade	%	Densidade	%	Densidade	%
Bacillariophyceae	Mín-Máx	4219,9 - 122.223,8	5,0 - 55,5	3.296,8 - 240.522,4	3,8 - 64,2	3.142,5 - 240.149,5	2,9 - 61,6
	Média ± DP	52.344,2 ± 34.807,1	31,7 ± 17,2	98.513,0 ± 83.282,6	32,6 ± 20,9	55.189,5 ± 74.413,4	20,6 ± 20,7
	CV (%)	66,5	54,2	84,5	64,1	134,8	100,9
Chlorophyceae	Mín-Máx	3.377,2 - 143.348,9	7,3 - 37,4	2.574,1 - 220.448,4	5,5 - 44,7	10.947,2 - 222.651,9	7,5 - 67,1
	Média ± DP	47.660,1 ± 41.127,3	25,3 ± 9,6	74.514,2 ± 70.437,1	25,1 ± 11,3	87.177,5 ± 99.589,6	34,1 ± 21,7
	CV (%)	86,3	37,8	94,5	45,1	114,2	63,7
Chrysophyceae	Mín-Máx	0,0 - 7.384,9	0,0 - 8,7	198,5-13.077,4	0,1 - 7,5	0,0 - 6.253,4	0,0 - 13,7
	Média ± DP	2.427,8 - 2.283,8	1,8 ± 2,3	3.655,7 ± 4.486,5	1,8 ± 2,1	2.871,3 ± 2.466,1	2,1 ± 3,7
	CV (%)	94,1	125,5	122,7	117,5	85,9	174,0
Cyanobacteria	Mín-Máx	5.511,1 - 256.528,5	8,7 - 67,1	8.337,8 - 135.697,7	3,5 - 72,4	10.213,2 - 353.272,2	17,2 - 65,3
	Média ± DP	73.605,9 ± 74.018,3	36,7 ± 17,3	79.501,5 ± 61.529,4	35,5 ± 20,0	92.050,3 ± 89.137,9	39,2 ± 17,4
	CV (%)	100,6	47,2	77,4	56,2	96,8	44,4
Cryptophyceae	Mín-Máx	0,0-1.046,2	0,0 - 0,4	0,0 - 5.025,8	0,0 - 0,6	0,0 - 3.566,6	0,0 - 0,9
	Média ± DP	119,2 ± 312,2	0,05 ± 0,13	695,2 ± 1.424,0	0,2 ± 0,3	297,2 ± 1.029,6	0,1 ± 0,3
	CV (%)	261,8	263,1	204,8	134,8	346,4	346,4
Não identificadas	Mín-Máx	0,0 - 4.747,4	0,0 - 5,6	0,0 - 8.615,7	0,0 - 7,5	0,0 - 7.211,8	0,0 - 6,2
	Média ± DP	659,0 ± 1.409,3	0,7 ± 1,6	1.455,5 ± 2.737,4	0,9 ± 2,1	978,8 ± 2.183,7	0,8 ± 1,8
	CV (%)	213,8	226,0	188,1	224,9	223,1	234,9
Dinophyceae	Mín-Máx	0,0 - 384,6	0,0 - 0,2	0,0 - 2802,3	0,0 - 0,5	0,0 - 4.863,7	0,0 - 0,8
	Média ± DP	32,1 ± 111,0	0,01 ± 0,05	248,79 ± 805,87	0,1 ± 0,2	505,6 ± 1.384,6	0,1 ± 0,3
	CV (%)	346,4	346,4	323,9	255,7	273,8	181,9
Euglenophyceae	Mín-Máx	112,6 - 17.101,3	0,2 - 4,5	177,5 - 15.103,2	0,2 - 7,9	0,0 - 13.942,9	0,0 - 6,4
	Média ± DP	3.491,8 ± 4.794,8	1,6 ± 1,3	5.566,6 ± 5.696,7	2,1 ± 2,3	38.641,1 ± 4.293,9	1,8 ± 2,0
	CV (%)	137,3	82,7	102,3	107,3	111,1	111,7
Oedogoniophyceae	Mín-Máx	0,0 - 4.184,8	0,0 - 1,7	0,0 - 2.254,7	0,0 - 0,7	0,0 - 2.972,1	0,0 - 0,7
	Média ± DP	435,0 ± 1.191,5	0,2 ± 0,5	420,4 ± 662,2	0,1 ± 0,2	463,4 ± 923,6	0,1 ± 0,2
	CV (%)	273,9	223,9	157,5	134,6	199,3	173,1
Prasinophyceae	Mín-Máx	0,0 - 275,6	0,0 - 0,4	-	-	-	-
	Média ± DP	44,9 ± 105,0	0,1 ± 0,1	-	-	-	-
	CV (%)	233,6	237,3	-	-	-	-
Raphidophyceae	Mín-Máx	0,0 - 130,9	0,0 - 0,2	-	-	0,0 - 1.183,5	0,0 - 1,0
	Média ± DP	10,9 ± 37,8	0,0 ± 0,1	-	-	115,0 ± 341,2	0,1 ± 0,3
	CV (%)	346,4	346,4	-	-	296,7	251,3
Xanthophyceae	Mín-Máx	0,0 - 1.183,5	0,0 - 4,2	0,0 - 2.802,3	0,0 - 0,8	0,0 - 670,6	0,0 - 0,5
	Média ± DP	512,5 ± 600,4	0,6 ± 1,2	525,0 ± 865,9	0,2 ± 0,3	244,4 ± 252,5	0,1 ± 0,1
	CV (%)	117,1	204,9	164,9	147,8	103,3	114,4
Zygnemaphyceae	Mín-Máx	0,0-11.568,5	0,0 - 3,0	0,0 - 17.052,0	0,0 - 3,9	0,0 - 9.615,8	0,0 - 2,1
	Média ± DP	2.147,2 ± 3.358,4	0,9 ± 0,9	2597,6 ± 4.789,9	0,8 ± 1,1	1.705,2 ± 2.676,3	0,6 ± 0,7
	CV (%)	156,4	99,1	184,4	138,9	156,9	108,5
Ulvophyceae	Mín-Máx	0,0 - 4.707,9	0,0 - 2,0	0,0 - 7.949,0	0,0 - 4,4	0,0 - 2.043,4	0,0 - 0,7
	Média ± DP	392,3 ± 1.359,0	0,3 ± 0,8	1.278,4 ± 2.407,3	0,6 ± 1,3	341,5 ± 644,5	0,1 ± 0,3
	CV (%)	346,4	233,5	188,3	218,0	188,7	182,0



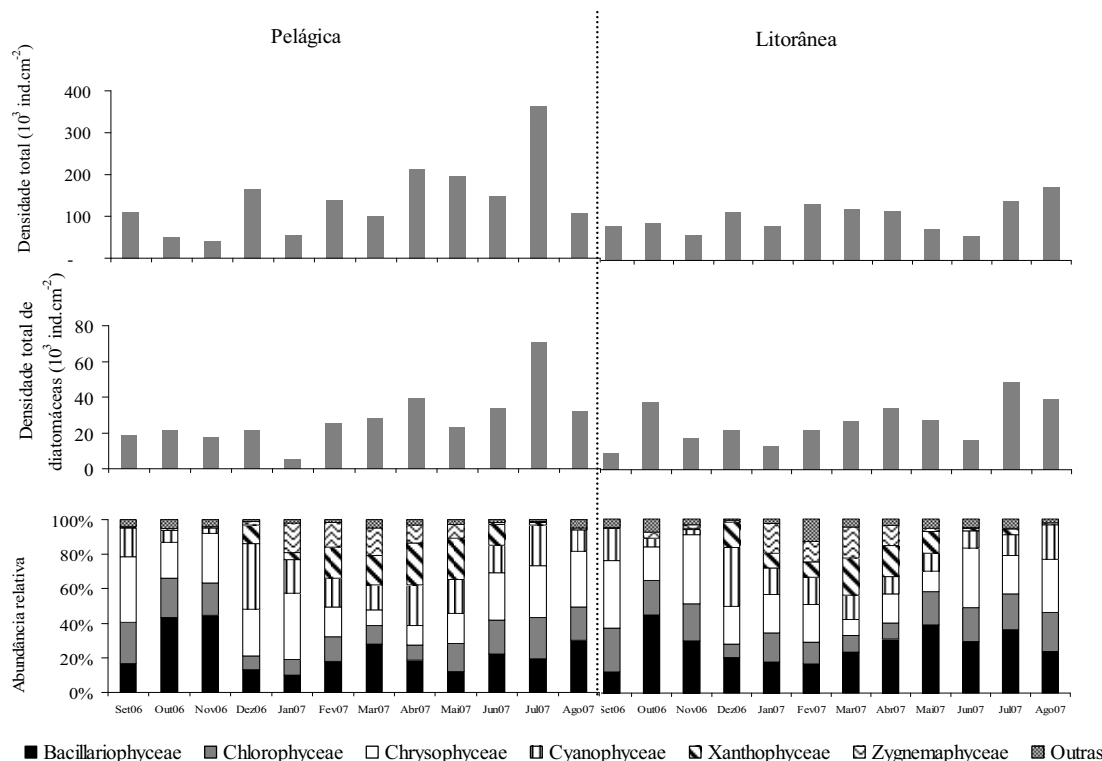


Figura 2. Densidade total geral e de diatomáceas ( $\text{ind cm}^{-2}$ ), e abundância relativa (%) das classes algais mais representativas do perifíton nas regiões pelágica e litorânea do Lago do IAG, entre setembro de 2006 e agosto de 2007.

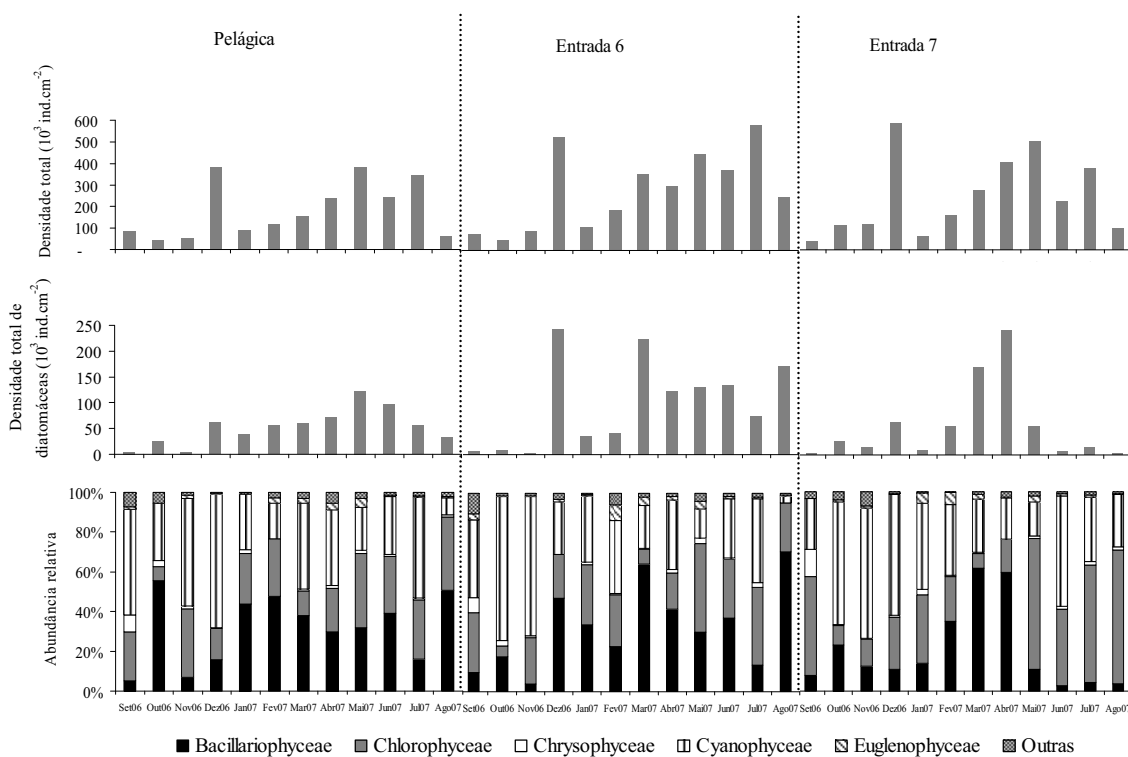


Figura 3. Densidade total geral e de diatomáceas ( $\text{ind cm}^{-2}$ ), e abundância relativa (%) das classes algais mais representativas do perifíton nas regiões pelágica e entradas do Lago das Garças, entre setembro de 2006 e agosto de 2007.

### 4.2.3. Espécies descritoras da comunidade algal perifítica

#### 4.2.3.1. Descritoras gerais e variação temporal

No sistema oligotrófico, a contribuição média total das espécies descritoras gerais durante o período avaliado foi de 54% na região pelágica e 47% na litorânea (tab. 5). No hipertrófico foi, respectivamente, de 42, 33 e 46% na região pelágica, entrada 6 e entrada 7 (tab. 6).

Tabela 5. Porcentagem de contribuição das espécies descritoras da comunidade na região pelágica e litorânea do Lago do IAG entre setembro de 2006 e agosto de 2007.

Espécie	Pelágica	Litorânea
<i>Chromulina elegans</i>	8 %	8 %
<i>Eunotia bilunaris</i>	6 %	8 %
<i>Monoraphidium arcuatum</i>	7 %	7 %
<i>Ochromonas ovalis</i>	8 %	8 %
<i>Pseudanabaena galeata</i>	15 %	9 %
<i>Xanthonema horminioides</i>	6 %	-
<i>Xanthonema stichococcoides</i>	5 %	6 %
Contribuição total descritoras	54 %	47 %
Contribuição diatomáceas descritoras	6 %	8 %

Tabela 6. Porcentagem de contribuição das espécies descritoras da comunidade na região pelágica e nas entradas 6 e 7 do Lago das Garças entre setembro de 2006 e agosto de 2007.

Táxon	Pelágica	Entrada 6	Entrada 7
<i>Achnanthes minutissimum</i>	-	8 %	9 %
<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	7 %	7 %	7 %
<i>Aphanocapsa koordersii</i>	6 %	-	6 %
<i>Chlorella vulgaris</i>	-	-	6 %
<i>Chlorophyceae</i> não identificada	5 %	6 %	8 %
<i>Coelosphaerium evidenter-marginatum</i>	-	-	-
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	10 %	5 %	5 %
<i>Gomphonema gracile</i>	10 %	7 %	-
<i>Merismopedia glauca</i>	-	-	5 %
<i>Pseudanabaena galeata</i>	5 %	-	-
Contribuição total descritoras	42 %	33 %	46 %
Contribuição diatomáceas descritoras	10 %	15 %	9 %

Seis espécies foram consideradas descritoras da comunidade no reservatório oligotrófico. Destas, *Pseudanabaena galeata* foi a que mais contribuiu para a densidade média relativa nas duas regiões do sistema (respectivamente, 15 e 9%). Na região pelágica, onde sua porcentagem de contribuição foi maior do que as das demais espécies em comparação com a região litorânea,

*Pseudanabaena galeata* foi seguida por *Ochromonas ovalis* e *Chromulina elegans* (ambas 8%), *Monoraphidium arcuatum* (7 %), *Xanthonema horminioides* e *Eunotia bilunaris* (ambas 6 %) e *Xanthonema stichococcoides* (5 %). Na região litorânea, foi seguida por *Eunotia bilunaris*, *Ochromonas ovalis*, *Chromulina elegans* (as três 8 % cada), *Monoraphidium arcuatum* (7 %) e *Xanthonema stichococcoides* (6 %). *Xanthonema horminioides* foi a única espécie descritora que não foi comum às duas regiões, tendo sido mais importante na pelágica (fig. 5).

As tendências de variação temporal das espécies descritoras do reservatório oligotrófico foram similares entre as duas regiões estudadas, porém mais marcadas na região litorânea (fig. 4). De forma geral, *Pseudanabaena galeata* foi a espécie que mais contribuiu com a densidade total no final do período chuvoso e no início do seco (pico em julho de 2007), acompanhada nesse intervalo por *Xanthonema stichococcoides*. Maiores densidades de *Xanthonema horminioides* também foram registradas no final do período de chuvas e início da seca, porém apenas na região pelágica deste reservatório. Estas espécies foram substituídas ao longo do processo de sucessão temporal pelas demais espécies consideradas descritoras, principalmente por *Ochromonas ovalis* e *Chromulina elegans*, que aumentaram sua contribuição durante a maioria dos meses secos (*Chromulina elegans* também foi importante no início do período chuvoso na região litorânea). *Eunotia bilunaris* foi mais importante durante a maioria dos meses secos e *Monoraphidium arcuatum* no final do período seco (fig. 4).

No reservatório hipertrófico, nove espécies foram consideradas mais importantes na estrutura da comunidade, sendo três delas (*Cylindrospermopsis raciborskii*, *Aphanocapsa delicatissima* e uma Chlorophyceae não identificada.) comuns às regiões estudadas. Na região pelágica, destacaram-se, por ordem de importância, *Cylindrospermopsis raciborskii* (10%), *Gomphonema gracile* (10%), *Aphanocapsa delicatissima* (7%), *Aphanocapsa koordersii* (6%), Chlorophyceae não identificada (5%) e *Pseudanabaena galeata* (5%), totalizando 42% da contribuição para a densidade média. *Achnanthydium minutissimum* foi a espécie que mais contribuiu para a densidade média anual nas entradas 6 (8%) e 7 (9%), seguida, nas respectivas regiões, por *Aphanocapsa delicatissima* e *Gomphonema gracile* (ambas 7%), uma Chlorophyceae não identificada (6%) e *Cylindrospermopsis raciborskii* (5%); e pela mesma Chlorophyceae não identificada (8%), *Aphanocapsa delicatissima* (7%), *Aphanocapsa koordersii* e *Chlorella vulgaris* (ambas 6%) e *Merismopedia glauca* e *Cylindrospermopsis raciborskii* (ambas 5%) (fig. 5).

Em todas as regiões estudadas, *Cylindrospermopsis raciborskii* destacou-se durante a maioria dos meses do período chuvoso (outubro/ 2006 a janeiro/2007), acompanhada, em geral no final deste período, por *Gomphonema gracile*, *Aphanocapsa koordersii* (região pelágica e entrada 6), *Achnanthydium minutissimum* (região pelágica, entrada 6 e entrada 7) e *Merismopedia glauca*

(entrada 7). Quanto à *Gomphonema gracile*, apesar de não superar as densidades do final da época de chuva (exceto em julho, cujos valores foram os mais altos de todo o período), também apresentou maiores densidades na maioria dos meses durante o período seco na região pelágica. Na entrada 6, entretanto, os maiores valores de densidade desta espécie foram registrados durante os meses do período seco. Com relação a *Aphanocapsa koordersii*, aumentos de densidade foram verificados até o início do período seco nos ambientes onde ocorreu. Todas estas espécies foram posteriormente substituídas ao longo do intervalo estudado por *Aphanocapsa delicatissima*, uma Chlorophyceae não identificada e *Pseudanabaena galeata*, as quais preponderaram durante a maioria dos meses do período seco (fig. 5).

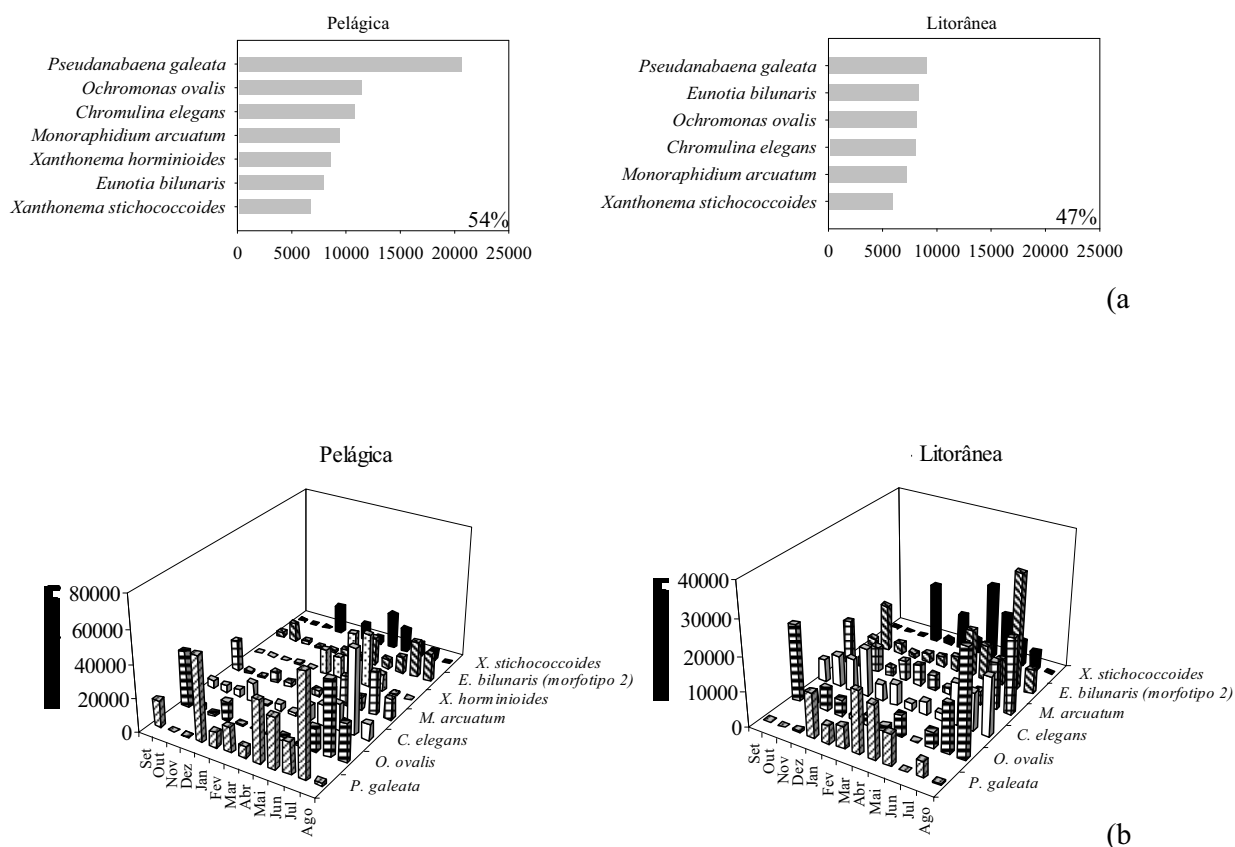
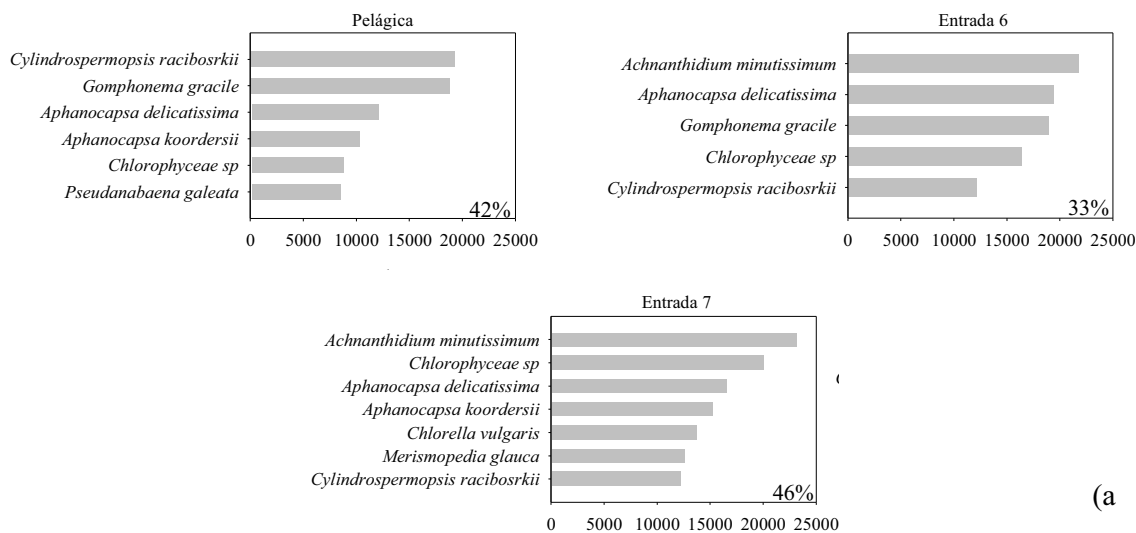
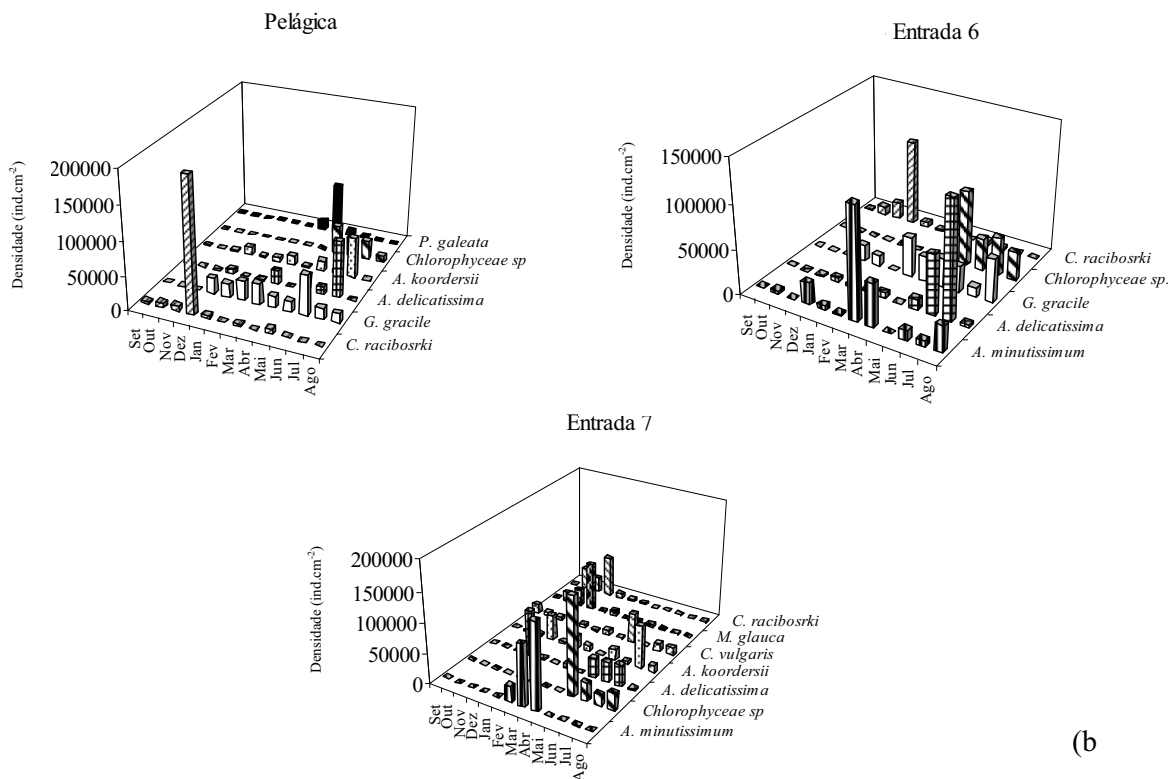


Figura 4. Densidade média (a) e variabilidade temporal da densidade total (b) das espécies descritoras (mais de 5 % de contribuição) nas regiões pelágica e litorânea do Lago do IAG, entre setembro de 2006 e agosto de 2007. A porcentagem em (a) corresponde à contribuição total das espécies para a densidade média.



(a)



(b)

Figura 5. Densidade média (a) e variabilidade temporal da densidade total (b) das espécies descritoras (mais de 5 % de contribuição) na região pelágica e entradas no Lago das Garças, entre setembro de 2006 e agosto de 2007. A porcentagem em (a) corresponde à contribuição total das espécies para a densidade média.

#### 4.2.4. Índices biológicos

A riqueza de espécies, no reservatório oligotrófico variou de 52 (agosto/2007) a 98 (março/2007), com a média de 70 táxons (CV = 21%) na região pelágica; e de 53 (agosto/2007) a 106 (fevereiro/2007), com média de 78 táxons (CV = 21%) na região litorânea. No reservatório hipertrófico, tanto a riqueza quanto o coeficiente de variação foram menores nas mesmas duas regiões. Os valores variaram de 40 (novembro/2006) a 70 (fevereiro/2007) táxons, com média de 51 e CV = 18% na região pelágica; de 39 (novembro/2006) a 70 (fevereiro/2006) táxons, com média de 56 e CV = 19% na entrada 6; e 38 (setembro/2006) a 67 (maio/2007) táxons, com média de 49 e CV = 16% na entrada 7. De forma geral, nos dois reservatórios e em todas as regiões avaliadas os maiores valores ocorreram nos meses finais do período chuvoso (dezembro/2006-março/2007) e iniciais do inverno (abril-junho/2007) (tab. 7).

Tabela 7. Amplitude, média e desvio padrão (entre parênteses) e coeficiente de variação da riqueza, diversidade ( $\text{bits.cm}^{-2}$ ), equitabilidade e dominância do perifiton nas regiões pelágica e litorânea do Lago do IAG e pelágica e entradas do Lago das Garças entre setembro de 2006 e agosto de 2007.

		Riqueza	Diversidade	Equitabilidade	Dominância
Lago do IAG		52-98	3,8-5,1	0,6-0,7	0,05-0,15
	Pelágica	(70 ± 15)	(4,4 ± 0,4)	(0,7 ± 0,0)	(0,09 ± 0,03)
		21 %	9 %	7 %	34 %
		53-108	3,8-5,5	0,6-0,8	0,04-0,14
	Litorânea	(78 ± 17)	(4,6 ± 0,5)	(0,7 ± 0,1)	(0,08 ± 0,03)
		21 %	11 %	7 %	38 %
Lago das Garças		40-70	3,2-4,9	0,6-0,9	0,06-0,28
	Pelágica	(51 ± 9)	(4,1 ± 0,5)	(0,7 ± 0,1)	(0,12 ± 0,06)
		18 %	12 %	10 %	47 %
		39-70	3,5-5,1	0,6-0,9	0,04-0,17
	Entrada 6	(56 ± 11)	(4,2 ± 0,6)	(0,8 ± 0,1)	(0,11 ± 0,04)
		19 %	14 %	12 %	41 %
	38-67	3,5-4,9	0,6-0,9	0,05-0,17	
	Entrada 7	(49 ± 8)	(4,0 ± 0,5)	(0,7 ± 0,1)	(0,13 ± 0,04)
		16 %	11 %	10 %	34 %

Diferenças dos valores dos índices na escala espacial de cada reservatório foram mínimas, e as tendências de variação temporal também seguiram um padrão semelhante nas regiões avaliadas de cada sistema (fig. 6-7).

Em geral, os valores de diversidade foram mais elevados durante o final do período chuvoso e nos primeiros meses do período seco em ambos os sistemas. No entanto, o sistema oligotrófico

apresentou valores mais elevados em relação ao hipertrófico. Quanto à equitabilidade, o padrão de variação acompanhou a variação dos índices de diversidade em todas as regiões analisadas. Aumento da dominância foi observado no final do período seco e início do chuvoso nas regiões pelágica e litorânea do reservatório oligotrófico. Redução nítida da dominância ocorreu em dezembro/2006 e em janeiro e fevereiro/2007 em todas as regiões avaliadas. No sistema hipertrófico, a dominância foi maior entre setembro e dezembro/2006 e menor nos demais meses na região pelágica. Nas entradas 6 e 7 foi elevada entre setembro e novembro/2006 e entre março e agosto/2007. Nestas regiões, dezembro/2006 e janeiro-fevereiro/2007 foram os meses cuja dominância foi menor.

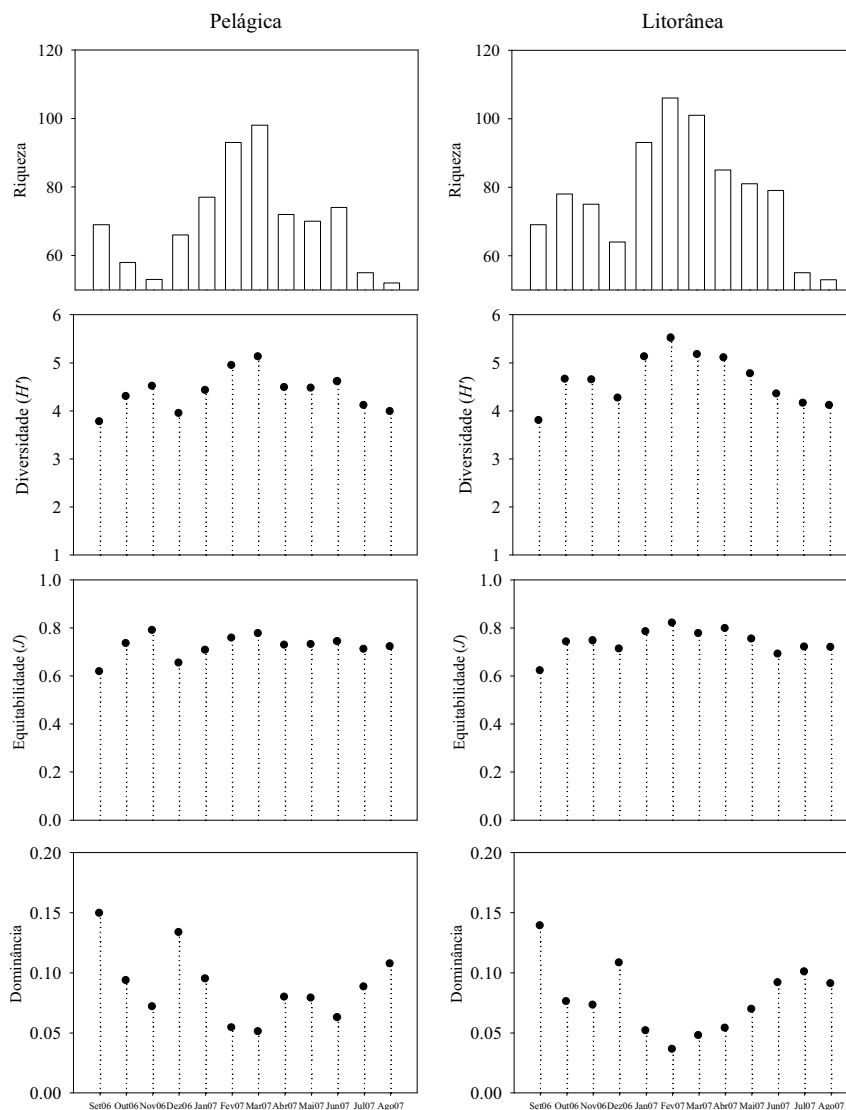


Figura 6. Variação temporal da riqueza de espécies, diversidade ( $H'$ ) ( $\text{bits cm}^{-2}$ ), equitabilidade ( $J$ ) e dominância do perifíton nas regiões pelágica e litorânea do Lago do IAG entre setembro de 2006 e agosto de 2007.

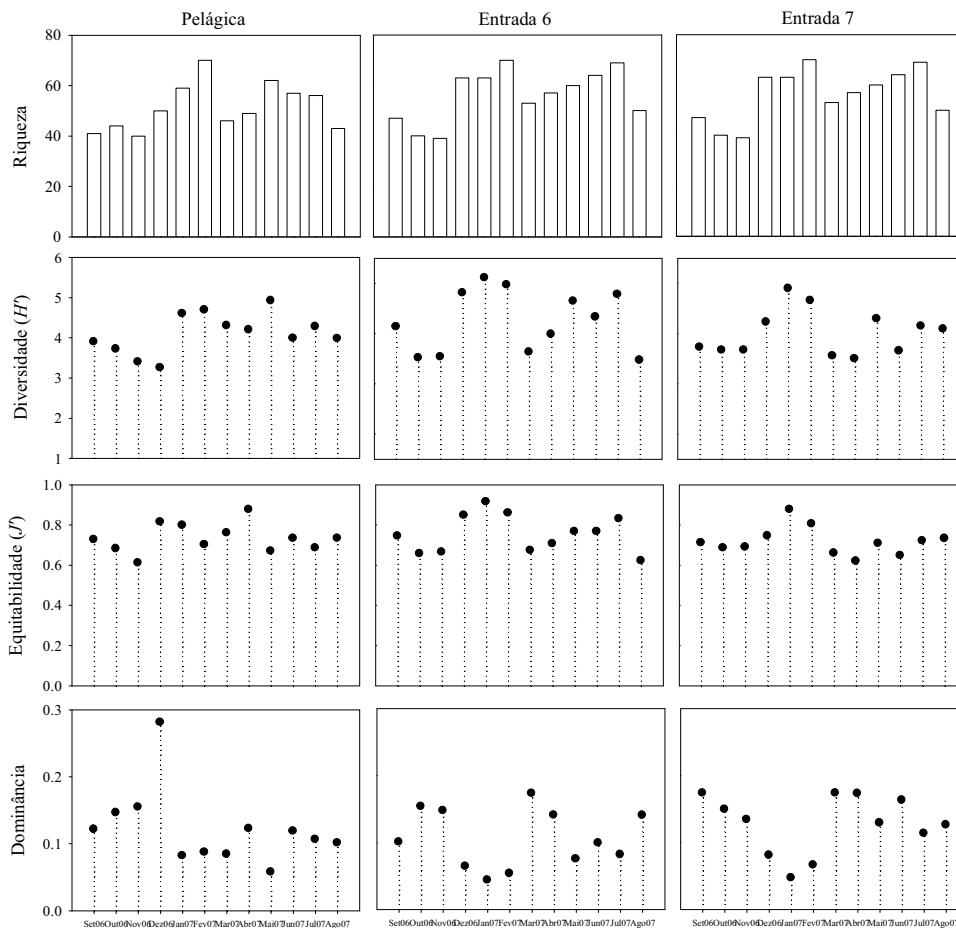


Figura 7. Variação temporal da riqueza de espécies, diversidade ( $H'$ ) ( $\text{bits cm}^{-2}$ ), equitabilidade ( $J'$ ) e dominância do perifíton nas regiões pelágica e entradas do Lago das Garças entre setembro de 2006 e agosto de 2007.

#### 4.2.5 Análise integrada dos fatores abióticos e bióticos

Os resultados da CCA (Análise de Correspondência Canônica) realizada a partir das unidades amostrais do reservatório oligotrófico, considerando a densidade de 24 espécies abundantes e sete variáveis abióticas estão sintetizados na tabela 8 e figura 8. Os autovalores para os eixos 1 (0,142) e 2 (0,065) explicaram, conjuntamente, 33,8 % da variabilidade dos dados. As correlações espécie-ambiente (respectivamente, 0,886 e 0,877 para os eixos 1 e 2) indicaram forte relação entre as variáveis abióticas e a distribuição das variáveis bióticas ao longo do período estudado e das unidades amostrais. Assim como as correlações espécie-ambiente, os autovalores foram estatisticamente significativos ( $p = 0,007$  e  $0,012$  para os eixos 1 e 2, respectivamente) de acordo com o Teste de Monte Carlo, indicando que a relação entre as variáveis abióticas e bióticas apresentou baixa probabilidade de ter sido ao acaso (fig. 8).



De acordo com os coeficientes canônicos e as correlações “*intra-set*”, temperatura (-1,182 e -0,876) foi a variável mais importante na ordenação do eixo 1, seguida, no caso dos coeficientes canônicos, por fósforo solúvel reativo (-0,426), nitrogênio inorgânico dissolvido (0,377) e ortossilicato (0,334) e, considerando as correlações “*intra-set*”, por fósforo total (0,589) e condutividade (0,317). Com relação ao eixo 2, tanto os coeficientes canônicos quanto as correlações “*intra-set*” mostraram nitrogênio total (-1,091 e -0,937) como a variável de maior peso na ordenação deste componente, seguido pela temperatura (0,381), de acordo com os coeficientes canônicos, e pelo fósforo solúvel reativo (0,436), segundo as correlações “*intra-set*” (tab. 9).

Observou-se um gradiente temporal de distribuição das unidades amostrais ao longo do eixo 1. Do lado positivo desse eixo, relacionadas aos maiores valores de fósforo total, condutividade e ortossilicato, foram ordenadas as unidades amostrais referentes, principalmente, aos meses do período seco. As espécies com maior correlação e agrupadas deste lado do eixo foram *Ochromonas ovalis* (0,695), *Eunotia bilunaris* morfotipo 1 (0,587), *Chlamydomonas debaryana* (0,584), *Aphanocapsa delicatissima* (0,583), *Chromulina elegans* (0,578), *Monoraphidium arcuatum* (0,563), *Achnanthydium microcephalum* (0,522) e *Eunotia bilunaris* morfotipo 2 (0,467). Do lado negativo do mesmo eixo, foram ordenadas as unidades amostrais referentes à maioria dos meses do período chuvoso, relacionadas aos maiores valores de temperatura e nitrogênio total. As espécies mais bem correlacionadas com este lado do eixo foram: *Frustulia crassinervia* (-0,679), *Netrium oblongum* (-0,674), *Navicula cryptotenella* (-0,666), *Leptolyngbya perelegans* (-0,656), *Mougeotia* sp. (-0,653), *Kobayasiella subtilissima* (-0,605), *Xanthonema stichococcoides* (-0,547), *Ochromonas margaritata* (-0,543), *Chromulina asymmetrica* (-0,540) e *Xanthonema horminioides* (-0,480).

As unidades amostrais foram distribuídas ao longo do eixo 2 em função, principalmente, de um gradiente de concentração de nitrogênio total. Assim, as unidades amostrais referentes aos meses de dezembro de 2006 e janeiro, fevereiro e julho de 2007 foram associadas, do lado negativo, aos maiores valores de nitrogênio total; e as demais, do lado positivo do eixo, aos menores valores desta variável. As espécies que apresentaram a maior correlação com o referido eixo foram, do seu lado negativo, *Gomphonema subtile* (-0,673), *Kobayasiella subtilissima* (-0,670) e *Ochromonas echynocystis* (-0,619) e do seu lado positivo, *Eunotia rhomboidea* (0,481).

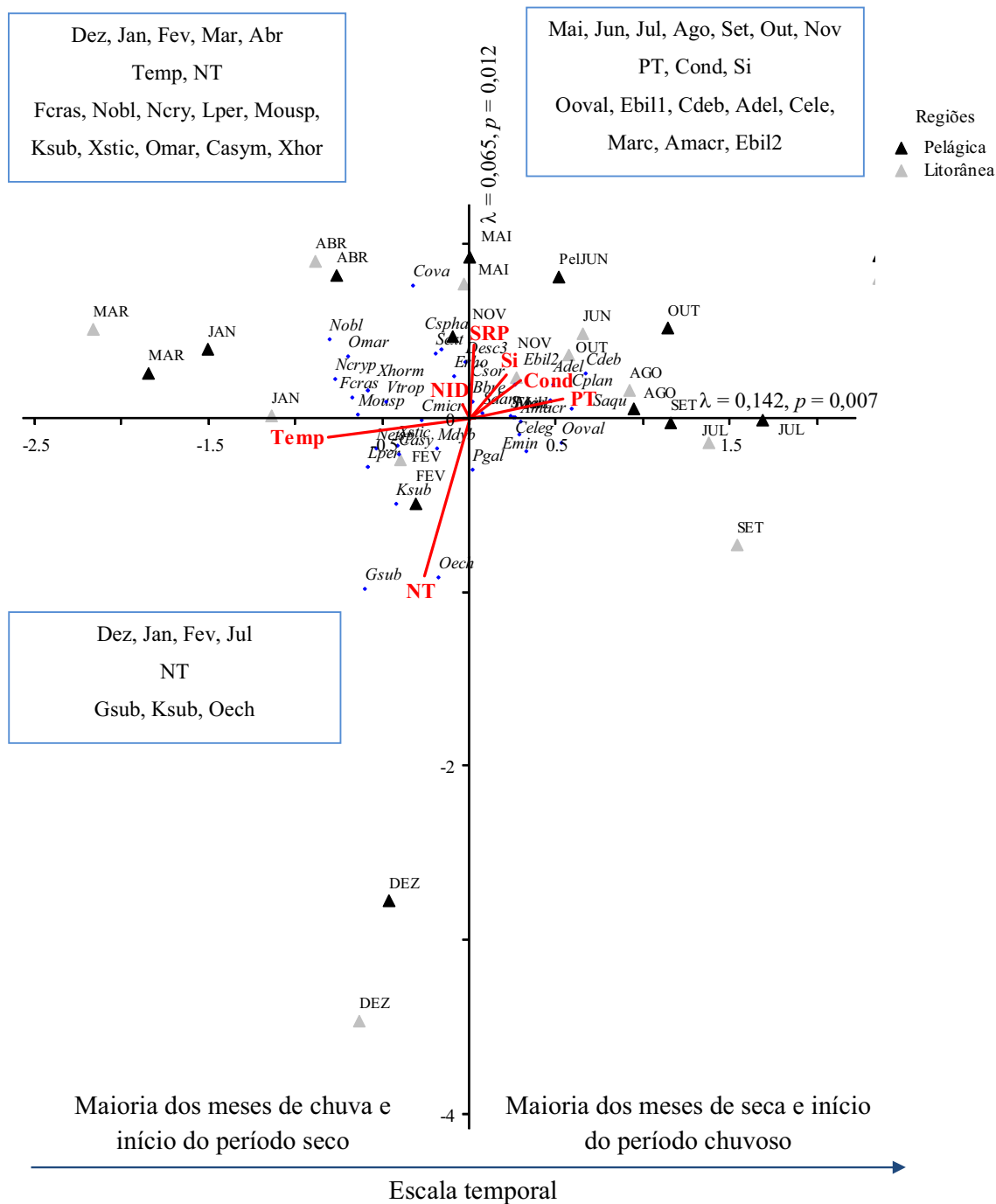


Figura 8. Ordenação pela CCA das unidades amostrais do Lago do IAG em função das variáveis abióticas temperatura (Temp), nitrogênio total (NT), nitrogênio inorgânico dissolvido (NID), fósforo total (PT), fósforo solúvel reativo (SRP), condutividade (Cond) e da densidade das espécies abundantes (ver legenda dos códigos das espécies na tab. 8).

Tabela 8. Síntese da Análise de Correspondência Canônica entre variáveis ambientais e biológicas do Lago do IAG e correlações das espécies com os dois primeiros componentes.

		Eixo 1	Eixo 2
Autovalores ( $\lambda$ )		0,142	0,065
Variância explicada (%)		23,1	10,7
Explicabilidade acumulada (%)		23,1	33,8
Correlação de Pearson (espécie-ambiente)		0,886	0,877
Teste de Monte-Carlo ( $p$ ) - autovalores		0,01	0,01
Teste de Monte Carlo ( $p$ ) - correlações espécie-ambiente		0,01	0,01
Código	Táxon		
<b>Adel</b>	<b><i>Aphanocapsa delicatissima</i></b>	<b>0,583</b>	0,264
<b>Amacr</b>	<b><i>Achnanthyidium microcephalum</i></b>	<b>0,522</b>	-0,022
Bbre	<i>Brachysira brebissonii</i>	-0,010	0,025
<b>Casym</b>	<b><i>Chromulina asymmetrica</i></b>	<b>-0,540</b>	0,064
<b>Cdeb</b>	<b><i>Chlamydomonas debaryana</i></b>	<b>0,584</b>	0,059
<b>Celeg</b>	<b><i>Chromulina elegans</i></b>	<b>0,578</b>	-0,193
Cmicr	<i>Chromulina microplankton</i>	-0,183	0,000
Cova	<i>Chromulina cf. ovalis</i>	-0,143	0,323
Cplan	<i>Chlamydomonas planctogloea</i>	0,417	0,109
Csor	<i>Chlamydomonas sordida</i>	-0,015	0,195
<b>Cspha</b>	<b><i>Chromulina sphaerica</i></b>	-0,203	<b>0,449</b>
Desc3	Não identificada 3	-0,047	0,364
<b>Ebil1</b>	<b><i>Eunotia bilunaris</i> morfotipo 1</b>	<b>0,587</b>	0,041
<b>Ebil2</b>	<b><i>Eunotia bilunaris</i> morfotipo 2</b>	<b>0,467</b>	0,406
Emin	<i>Eunotia minor</i>	0,347	-0,214
<b>Erho</b>	<b><i>Eunotia rhomboidea</i></b>	-0,212	<b>0,481</b>
<b>Feras</b>	<b><i>Frustulia crassinervia</i></b>	<b>-0,679</b>	0,130
<b>Gsub</b>	<b><i>Gomphonema subtile</i></b>	-0,423	<b>-0,673</b>
<b>Ksub</b>	<b><i>Kobayasiella subtilissima</i></b>	<b>-0,605</b>	<b>-0,670</b>
<b>Lper</b>	<b><i>Leptolyngbia perelegans</i></b>	<b>-0,656</b>	-0,295
<b>Marc</b>	<b><i>Monoraphidium arcuatum</i></b>	<b>0,563</b>	0,025
Mdyb	<i>Monoraphidium dybowskii</i>	-0,394	-0,314
<b>Mouisp</b>	<b><i>Mougeotia</i> sp.</b>	<b>-0,653</b>	0,032
<b>Ncry</b>	<b><i>Navicula cryptotenella</i></b>	<b>-0,666</b>	0,199
Netsp	<i>Netrium</i> sp.	-0,288	-0,084
<b>Nobl</b>	<b><i>Netrium oblongum</i></b>	<b>-0,674</b>	0,380
<b>Oech</b>	<b><i>Ochromonas cf. echynocystis</i></b>	-0,133	<b>-0,619</b>
<b>Omar</b>	<b><i>Ochromonas margaritata</i></b>	<b>-0,543</b>	0,277
<b>Ooval</b>	<b><i>Ochromonas ovalis</i></b>	<b>0,695</b>	-0,189
Pgal	<i>Pseudanabaena galeata</i>	-0,002	-0,425
Saqu	<i>Synechocystis aquatilis</i>	0,332	0,035
Sdan	<i>Scenedesmus danubialis</i>	0,083	0,057
Sext	<i>Staurodesmus extensus</i> var. <i>joshuae</i>	-0,166	0,304
Swes	<i>Scenedesmus westii</i>	0,257	0,030
Vtrop	<i>Vacuolaria tropicalis</i>	-0,226	0,046
<b>Xhor</b>	<b><i>Xanthonema horminioides</i></b>	<b>-0,480</b>	0,135
<b>Xstic</b>	<b><i>Xanthonema sticochocoides</i></b>	<b>-0,547</b>	-0,190

Tabela 9. Correlações com eixos, coeficientes canônicos e correlações “*intra-set*” da Análise de Correspondência Canônica entre variáveis ambientais e biológicas do Lago do IAG.

	Correlações com os eixos		Coeficientes canônicos		Correlações “ <i>intra-set</i> ”	
	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 1	Eixo 2
NT	-0,134	-0,973	-1,186	0,001	-0,279	-0,937
PT	0,121	0,704	-0,005	0,171	0,580	0,118
SRP	-0,190	0,335	-0,011	-0,729	0,027	0,436
NID	0,074	0,030	0,009	0,698	-0,047	0,082
Cond	0,172	0,203	-0,150	0,280	0,313	0,225
Temp	-0,758	-0,150	0,164	-1,061	-0,876	-0,114
Si	0,427	-0,015	0,150	-0,081	0,227	0,265

Os resultados da CCA realizada para o reservatório hipertrófico, a partir de oito variáveis abióticas e 36 espécies abundantes estão na tabela 10 e figura 9. Os autovalores para os eixos 1 e 2 foram, respectivamente, 0,195 e 0,167 e resumiram, conjuntamente, 28 % da explicabilidade dos dados. As correlações espécie-ambiente foram de 0,939 (eixo 1) e 0,878 (eixo 2) e indicaram forte relação entre as variáveis abióticas e bióticas. Tanto os autovalores quanto as correlações foram estatisticamente significativos ( $p = 0,001$ ) conforme o Teste de Monte Carlo, mostrando que as relações entre as variáveis não foram ao acaso.

Os coeficientes canônicos e as correlações “*intra-set*” indicaram condutividade (1,060 e 0,949) como a variável mais importante na ordenação do eixo 1, seguida por nitrogênio total (0,261), fósforo solúvel reativo (0,249) e clorofila-a fitoplanctônica (0,213) no caso dos coeficientes canônicos; e por temperatura (-0,901), nitrogênio inorgânico dissolvido (0,389) e fósforo solúvel reativo (0,310) considerando as correlações “*intra-set*”. No eixo 2, com base nos coeficientes canônicos, nitrogênio inorgânico dissolvido (-0,895) foi a variável de maior peso na ordenação das unidades amostrais, seguida por condutividade (0,754) e nitrogênio total (0,588); e de acordo com as correlações “*intra-set*”, foi nitrogênio inorgânico dissolvido (-0,603) seguida por ortossilicato (0,509) (tab. 11).

Observou-se também um gradiente temporal de distribuição das unidades amostrais do reservatório hipertrófico ao longo do eixo 1. Do lado positivo deste eixo, situaram-se a maioria das unidades amostrais referentes ao período de seca, relacionadas com os maiores valores de condutividade, nitrogênio inorgânico dissolvido, fósforo solúvel reativo, fósforo total e clorofila-a fitoplanctônica. As espécies com maior correlação agrupadas deste lado do eixo foram: uma Chlorophyceae não identificada (0,780), *Chlorococcum infusionum* (0,724), *Chlamydomonas planctogloea* (0,625), *Cosmarium majae* (0,570), *Aphanocapsa delicatissima* (0,531), *Chromulina elegans* (0,509), *Gomphonema affine* (0,482) e *Ulnaria acus* (0,455). Do lado negativo deste mesmo eixo, situaram-se as unidades amostrais referentes ao período chuvoso (exceto abril de

2007), associadas principalmente aos maiores valores de temperatura. As espécies com maior correlação com este lado do eixo foram *Achnanthes minutissimum* (-0,580) e *Pseudanabaena limnetica* (-0,490).

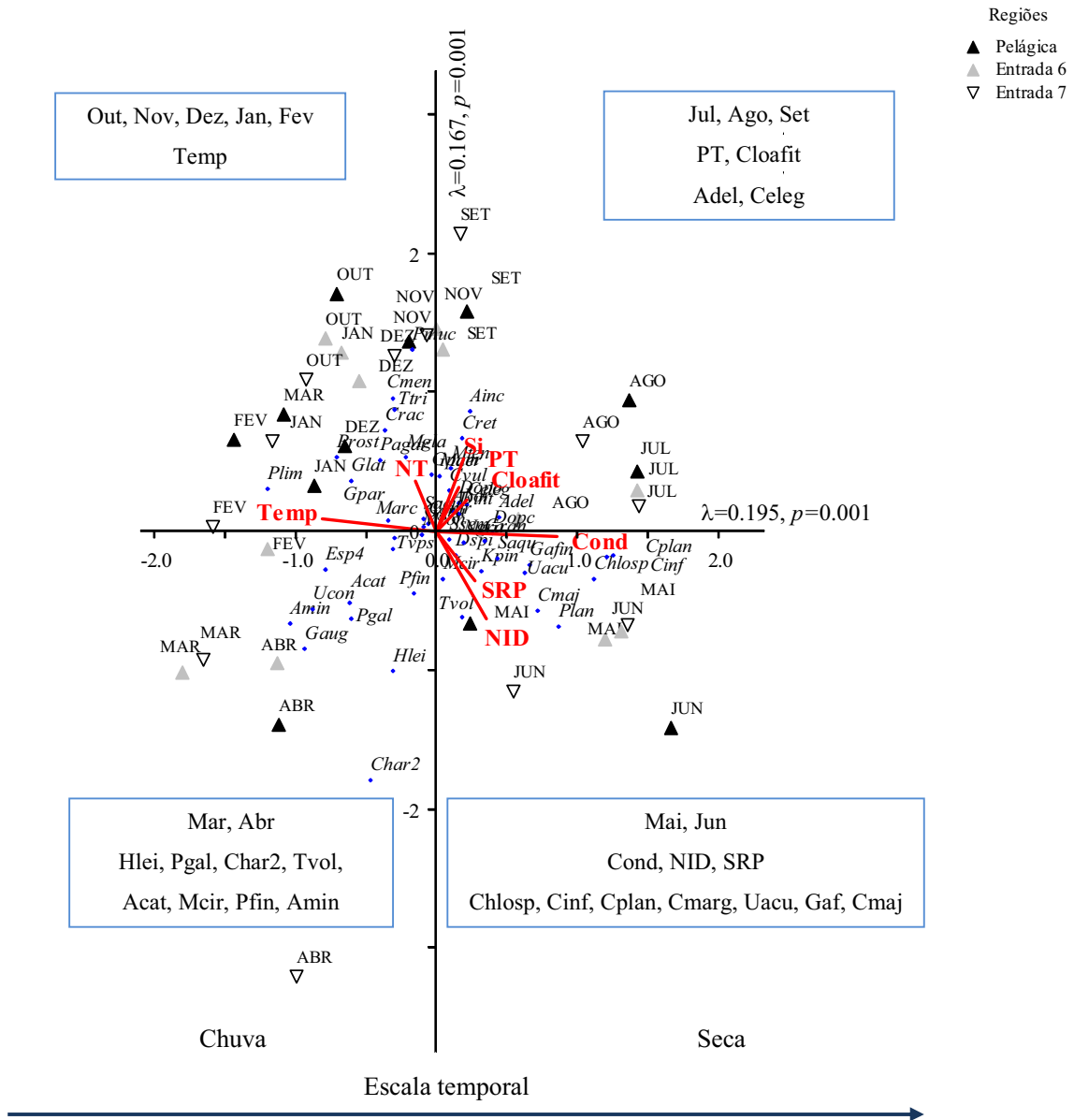


Figura 9. Ordenação pela CCA das unidades amostrais do Lago das Garças em função das variáveis abióticas temperatura (Temp), nitrogênio total (NT), nitrogênio inorgânico dissolvido (NID), fósforo total (PT), fósforo solúvel reativo (SRP), condutividade (Cond), ortossilicato (Si) e da densidade das espécies abundantes (ver legenda dos códigos das espécies na tab. 10).

O eixo 2 ordenou as unidades amostrais principalmente em função do gradiente de concentração das formas dissolvidas de nitrogênio inorgânico, mas também de ortossilicato. As unidades amostrais de julho de 2006 a fevereiro de 2007 foram agrupadas do lado positivo do eixo, relacionadas aos maiores valores de ortossilicato, fósforo total e clorofila-*a*, e as demais do lado negativo, neste caso, relacionadas aos maiores valores do nitrogênio inorgânico e também fósforo solúvel reativo. *Heteroleiblenia* sp. (-0,749), *Pseudanabaena galeata* (-0,691), *Characium* sp. 2 (-0,668), *Trachelomonas volvocina* (-0,622), *Achnanthydium catenatum* (-0,607), *Monoraphidium circinale* (-0,577), *Pseudodidymocystis fina* (-0,554), *Achnanthydium minutissimum* (-0,550), *Cosmarium majae* (-0,518) e *Kirchneriella pinguis* (-0,491) foram as espécies melhor correlacionadas com este lado do eixo.

Tabela 10. Síntese da Análise de Correspondência Canônica entre variáveis abióticas e biológicas do Lago das Garças e correlações das espécies com os dois primeiros componentes.

		Eixo 1	Eixo 2
Autovalores ( $\lambda$ )		0,195	0,167
Variância explicada (%)		15,1	13,0
Explicabilidade acumulada (%)		15,1	28,0
Correlação de Pearson (espécie-ambiente)		0,939	0,878
Teste de Monte-Carlo ( <i>p</i> ) - autovalores		0,001	0,001
Teste de Monte Carlo ( <i>p</i> ) - correlações espécie-ambiente		0,001	0,001
Código	Táxon		
<b>Acat</b>	<b><i>Achnanthydium catenatum</i></b>	-0,405	<b>-0,607</b>
<b>Adel</b>	<b><i>Aphanocapsa delicatissima</i></b>	<b>0,531</b>	-0,142
Ainc	<i>Aphanocapsa incerta</i>	0,182	0,261
Akor	<i>Aphanocapsa koordersii</i>	0,312	-0,151
<b>Amin</b>	<b><i>Achnanthydium minutissimum</i></b>	<b>-0,580</b>	<b>-0,550</b>
<b>Celeg</b>	<b><i>Chromulina elegans</i></b>	<b>0,509</b>	-0,108
Centr	Cêntrica	0,062	-0,155
<b>Char2</b>	<b><i>Characium</i> sp 2</b>	-0,116	<b>-0,668</b>
<b>Chlosp</b>	<b>Chlorophyceae 1</b>	<b>0,780</b>	-0,349
<b>Cinf</b>	<b><i>Chlorococcum infusionum</i></b>	<b>0,724</b>	-0,227
<b>Cmaj</b>	<b><i>Cosmarium majae</i></b>	<b>0,570</b>	<b>-0,518</b>
Cmen	<i>Cyclotella meneghiniana</i>	-0,065	0,226
<b>Cplan</b>	<b><i>Chlamydomonas planctogloea</i></b>	<b>0,625</b>	-0,185
Crac	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	-0,191	0,342
Cret	<i>Crucigeniella rectangularis</i>	0,253	0,290
Cvul	<i>Chlorella vulgaris</i>	0,419	0,041
Dint	<i>Desmodesmus intermedius</i> var. <i>acutispinus</i>	0,180	-0,084
Dopc	<i>Desmodesmus opoliensis</i> var. <i>bicaudatus</i>	0,436	-0,211
Dopo	<i>Desmodesmus opoliensis</i> var. <i>opoliensis</i>	0,341	-0,077
Dspi	<i>Desmodesmus spinosus</i> var. <i>spinosus</i>	0,283	-0,430
Esp4	Euglenophyceae 4	-0,413	-0,313
<b>Gafin</b>	<b><i>Gomphonema affine</i> var. <i>rhombicum</i></b>	<b>0,482</b>	-0,283
Gaug	<i>Gomphonema augur</i> var. <i>turris</i>	-0,336	-0,432
Ggra	<i>Gomphonema gracile</i>	0,054	-0,239
Glat	<i>Gomphonema laticollum</i>	-0,429	0,075
Gpar	<i>Gomphonema parvulum</i>	-0,202	-0,167

Gpum	<i>Gomphonema pumilum</i>	0,059	0,068
Gran	<i>Granulocystis</i> sp.	0,312	-0,205
<b>Hlei</b>	<b><i>Heteroleiblenia</i> sp.</b>	<b>-0,108</b>	<b>-0,749</b>
Kpin	<i>Kirchneriella pinguis</i>	0,433	-0,491
Maer	<i>Microcystis aeruginosa</i>	0,203	0,147
Marc	<i>Monoraphidium arcuatum</i>	-0,174	-0,319
<b>Mcir</b>	<b><i>Monoraphidium circinale</i></b>	<b>0,181</b>	<b>-0,577</b>
Mcon	<i>Monoraphidium contortum</i>	0,048	-0,354
Mgla	<i>Merismopedia glauca</i>	-0,112	0,320
Mten	<i>Merismopedia tenuissima</i>	0,186	0,129
Ngra	<i>Nitzschia gracilis</i>	0,316	-0,311
Pagar	<i>Planothrix agardhii</i>	-0,266	0,220
<b>Pfin</b>	<b><i>Pseudodidymocystis fina</i></b>	<b>-0,021</b>	<b>-0,554</b>
<b>Pgal</b>	<b><i>Pseudanabaena galeata</i></b>	<b>-0,386</b>	<b>-0,691</b>
Plan	<i>Planothidium lanceolatum</i>	0,321	-0,281
Plim	<i>Pseudanabaena limnetica</i>	-0,490	0,016
Pmuc	<i>Pseudanabaena mucicola</i>	-0,017	0,397
Prost	<i>Planothidium rostratum</i>	-0,162	0,067
Sacu	<i>Scenedesmus acuminatus</i>	0,079	-0,275
Saqu	<i>Synechocystis aquatilis</i>	0,299	-0,224
Ssem	<i>Scenedesmus semipulcher</i>	0,200	-0,274
Ttri	<i>Tetrastrum triangulare</i>	-0,085	0,281
<b>Tvol</b>	<b><i>Trachelomonas volvocina</i></b>	<b>0,248</b>	<b>-0,622</b>
Tvps	<i>Trachelomonas volvocinopsis</i>	-0,166	-0,355
<b>Uacu</b>	<b><i>Ulnaria acus</i></b>	<b>0,455</b>	<b>-0,315</b>
Ucon	<i>Uronema conferviculum</i>	-0,447	-0,461

Tabela 11. Correlações com eixos, coeficientes canônicos e correlações “intra-set” da Análise de Correspondência Canônica entre variáveis abióticas e biológicas do Lago das Garças.

	Correlações com os eixos		Coeficientes canônicos		Correlações “intra-set”	
	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 1	Eixo 2
NID	0,366	-0,603	-0,016	-0,895	0,389	-0,687
PT	0,164	0,308	-0,164	0,141	0,174	0,351
SRP	0,291	-0,340	0,249	-0,148	0,310	-0,387
Cond	0,892	-0,031	1,060	0,754	0,949	-0,035
Temp	-0,847	0,091	-0,053	0,261	-0,901	0,104
NT	-0,150	0,355	0,261	0,588	-0,160	0,404
Cloafit	0,221	0,224	0,213	-0,484	0,236	0,255
Si	0,205	0,509	0,044	0,446	0,219	0,580

## 5. DISCUSSÃO

### 5.1. Influência da trofia na densidade de algas perifíticas

Em linhas gerais, as médias de densidade total de diatomáceas foram cerca de duas (região pelágica) e quatro (entradas) vezes maiores no Lago das Garças do que no Lago do IAG. Tais diferenças foram claramente relacionadas ao estado trófico desses dois ambientes, que também exerce forte influência sobre as médias das densidades algais totais nos referidos reservatórios. Da mesma forma, estas foram, em geral, cerca de três vezes mais elevadas no sistema hipertrófico.

Está bem fundamentado que a disponibilidade de nutrientes tem papel essencial no controle, não só da composição, mas também da biomassa dos produtores primários, incluindo o fitoplâncton e o perifíton (Huszar *et al.* 2005), e que o aumento, principalmente, de fósforo e nitrogênio pode resultar no acréscimo da produtividade dessas comunidades (Harper 1992). A disponibilidade de nutrientes como fator controlador da produtividade perifítica é comumente reportada em diversos ambientes lênticos (Fairchild *et al.* 1985, Marks & Lowe 1989, Cronk & Mitsch 1994, Rodusky *et al.* 2001, Roberts *et al.* 2003, Luttenton & Lowe 2006, Liess & Kahlert 2007 ) e lóticos (Biggs & Close 1989, Cattaneo *et al.* 1997, Stelzer & Lamberti 2001, Tank & Dodds 2003), tendo sido, em alguns casos, até mais importante do que as variações das razões de recursos (Bothwell 1985, Borchardt 1996, Dodds *et al.* 2002).

Na área do PEFI, associações entre os valores de densidade das algas perifíticas e o estado de trofia do Lago das Garças e do Lago do IAG foram anteriormente registradas em estudo observacional (Vercellino 2001). A densidade algal perifítica também respondeu de forma sensível ao gradiente de trofia em estudos experimentais, diminuindo acentuada e significativamente e condições de oligotrofia no Lago das Garças (Barcelos 2003) e aumentando em condições de enriquecimento no Lago do IAG (Ferragut 1999, Ferragut & Bicudo 2009) e no Lago das Ninféias (Fermino 2006).

Comparando os reservatórios estudados, exceto pela riqueza de espécies, as diatomáceas foram nitidamente mais importantes no sistema hipertrófico. Em geral, diatomáceas apresentam alta taxa de crescimento em condições não limitantes (Egge 1998, Sommer 1988). De acordo com Liboriussen & Jeppesen (2006), diatomáceas dominaram em lagos ricos em fósforo e limitados por nitrogênio. Neste caso, o gênero dominante foi *Epithemia*, que possui algumas espécies com cianobactérias endossimbiontes, provavelmente capazes de fixar nitrogênio atmosférico. Esta interação simbiótica favorece Epithemiaceae em relação aos outros grupos algais em ambientes limitados por nitrogênio (Deyoe *et al.* 1992). Dominância de Epithemiaceae neste tipo de ambientes já foi registrada por Fairchild *et al.* (1985) e Hill & Knight (1988). No Lago das Garças, a comunidade perifítica foi, muito provavelmente, limitada por nitrogênio durante todo o período deste estudo (capítulo 1). As espécies dominantes, no entanto, não pertenceram ao grupo acima referido e não se observou interação simbiótica. A maior relevância das diatomáceas em termos de contribuição para a densidade total no ambiente hipertrófico pode ser explicada pela maior disponibilidade de nutrientes, bem como pela menor disponibilidade de luz. Liess *et al.* (2009) observaram que em ambientes com baixa disponibilidade de luz (como é o caso do Lago das Garças devido às constantes florações planctônicas), é comum a dominância de apenas algumas espécies de diatomáceas nas comunidades perifíticas. Neste caso, estratégias adaptativas de algumas espécies,



como a grande relação comprimento/largura (“high profile”) das células, colaboram para a manutenção do grupo nestas condições. O “high profile” mantém algumas espécies nos estratos superiores da matriz perifítica, permitindo maior acessibilidade ao recurso luz (Morin *et al.* 2008). O domínio das diatomáceas em lagos ricos em fósforo já foi observado por Liboriussen & Jeppesen (2006).

Considerando a variação temporal, tanto no sistema oligotrófico quanto no hipertrófico, maiores densidades totais e de diatomáceas foram verificadas, em geral, durante quase todo o período seco, principalmente nos meses iniciais. A disponibilidade de nutrientes dissolvidos foi maior em ambos os ambientes, provavelmente ressuspensos do sedimento devido às frequentes circulações da coluna d’água características deste período e comumente registradas nestes lagos (Bicudo *et al.* 2002, Lopes *et al.* 2005, Fonseca & Bicudo 2008, Borduqui *et al.* 2008), foi maior em ambos os ambientes. Da mesma forma, apesar de mais variável no reservatório hipertrófico e com exceção da região litorânea do sistema oligotrófico, a transparência de Secchi foi maior durante o início da época seca, indicando maior penetração e, portanto, disponibilidade de luz para a comunidade neste período. Assim, a maior disponibilidade de nutrientes e de luz provavelmente favoreceu o aumento tanto da densidade perifítica algal geral, quanto das diatomáceas, durante a época seca.

Nos reservatórios estudados na área de estudo, incremento de densidade perifítica durante o período seco foi anteriormente observado no Lago das Garças (represa hipertrófica) (Vercellino 2001, Borduqui *et al.* 2008) e no Lago das Ninféias (represa mesotrófica) (Fermino 2006), porém não no Lago do IAG (represa oligotrófica) (Vercellino & Bicudo 2006). As diferenças encontradas por Vercellino & Bicudo (2006), no entanto, foram mínimas e se aplicam à comunidade algal perifítica desenvolvida na região litorânea do Lago do IAG. No presente estudo, como destacado anteriormente, as diferenças na densidade total da comunidade nesta mesma região também foram mínimas. Considerando que a concentração de fósforo solúvel reativo foi maior durante o período seco tanto na região pelágica quanto na litorânea e que a penetração de luz, ao contrário, foi maior apenas na região pelágica, destaca-se mais uma vez a luz como importante fator controlador, ao lado do fósforo, no Lago do IAG. As observações quanto à variação da biomassa fotossintética fitoplanctônica e perifítica destacadas no primeiro capítulo, reforçam o papel da luz e dos nutrientes como fatores controladores do perifíton neste reservatório.

Combinação ótima de luz e nutrientes para a produção e o crescimento do perifíton pode ser esperada em lagos com estados intermediários de nutrientes. Em lagos menos enriquecidos, o perifíton é limitado por nutrientes e em lagos altamente enriquecidos a luz é reconhecida como fator limitante em muitos casos (Liboriussen & Jeppesen 2006). Apesar do Lago do IAG ser

reconhecidamente um reservatório oligotrófico (Bicudo *et al.* 2002, Lopes *et al.* 2005 e capítulo 1), a disponibilidade de fósforo parece ter aumentado consideravelmente ao longo do tempo, conforme reportado por Ferragut & Bicudo (2009) e atribuído a fatores autóctones decorrentes da decomposição da vegetação terrestre que foi inundada após esvaziamento da represa para obras hidráulicas em período anterior a este estudo. No presente estudo, os teores de clorofila-a registrados (ver capítulo 1) foram cerca de 1 a 7 vezes maiores do que os registrados por Ferragut (1999), Vercellino & Bicudo (2006) e Ferragut & Bicudo (2009). Aumento de aproximadamente três vezes também foi verificado com relação à densidade total algal, desde o primeiro trabalho realizado no reservatório até o atual. A elevação gradativa das concentrações de nutrientes, embora ainda não suficiente para mudar a caracterização do estado trófico do reservatório, pode explicar o aumento da importância da luz como fator controlador da comunidade perifítica neste ambiente.

Como mostrado anteriormente, efeito positivo do aumento da disponibilidade de nutrientes sobre a produtividade algal tem sido observado em diversos estudos. Liess *et al.* (2009), além dos nutrientes, acrescenta os níveis de luz como importantes reguladores da biomassa perifítica em ambientes aquáticos.

## **5.2. Variabilidade das classes algais**

Trabalhos experimentais demonstraram que o aumento da disponibilidade de nutrientes em ecossistemas de água doce, além de resultar em acréscimo de biomassa algal perifítica, freqüentemente influencia as mudanças na estrutura específica da comunidade (Ferragut & Bicudo 2009, Fairchild *et al.* 1985, Pringle 1990). No presente estudo, a contribuição média da densidade total das classes algais refletiram as condições limnológicas dos reservatórios. As crisofíceas foram o grupo algal mais abundante no sistema oligotrófico enquanto no hipertrófico, as cianobactérias foram o principal grupo, sendo as bacilariofíceas e clorofíceas secundariamente importantes nos dois ambientes.

Limitação por fósforo é frequente em ambientes oligotróficos (Kalff 2001) e favorece a abundância e/ou dominância de espécies cujo requerimento por fósforo é baixo, ou de espécies oportunistas. Conforme demonstrado no capítulo 1, a condição de limitação por fósforo do Lago do IAG, previamente demonstrada por Ferragut & Bicudo (2009), e Ferragut (1999, 2004), manteve-se durante todo o ciclo sazonal deste estudo.

Embora os estudos sejam ainda escassos, as crisofíceas possuem diversas estratégias para satisfazer seus requerimentos por carbono e nutrientes minerais, destacando-se a capacidade de algumas espécies de alterar processos de autotrofia, heterotrofia e fagotrofia e de, em condições de limitação por nutrientes, utilizar tanto amônio quanto nitrato, além de aminoácidos e uréia, como

fontes de nitrogênio, e sintetizar enzimas degradadoras de organofosfatos (Sandgren 1988). *Chromulina elegans* e *Ochromonas ovalis* foram as principais espécies representantes deste grupo algal no reservatório oligotrófico e, embora apenas abundantes, foram descritoras da comunidade de algas perifíticas, tendo sido abundantes durante o período seco, em ambas as regiões pelágica e litorânea.

Apesar de contribuir apenas terciariamente para a densidade média total anual, *Pseudanabaena galeata*, representante do grupo das cianobactérias, também foi uma importante descritora ambiental no sistema oligotrófico, sendo abundante principalmente durante a época de chuva, nas duas regiões. Cianobactérias também são consideradas eficientes estrategistas em condições de limitação por fósforo, especialmente porque são capazes de estocar fósforo internamente (Paerl 1988). A boa representatividade de *Chromulina elegans* e de *Pseudanabaena galeata* foi observada por Ferragut (2004) em condições controle e de enriquecimento por nitrogênio (altamente limitado por fósforo) em experimento realizado neste mesmo reservatório.

Em lagos eutróficos, a dominância ou abundância de cianobactérias é comum no plâncton (Hwang *et al.* 1998, Shapiro 1990, 1997, Smith 2001) e no perifíton (Borduqui *et al.* 2008, Hwang *et al.* 1998, Havens *et al.* 1996), devido às inúmeras estratégias do grupo que permitem sua dominância. Entre as estratégias importantes para o desenvolvimento de espécies deste grupo destacam-se a capacidade de estocar fósforo nas células (Oliver & Ganf 2000), fixar nitrogênio atmosférico (Paerl 1988) e a melhor cinética para absorção de CO<sub>2</sub> em relação aos demais grupos algais. O melhor aproveitamento de CO<sub>2</sub> culmina com a redução das concentrações deste nutriente aos níveis em que somente este grupo algal pode continuar a fotossintetizar, podendo tornar-se dominante desde que o fósforo e nitrogênio estejam disponíveis (Shapiro 1990, 1997). Além disso, as cianobactérias podem dominar em baixa disponibilidade de luz (Shapiro 1990), condição perfeitamente satisfeita no sistema hipertrófico. Florações de espécies planctônicas do próprio grupo em questão são extremamente comuns neste ambiente e causam o sombreamento dos estratos inferiores do lago, impedindo o desenvolvimento de espécies dos demais grupos algais (Tucci 1996, Ramírez 1996, Sant'Anna *et al.* 1997, Nogueira 1997, Gentil 2000, Fonseca 2005, Fonseca & Bicudo 2008, Bicudo *et al.* 2007).

O suprimento de nitrogênio e fósforo biologicamente disponíveis, a razão ambiental N:P inorgânica (Schindler 1977), ou, alternativamente, a razão N:P total (Smith 1983) têm sido propostos como os principais determinantes da presença ou ausência de cianobactérias fixadoras de nitrogênio, principalmente em lagos (Berman 2001). Sob condições de limitação por nitrogênio, mudanças taxonômicas em direção ao aumento de cianobactérias fixadoras de nitrogênio podem ser esperadas, e em condições de limitação por fósforo, é provável que espécies com reduzidas taxas de

crescimento e eficiência na absorção de fósforo tornem-se dominantes (Liess & Kahlert 2007). Apesar de Kosten *et al.* (2009) terem encontrado cianobactérias fixadoras de nitrogênio tanto em ambientes com baixa quanto com alta concentração de nitrogênio inorgânico dissolvido, sugerindo que fatores locais como o uso da terra ou a hidrologia podem ter maior influência do que os climáticos sobre a ocorrência destas espécies nas regiões subtropicais, o predomínio de cianobactérias bentônicas fixadoras de nitrogênio sob forte limitação por nitrogênio já foi registrada, em ambientes lóticos eutrofizados (Vis *et al.* 2008), em lagos temperados (Lindstrom 1996 e também em tropicais (Higgins *et al.* 2001, Higgins *et al.* 2003).

Entre as espécies descritoras da comunidade no reservatório hipertrófico, seis foram pertencentes ao grupo das cianobactérias (*Cylindrospermopsis raciborskii*, *Aphanocapsa delicatissima*, *Pseudanabaena galeata*, *Merismopedia glauca* e *Aphanocapsa koordersii*). Todas, exceto *Pseudanabaena galeata*, foram abundantes durante o final do período seco e início do chuvoso e foram associadas, aos menores valores das formas de CO<sub>2</sub>, aos menores valores da razão N:P molar inorgânico e N:P total (veja capítulo 1).

A Análise de Correspondência Canônica realizada para este sistema, também indicou a associação dessas espécies (apesar da baixa correlação com eixos) com os baixos valores de nitrogênio inorgânico dissolvido e fósforo solúvel reativo e altos valores de nitrogênio e fósforo totais e clorofila-a fitoplanctônica. Nitrogênio e fósforo totais e clorofila-a fitoplanctônica indicam, indiretamente, o aumento do sombreamento pela presença de floração de algas planctônicas.

Chlorophyceae foi bem representada nos dois ambientes em relação à porcentagem de contribuição, mas, principalmente, pela riqueza de espécies.

Ainda, com base na Análise de Correspondência Canônica para este reservatório, espécies de clorofíceas consideradas descritoras da comunidade (Chlorophyceae sp1 e *Chlorella vulgaris*) e grande parte das demais espécies do grupo (*Chlamydomonas planctogloea*, *Chlorococcum infusionum*, *Monoraphidium circinale*, *Monoraphidium contortum*, *Pseudodidymocystis fina*, *Scenedesmus danubialis*, *Scenedesmus semipulcher* e *Tetrastrum triangulare*) foram ordenadas conjuntamente com as unidades amostrais referentes ao período seco. Este período foi caracterizado pelo aumento, além da condutividade, sílica e fósforo total, de nutrientes dissolvidos.

O aumento da contribuição de clorofíceas substituindo outras classes algais em condições de maior disponibilidade de nutrientes (especialmente fósforo) também foi observado em ambientes tropicais (Higgins *et al.* 2001, Higgins *et al.* 2003), subtropicais (Havens *et al.* 1996 e temperados (Liboriussen & Jeppesen 2006, Roberts *et al.* 2003, Jensen *et al.* 1994). Ferragut & Bicudo (2009) e Ferragut (1999) observaram o aumento da classe em condições de enriquecimento isolado e

combinado de fósforo e Barcelos (2003) em condições de oligotrofização experimental, respectivamente em reservatórios oligotrófico e eutrófico da área do presente estudo.

Assim como no sistema hipertrófico, a análise de correspondência canônica para o reservatório oligotrófico associou as principais espécies de clorófitas à maioria dos meses de seca e aos maiores valores das formas totais e dissolvidas de fósforo. *Monoraphidium arcuatum*, *Chlamydomonas debaryana*, *Chlamydomonas planctogloea*, *Chlamydomonas sordida*, *Monoraphidium arcuatum*, *Scenedesmus danubialis* e *Scenedesmus westii* substituíram, principalmente, as cianobactérias, xantófitas e zignefitas ao longo da escala temporal.

Clorófitas também são consideradas importantes componentes da comunidade fitoplânctônica (Haphey-Wood 1988) e perifítica (Ferragut 2004, Ferragut & Bicudo 2009) em ambientes oligotróficos. O sucesso deste grupo algal é devido às características fisiológicas (curto ciclo de vida) e morfológicas (tamanho pequeno, alta razão superfície/volume e presença de flagelo), que conferem vantagens competitivas para exploração dos recursos. No reservatório oligotrófico, espécies de clorófitas foram anteriormente reportadas como principais constituintes do fitoplâncton (Lopes *et al.* 2005) e do perifiton (Vercellino & Bicudo 2006, Ferragut & Bicudo 2009).

No que se refere às diatomáceas, considerando a variação temporal, o grupo substituiu principalmente as cianobactérias no reservatório hipertrófico. No sistema oligotrófico, as diatomáceas acompanharam as crisófitas e as clorófitas e diminuíram quando houve aumento dos demais grupos algais. Quanto à distribuição temporal, no reservatório oligotrófico, a abundância das diatomáceas aumentou na época de seca. A análise de correspondência canônica relativa a este sistema demonstrou que as principais espécies do grupo, inclusive as consideradas descritoras, foram associadas aos meses do período seco e aos maiores valores de nutrientes, com destaque para as formas de fósforo. Apesar das razões N:P molar inorgânica e total terem indicado um ambiente limitado por fósforo durante todo o período estudado, redução desta limitação foi observada durante o período seco. Esta condição, portanto, provavelmente foi responsável pelo aumento das diatomáceas no sistema oligotrófico durante o período seco.

Vários estudos têm reportado decréscimo da abundância de diatomáceas com a diminuição do suprimento de fosfato (Egge 1998, Riegman *et al.* 1996, Egge & Heimdahl 1994) e aumento da contribuição do grupo em condições de maior disponibilidade de nutrientes (Higgins *et al.* 2001). Especificamente no Lago do IAG, Ferragut & Bicudo (2009) verificaram o aumento das diatomáceas em tratamentos com adição isolada e combinada de fósforo.

No reservatório hipertrófico, a variação temporal das diatomáceas em termos de contribuição para a densidade total parece ter sido regulada pelo aumento da densidade de outros

grupos algais. A redução da abundância das diatomáceas culminou com o aumento da abundância das cianobactérias, respectivamente entre setembro e dezembro de 2006 (pelágica) e setembro de 2006 e janeiro de 2007 (entradas 6 e 7) na região pelágica e nas entradas, e em julho de 2007 nas duas regiões. Na entrada 7, além da redução da abundância das diatomáceas no final do período seco e início do chuvoso concomitantemente com o aumento das cianobactérias, também houve redução de maio a agosto de 2007, culminando, neste caso, com o aumento da contribuição das clorófitas.

Como demonstrado pela análise de correspondência canônica, o aumento da densidade de diatomáceas foi associado aos maiores valores de condutividade e das formas solúveis de fósforo e nitrogênio na região pelágica e na entrada 6. *Gomphonema gracile* (considerada descritora entre outras espécies), *Ulnaria acus* e *Gomphonema affine* var. *rhombicum* foram espécies importantes durante a época seca e *Achnanthydium minutissimum* (também descritora), assim como *Achnanthydium catenatum*, durante o final do período chuvoso. *Gomphonema gracile*, *Gomphonema affine* var. *rhombicum* e *Ulnaria acus* são típicas espécies C-estrategistas, com alta relação comprimento-largura (“high profile”), altamente competitivas e esperadas em ambientes produtivos (Passy 2007) e eutróficos (Biggs *et al.* 1998a, 1998b).

O aumento das razões N:P durante o final do período chuvoso e início do seco provavelmente refletiu a melhor disponibilidade de nutrientes característicos deste período, favorecendo o aumento da abundância de *Achnanthydium minutissimum* neste reservatório. Maior abundância de *Achnanthydium minutissimum* em condições de elevadas razões N:P foi anteriormente observada em ambiente lótico (Stelzer & Lamberti 2001) e lêntico (Luttenton & Lowe 2006).

Já está bem documentado que *Achnanthydium minutissimum* apresenta uma resposta bastante variável frente ao enriquecimento (Luttenton & Lowe 2006, Van Dam *et al.* 1994, Bothwell 1985). Apesar disso, comumente aumenta em condições de maior disponibilidade de nutrientes (Pringle 1990, Stevenson *et al.* 1991, Fairchild *et al.* 1985, Lowe 1996). No lago em questão, o final da época de chuva e início do período seco foi caracterizado pelo aumento das concentrações de nutrientes na água, especialmente nitrogênio inorgânico dissolvido.

O aumento das duas espécies de *Achnanthydium* neste estudo também pode estar relacionado com a ocorrência de perturbações em função dos picos de precipitação pluviométrica na região do PEFI durante os meses finais do período chuvoso. A ação do vento e da turbulência da água em decorrência de fortes chuvas já foi reportado como um distúrbio em alguns estudos (Hoagland 1983) e, em lagos, também foi mostrada uma forte relação entre estes eventos e a biomassa perifítica, envolvendo inclusive, espécies de diatomáceas pedunculadas (Cattaneo 1990). A

provável remoção das células superiores da matriz no perifíton no reservatório hipertrófico nestes meses, em decorrência da intensa turbulência da água, pode ser associada à redução dos valores de biomassa perifítica neste período, conforme observado no capítulo 1, através dos valores de massa seca do perifíton. *Achnanthydium minutissimum*, especialmente, é uma espécie r-estrategista, adaptada a distúrbios independentemente do suprimento de nutrientes (Hoagland & Peterson 1990, Biggs *et al.* 1998a).

Na entrada 7, a substituição das diatomáceas por clorófitas durante a maior parte do período seco, pode ter sido atribuída as concentrações bem mais elevadas de nutrientes (especialmente nitrogênio inorgânico) nesta região, em comparação com as demais do reservatório. Como visto anteriormente, as clorófitas são um grupo altamente favorecido com o aumento de nutrientes. As diatomáceas, portanto, tanto aumentaram (região pelágica e entrada 6) quanto diminuíram (entrada 7) com o aumento da concentração de nutrientes e o grupo foi inversamente associado com o das cianobactérias (final do período seco e início do chuvoso na região pelágica e entrada 6 e final do período seco, na entrada 7) e das clorófitas (maioria do período seco), indicando que sua contribuição foi indiretamente associada à variação dos nutrientes. Padrão inverso entre as proporções de diatomáceas e cianobactérias, e diatomáceas e clorófitas foi observado respectivamente por Hillebrand & Kahlert (2001) e Luttenton & Lowe (2006) no perifíton de ambientes lacustres.

### 5.3. Índices biológicos

A relação entre riqueza e diversidade e o estado trófico de ecossistemas aquáticos tem sido bastante discutida, pois os padrões observados variam consideravelmente e os mecanismos propostos para explicar esta variabilidade ainda não são satisfatórios (Rajaniemi 2003). Redução da riqueza e diversidade com o aumento da trofia já foi registrada em diversos ambientes (Carrick *et al.* 1988, Miller *et al.* 1992, Hillebrand & Sommer 2000). Vários outros estudos, contudo, evidenciam aumento da riqueza e diversidade mediante maior disponibilidade de nutrientes (Pringle 1990, Liess *et al.* 2009).

Valores nitidamente mais altos de riqueza e diversidade e maior variabilidade destes atributos foram observados no reservatório oligotrófico em relação ao sistema hipertrófico, independentemente do período climático.

Em estudo comparativo anterior, Vercellino (2001) encontrou maior riqueza e diversidade perifítica no Lago das Garças em relação ao Lago do IAG, contrapondo os resultados obtidos no presente estudo. Cabe salientar, no entanto, que o Lago das Garças é um reservatório com histórico

de eutrofização crescente (Bicudo *et al.* 2007) e que no período de estudo de Vercellino (2001) o reservatório era eutrófico.

Já é bem conhecido que uma das principais conseqüências do processo de eutrofização é a simplificação sistêmica dos ambientes aquáticos, com aumento da biomassa algal (Wetzel 2000), dominância de algumas poucas espécies (Lund 1969) e, conseqüentemente, redução da riqueza e diversidade (Irigoién *et al.* 2004). Redução drástica da riqueza e diversidade ao longo da série temporal de estudos no Lago das Garças também foi observada no fitoplâncton (Crossetti *et al.* 2008) e associada à intensidade e frequência das florações de cianobactérias, as quais foram menores e restritas ao período de estratificação no início dos estudos (Sant'Anna *et al.* 1997, Ramírez & Bicudo 2002, 2005, Fonseca & Bicudo 2008) e mais intensas e frequentes após a mudança do estado de eutrofia para hipertrofia do reservatório (Bicudo *et al.* 2006, 2007).

No reservatório hipertrófico, a diminuição da diversidade nos meses finais da seca e início do período chuvoso, em todas as regiões, foi resultante do aumento da dominância de cianobactérias, especialmente *Cylindrospermopsis raciborskii*, sob condições de menor disponibilidade de e luz. Decréscimo das concentrações das formas de nitrogênio inorgânico, além de aumento da intensidade de floração de cianobactérias planctônicas, indicado pela diminuição da transparência, foram verificados durante o período (ver PCA de dados abióticos detalhada no capítulo 1).

Em condições extremas de limitação por nutrientes, somente poucos r- ou K- estrategistas são capazes de utilizar todos os recursos ou persistir. Liess & Kalerth (2007) observaram mudanças taxonômicas em direção às cianobactérias fixadoras de nitrogênio e, conseqüentemente, redução da diversidade, sob condições limitantes de nitrogênio para o perifíton de ambiente lântico. Mudança significativa da diversidade algal perifítica associada à variação na concentração de nitrogênio em lagos foi também observada por Luttenton & Lowe (2006) e Marcus (1980), com diminuição dos valores em condições de baixa disponibilidade deste nutriente, porém em condições de elevada biomassa de clorófitas. A composição química do perifíton no reservatório hipertrófico indicou limitação por nitrogênio durante praticamente todo o período estudado. Maiores porcentagens deste elemento, no entanto, foram verificadas nos meses de maior abundância de *Cylindrospermopsis raciborskii*, possivelmente evidenciando a fixação biológica deste nutriente pela referida espécie de cianobactéria em condições de limitação ambiental. Como os valores aumentaram em condições de limitação, este atributo da comunidade não representou a limitação ambiental.

Principalmente nas entradas 6 e 7, mas também na pelágica, importante redução da diversidade também ocorreu em março e abril de 2007 e foi associada ao aumento da abundância de



*Achnantheidium minutissimum*, provavelmente influenciado pelo aumento das concentrações de nutrientes na água e, como já discutido, da intensidade de perturbações.

No reservatório oligotrófico, a diversidade foi menos variável do que no sistema hipertrófico e muito provavelmente influenciada por ambos nutrientes e luz, durante o período avaliado. Considerando o período seco, aumento foi verificado apenas nos meses iniciais, nos quais houve maior disponibilidade de fósforo solúvel. A composição química do perifíton, no entanto, demonstrou aumento extremo da limitação da comunidade por este nutriente em direção aos meses finais do período seco, indicando que o fósforo disponível na água foi utilizado pela comunidade fitoplanctônica. O aumento da biomassa fitoplanctônica foi nitidamente visível nesta época e favoreceu a redução da luz, que provavelmente colaborou com a queda da diversidade nestes meses. O aumento da porcentagem de fósforo e de nitrogênio do perifíton indicou melhoria das condições nutricionais em direção aos primeiros meses do período chuvoso. A diversidade e riqueza aumentaram a partir de janeiro de 2007, quando houve redução do sombreamento pela queda da biomassa fotossintética fitoplanctônica, permanecendo mais elevadas apenas até maio de 2007, quando a comunidade, muito provavelmente, se tornou extremamente limitada por nutrientes e luz.

Embora os nutrientes tenham sido importantes, deve-se destacar a importância da luz como fator regulador do desenvolvimento da comunidade, neste caso influenciando a riqueza e a diversidade, em reservatórios com concentrações mais baixas de nutrientes. Liess *et al.* (2009) observaram que tanto nutrientes quanto luz tiveram forte efeito positivo não só na produtividade algal, mas também na riqueza de espécies. Em experimentos em que luz e nutrientes são manipulados, os efeitos de nutrientes são geralmente observados somente se a luz não é limitante (Rosemond 1993). Muito provavelmente a comunidade foi limitada por nutrientes e luz, no sistema oligotrófico e, diferentemente do hipertrófico, as variações da porcentagem de nitrogênio do perifíton refletiram as variações das concentrações de nitrogênio da água.

As reduções da riqueza e diversidade no reservatório oligotrófico foram influenciadas pelo aumento da abundância de *Ochromonas ovalis*, *Chromulina elegans* e *Pseudanabaena galeata* na região pelágica e de *Ochromonas ovalis*, *Chromulina elegans* e *Eunotia bilunaris* na região litorânea. Como discutido anteriormente, espécies de crisofíceas (mais importantes descritoras neste caso) são importantes estrategistas capazes de alterar processos de autotrofia, heterotrofia e fagotrofia e de, em condições de limitação por nutrientes, utilizar tanto amônio quanto nitrato, além de aminoácidos e uréia, como fontes de nitrogênio, e sintetizar enzimas degradadoras de organofosfatos (Sandgren 1988).

## 6. CONCLUSÕES

---

A influência da disponibilidade de nutrientes sobre o acréscimo da densidade perifítica algal foi confirmada tanto com base na variabilidade espacial quanto temporal dos reservatórios oligotrófico e hipertrófico. No primeiro caso, comparando os sistemas estudados, condições de hipertrofia proporcionaram maiores densidade total e de diatomáceas do que condições de oligotrofia, como previsto pela primeira hipótese do trabalho. Em relação à escala temporal, as maiores densidades algais durante a época seca foram, muito provavelmente, propiciadas pela maior disponibilidade de nutrientes neste período, provavelmente devido às frequentes circulações da coluna d'água, comumente registradas nos sistemas estudados durante o período.

Além dos nutrientes, a luz foi indicada como importante fator controlador da comunidade perifítica do sistema oligotrófico. O aumento da sua importância neste ambiente, apesar do seu estado de oligotrofia, está provavelmente relacionado com o aumento das concentrações de nutrientes ao longo do tempo, provavelmente em decorrência de fatores autóctones. Combinação ótima de luz e nutrientes para a produção e o crescimento do perifíton pode ser esperada em lagos com estados intermediários de nutrientes. A segunda hipótese, neste caso, foi apenas parcialmente aceita, o reservatório oligotrófico, tanto os recursos nutricionais como a luz foram considerados fatores controladores do perifíton.

Valores nitidamente mais altos de riqueza e diversidade e maior variabilidade temporal destes atributos foram observados no sistema oligotrófico em relação ao hipertrófico, independentemente do período climático, reforçando a primeira hipótese do trabalho e corroborando a afirmação de que a eutrofização conduz a uma simplificação estrutural da comunidade algal perifítica.

Considerando a escala temporal, no sistema hipertrófico, a diminuição da diversidade nos meses finais da seca e início do período chuvoso, em todas as regiões, foi resultante do aumento da dominância de cianobactérias, especialmente *Cylindrospermopsis raciborskii*, sob condições de provável limitação por nitrogênio e menor disponibilidade de luz na região pelágica. Nas entradas, foi associada ao aumento da abundância de *Achnanthydium minutissimum*, provavelmente influenciado pelo aumento das concentrações de nutrientes na água e da ação de perturbações. Estresse ambiental e distúrbio físico foram, portanto, fatores controladores da riqueza e diversidade no reservatório hipertrófico. No reservatório oligotrófico, assim como a densidade algal, a riqueza e diversidade foram influenciadas por ambos nutrientes e luz, diminuindo mediante aumento da abundância de *Ochromonas ovalis*, *Chromulina elegans* e *Pseudanabaena galeata* na região pelágica, e de *Ochromonas ovalis*, *Chromulina elegans* e *Eunotia bilunaris* na região litorânea.

Exceto pela riqueza de espécies, as diatomáceas foram nitidamente mais importantes no sistema hipertrófico, principalmente devido à maior habilidade das espécies do grupo em competir por nutrientes e luz, e às suas elevadas taxas de crescimento em condições não limitantes.

Diatomáceas foram mais abundantes no reservatório oligotrófico durante a época seca em função da maior disponibilidade de nutrientes e menores temperaturas. Acompanharam a distribuição das crisofíceas e clorofíceas e diminuíram quando houve aumento dos demais grupos algais, os quais, no entanto, pouco contribuíram para a densidade algal total. Neste caso, a dinâmica das diatomáceas foi principalmente influenciada pela escala climática. No sistema hipertrófico, por outro lado, a redução da abundância de diatomáceas culminou com o aumento da abundância de cianobactérias na região pelágica e de clorofíceas nas entradas. Assim, a variabilidade das diatomáceas neste ambiente foi regulada pelo aumento da densidade de outros grupos algais e sua contribuição foi, muito provavelmente, apenas indiretamente associada à variação dos nutrientes.

No reservatório oligotrófico, a escala climática direcionou a distribuição das principais espécies representantes da comunidade algal perifítica. *Ochromonas ovalis*, *Eunotia bilunaris* morfotipos 1 e 2, *Chlamydomonas debaryana*, *Aphanocapsa delicatissima*, *Chromulina elegans*, *Monoraphidium arcuatum* e *Achnanthydium microcephalum* foram mais representativos do período seco estando associadas aos maiores valores de fósforo total, condutividade, ortossilicato e temperatura. *Frustulia crassinervia*, *Netrium oblongum*, *Navicula cryptotenella*, *Leptolyngbya perelegans*, *Mougeotia* sp., *Kobayasiella subtilissima*, *Xanthonema stichococcoides*, *Ochromonas margaritata*, *Chromulina asymmetrica*, *Gomphonema subtile*, *Kobayasiella subtilissima*, *Ochromonas echynocystis* e *Xanthonema horminioides* foram relacionadas com o período chuvoso, associadas às maiores temperaturas e concentrações de nitrogênio total.

No reservatório hipertrófico, tanto a escala climática quanto a disponibilidade de nutrientes, neste caso nitrogênio, foram responsáveis pela distribuição das espécies. *Chlorococcum infusionum*, *Chlamydomonas planctogloea*, *Cosmarium majae*, *Aphanocapsa delicatissima*, *Chromulina elegans*, *Gomphonema affine*, *Ulnaria acus*, *Heteroleiblenia* sp., *Pseudanabaena galeata*, *Characium* sp 2, *Trachelomonas volvocina*, *Achnanthydium catenatum*, *Monoraphidium circinale*, *Pseudoditymocystis fina*, *Achnanthydium minutissimum*, *Cosmarium majae* e *Kirchneriella pinguis* se associaram ao período seco, favorecidas pelos maiores valores de condutividade, nitrogênio inorgânico dissolvido, fósforo solúvel reativo e fósforo total. *Achnanthydium minutissimum* e *Pseudanabaena limnetica* caracterizaram o período chuvoso, associados às maiores temperaturas.

A estrutura específica da comunidade perifítica, portanto, formou associações características das condições nutricionais dos reservatórios estudados. Nenhuma das espécies abundantes, tanto de diatomáceas quanto dos demais grupos algais, foi repetida entre os reservatórios. O perifíton,

portanto, por variar seu conteúdo de nutrientes e biomassa(ver capítulo 1), sua composição e diversidade de espécies em função dos estados de trofia dos reservatórios é uma comunidade sensível e rica em informações com grande potencial de uso no monitoramento de sistemas lacustres.

## 6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

---

- Albay, M. & R. Alçaalan, 2008. Effects of water quality and hydrologic drivers on periphyton colonization on *Sparganium erectum* in two Turkish lakes with different mixing regimes. *Environmental Monitoring and Assessment* 146: 171-181.
- Barcelos, E. M. 2003. Avaliação do perifiton como sensor da oligotrofização experimental em reservatório eutrófico (Lago das Garças, São Paulo). Dissertação de mestrado, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, São Paulo. 118p.
- Berman, T. 2001. The role of DON and the effect of N: P ratios on occurrence of cyanobacterial blooms: implications from the outgrowth of *Aphanizomenon* in Lake Kinneret. *Limnology and Oceanography* 46: 443-447.
- Bicudo, D. C. 1990. Considerações sobre metodologias de contagem de algas do perifiton. *Acta Limnologica Brasiliensia* 3: 459-475.
- Bicudo, D. C., B. M. Fonseca, C. E. M. Bicudo, L. M. Bini & T. A. Jesus, 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., T. Tundisi-Matsumura & C. Sidagis-Galli (eds), *Eutrofização na América do Sul: causas, conseqüências e tecnologias de gerenciamento e controle*. Instituto Internacional de Ecologia, São Carlos: 413-438.
- Bicudo, D. C., B. M. Fonseca, L. M. Bini, L. O. Crossetti, C. E. M. Bicudo & T. A. Jesus, 2007. Undesirable side-effects of water hyacinth control in a shallow tropical reservoir. *Freshwater Biology* 52: 1120-1133.
- Bicudo, D. C., M. C. Forti, C. F. C. Carmo, C. Bourotte, C. E. M. Bicudo, A. Melfi, A. & Y. Lucas, 2002. A atmosfera, as águas superficiais e os reservatórios no PEFI: caracterização química. In Bicudo, D. C., M. C. Forti & C. E. M. Bicudo (eds). *Parque Estadual das Fontes do Ipiranga: unidade de conservação ameaçada pela urbanização de São Paulo*. Editora da Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, São Paulo: 161-212.

- Biggs, B. J. F. & M. E. Close, 1989. Periphyton biomass dynamics in gravel bed rivers: the relative effects of flows and nutrients. *Freshwater Biology* 22: 209-231.
- Biggs, B. J. F., R. J. Stevenson & R. L. Lowe, 1998a. A habitat matrix conceptual model for stream periphyton. *Archiv für Hydrobiologie* 143: 21-56.
- Biggs, B. J. F., D. G. Goring & V. I. Nikora, 1998b. Subsidy and stress responses of stream periphyton to gradients in water velocity as a function of community growth form. *Journal of Phycology* 34: 598-607.
- Borchardt, M. A. 1996. Nutrients. In *Algal Ecology. Freshwater Benthic Ecosystems*. Stevenson, R. J., M. L. Bothwell & R. L. Lowe (eds), Academic Press, San Diego: 183-252.
- Borduqui, M., C. Ferragut, & C. E. M. Bicudo, 2008. Chemical composition and taxonomic structure vertical and seasonal variation of periphyton community in a shallow hypereutrophic reservoir (Garças Reservoir, São Paulo, Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia* 20: 381-392.
- Bothwell, M. L. 1985. Phosphorus limitation of lotic periphyton growth rates: an intersite comparison using continuous-flow troughs (Thompson River system, British Columbia). *Limnology and Oceanography* 30: 527-42.
- Brown, S. D. & A. P. Austin, 1973. Diatom succession and interaction in littoral periphyton and plankton. *Hydrobiologia* 43: 333-356.
- Burkholder, J. M. & R. G. Wetzel, 1989. Epiphytic microalgae on natural substrata in a hardwater lake: seasonal dynamics of community structure, biomass and ATP content. *Archives für Hydrobiologie Supplement* 8: 1-56.
- Carrick, H. J., R. L. Lowe & J. T. Rotenberry, 1988. Guilds of benthic algae along nutrient gradients: relationship to algal community diversity. *Journal of the North American Benthological Society* 7: 117-128.
- Cattaneo, A. 1990. The effect of fetch on periphyton spatial variation. *Hydrobiologia* 206: 1-10.
- Cattaneo, A., T. Kerimian, M. Roberge & J. Marty, 1997. Periphyton distribution and abundance on substrata of different size along a gradient of stream trophy. *Hydrobiologia* 354: 1-10.
- Cronk, J. K. & W. J. Mitsch, 1994. Periphyton productivity on artificial and natural surfaces in constructed freshwater wetlands under different hydrologic regimes. *Aquatic Botany* 48: 325-341.
- Crossetti, L. O., Bicudo, D. C., Bicudo, C. E. M. & Bini, L. M. 2008. Phytoplankton biodiversity changes in a shallow tropical reservoir during the hypertrophication process. *Brazilian Journal of Biology* 68(4): 1061-1067.
- Cyr, H. 1998. How does the vertical distribution of chlorophyll vary in littoral sediments of small lakes? *Freshwater Biology* 40: 25-40.

- Danger, M., G. Lacroix, C. Oumarou, D. Benest & J. Me'Riguet, 2009. Effects of food-web structure on periphyton stoichiometry in eutrophic lakes: a mesocosm study. *Freshwater Biology* 53: 2089-2100.
- DeNicola, D.M., Eyto, E., Wemaere, A. & Irvine, K. 2004. Using epilithic algal communities to assess trophic status in Irish lakes. *Journal of Phycology* 40(3): 481-495.
- Deyoe, H., R. L. Lowe & J. C. Marks, 1992. Effects of nitrogen and phosphorus on the endosymbiont abundance of *Rhopalodia gibba* and *Epithemia turgida* (Bacillariophyceae). *Journal of Phycology* 28: 773-777.
- Dodds, W. K. 2003. The role of periphyton in phosphorus retention in shallow freshwater aquatic systems. *Journal of Phycology* 39: 840-849.
- Dodds, W. K., B. J. F. Biggs & L. Lowe, 1999. Photosynthesis-irradiance patterns in benthic microalgae: variations as a function of assemblage thickness and community structure. *Journal of Phycology* 35: 42-53.
- Dodds, W. K., V. H. Smith & K. Lohman, 2002. Nitrogen and phosphorus relationship to benthic algal biomass in temperate streams. *Canadian Journal of Fisheries Aquatic Sciences* 59: 865-874.
- Egge J. K. & B. R. Heimdal, 1994. Blooms of phytoplankton including *Emiliania huxleyi* (Haptophyta): effects of nutrient supply in different N:P ratios. *Sarsia*, 79, 332-348.
- Egge, J. K. 1998. Are diatoms poor competitors at low phosphate concentrations? *Journal of Marine Systems* 16: 191-198.
- Fairchild, G. W., R. L. Lowe & W. B. Richardson, 1985. Algal periphyton growth on nutrient diffusing substrates: an in situ bioassay. *Ecology* 66: 465-472.
- Fermino, F. S. 2006. Avaliação sazonal dos efeitos do enriquecimento por N e P sobre o perifíton em represa tropical rasa mesotrófica (Lago das Ninféias, São Paulo). Tese de Doutorado. Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, São Paulo. 121p.
- Fernandes, A. J., Reis, L. A. M. & Carvalho, A. 2002. Caracterização do meio físico. In Bicudo, D. C. Bicudo, M. C. Forti, C. E. M. Bicudo (eds). Parque Estadual das Fontes do Ipiranga: unidade de conservação ameaçada pela urbanização de São Paulo. Editora da Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, São Paulo: 49-62.
- Ferragut, C. & D. C. Bicudo, 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. 1999. Efeito do enriquecimento por N e P sobre a colonização e sucessão da comunidade de algas perifíticas: biomanipulação em reservatório oligotrófico em São Paulo. Dissertação de mestrado. Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, São Paulo. 195p.

- 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. 184p.
- Fisher, J. & M. J. Dunbar. 2007. Towards a representative periphytic diatom sample. *Hydrology and Earth System Sciences* 11: 399-407.
- Fonseca, B. M. & C. E. M. Bicudo, 2008. Phytoplankton seasonal variation in a shallow stratified eutrophic reservoir (Garças Pond, Brazil). *Hydrobiologia* 600: 267-282.
- 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, São Paulo. 207p.
- 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. 134p.
- Happley-Wood, C. M. 1988. Ecology of freshwater planktonic green algae. In Sandgren, C. D. (ed), *Growth and Reproductive Strategies of Freshwater Phytoplankton*. Cambridge University Press, Cambridge: 175-226.
- Harper, D. 1992. *Eutrophication of freshwater. Principles, problems and restoration*. Chapman & Hall, London.
- Havens, K. E., T. L. East, R. H. Meeker, W. P. Davis & A. D. Steinman, 1996. Phytoplankton and periphyton responses to in situ experimental nutrient enrichment in a shallow subtropical lake. *Journal of Plankton Research* 18: 551-556.
- Hawes, J. & Smith, B. 1994. Seasonal dynamics of epilithic periphyton in oligotrophic Lake Taupo, New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 28: 1-12.
- Higgins S. N., R. E. Hecky & W. D. Taylor, 2001. Epilithic nitrogen fixation in the rocky littoral zones of Lake Malawi, Africa. *Limnology and Oceanography* 46: 976-982.
- Higgins, S. N., H. J. Kling, R. E. Hecky, W. D. Taylor & H. A. Bootsma, 2003. The community composition, distribution, and nutrient status of epilithic periphyton at five rocky littoral zone sites in Lake Malawi, Africa. *Journal of Great Lakes Research* 29: 181-189.
- Hill, W. R. & A. W. Knight, 1988. Concurrent grazing effects of two stream insects on periphyton. *Limnology and Oceanography* 33: 15-26.
- Hill, W. R. & S. E. Fanta, 2008. Phosphorus and light colimit periphyton growth at subsaturating irradiances. *Freshwater Biology* 53: 215-225.
- Hill, W. R., M. G. Ryon, E. M. Schilling, 1995. Light limitation in a stream ecosystem: responses by primary producers and consumers. *Ecology* 76: 1297-1309.

- Hillebrand, H. & M. Kahlert, 2001. Effect of grazing and nutrient supply on periphyton biomass and nutrient stoichiometry in habitats of different productivity. *Limnology and Oceanography* 46: 1881-1898.
- Hillebrand, H. & U. Sommer, U. 2000. Diversity of benthic microalgae in response to colonization time and eutrophication. *Aquatic Botany* 67:221-223.
- Hoagland, K. D. & C. G. Peterson, 1990. Effects of light and wave disturbance on vertical zonation of attached microalgae in a large reservoir. *Journal of Phycology* 26: 450-457.
- Hoagland, K. D. 1983. Short-term standing crop and diversity of periphytic diatoms in a eutrophic reservoir. *Journal of Phycology* 19: 30-38.
- Hoagland, K. D., S. C. Roemer, J. R. Rosowski, 1982. Colonization and community structure of two periphyton assemblages, with emphasis on the diatoms (Bacillariophyceae). *American Journal of Botany* 69, 188-213.
- Huszar, V. L. M., D. C. Bicudo, A. Giani, C. Ferragut, L. A. Martinelli & R. Henry, 2005. Subsídios para a compreensão sobre a limitação de nutrientes ao crescimento do fitoplâncton e perifiton em ecossistemas continentais lênticos no Brasil. In Roland, F., D. César & M. Marinho (eds), *Lições em limnologia*. RiMa Editora, São Carlos: 243-260.
- Hwang, S., K. E. Havens, & A. D. Steinman, 1998. Phosphorus kinetics of planktonic and benthic assemblages in a shallow subtropical lake. *Freshwater Biology* 40: 729-745.
- Irigoien, X., J. Huisman, & R. P. Harris, 2004. Global biodiversity patterns of marine phytoplankton and zooplankton. *Nature* 429: 863-867.
- Jensen, J. P., E. Jeppensen, K. Olbrik & P. Kristens, 1994. Impact of nutrients and physical factors on shifts from cyanobacterial to chlorophyte dominance in shallow Danish lakes. *Canadian Journal of Fisheries Aquatic Sciences* 51: 1692-1699.
- Kahlert, M, A. T. & K. Pettersson, 2002. The impact of substrate and lake trophic on the biomass and nutrient status of benthic algae. *Hydrobiologia* 489: 161-169.
- Kahlert, M, A. T. Hasselrot, H. Hillebrand, K. Pettersson, 2002. Spatial and temporal variation in the biomass and nutrient status of epilithic algae in Lake Erken, Sweden. *Freshwater Biology* 47: 1191-1215.
- Kalff, J. 2001. *Limnology: inland water ecosystems*. Prentice Hall, New Jersey.
- Kosten, S., V. L. M. Huszar, Mazzeo, N., Scheffer, M., Sternberg, L. S. L. & E. Jeppesen, 2009. Lake and watershed characteristics rather than climate influence nutrient limitation in shallow lakes. *Ecological Applications* 19: 1791-1804.
- Lamparelli, M. C. 2004. Graus de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, São Paulo. 235p.



- Ledger, M. E. & A. G. Hildrew, 2000. Resource depression by a trophic generalist in an acid stream. *Oikos* 90: 271-278.
- Lewis Jr., W. M. 1983. A revised classification of lakes based on mixing. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 40: 1779-1787.
- Liboriussen, L. & E. Jeppesen, 2006. Structure, biomass, production and depth distribution of periphyton on artificial substratum in shallow lakes with contrasting nutrient concentrations. *Freshwater Biology* 51: 95-109.
- Liboriussen, L. & E. Jeppesen, 2009. Periphyton biomass, potential production and respiration in a shallow lake during winter and spring. *Hydrobiologia* 632: 201-210.
- Liboriussen, L. 2003. Production, regulation and ecophysiology of periphyton in shallow freshwater lakes. Phd Thesis. National Environmental Research Institute Ministry of the Environment, Denmark. 48p.
- Liess, A. & M. Kahlert, 2007. Gastropod grazers and nutrients, but not light, interact in determining periphytic algal diversity. *Oecologia* 152: 101-111.
- Liess, A., K. Lange, F. Schulz, J. J. Piggott, C. D. Matthaei & C. R. Townsend, 2009. Light, nutrients and grazing interact to determine diatom species richness via changes to productivity, nutrient state and grazer activity. *Journal of Ecology* 97: 326-336.
- Lindstrom, E. A. 1996. The humic lake acidification experiment (HUMEX): impacts of acid treatment on periphyton growth and nutrient availability in lake Skjertvatjern, Norway. *Environmental International* 22: 629-642.
- Lopes, M. R. M., C. E. M. Bicudo & C. Ferragut, 2005. Short term spatial and temporal variation of phytoplankton in a shallow tropical oligotrophic reservoir, southeast Brazil. *Hydrobiologia* 542: 235-247.
- Lowe, R. L. 1996. Periphyton patterns in lakes. In Stevenson, R. J., M. L. Bothwell, & R. L. Lowe (eds), *Algal Ecology: freshwater benthic ecosystems*. Academic Press, San Diego: 57-76.
- Lund, J. W. G. 1969. Phytoplankton. In *Eutrophication: causas, consequences, correctives*. Rohlich G. A. (ed), National Academy of Sciences, Whashington, D.C: 306-330.
- Luttenton, M. R. & R. L. Lowe, 2006. Response of a lentic periphyton community to nutrient enrichment at low N:P ratios. *Journal of Phycology* 42: 1007-1015.
- Marcus, M. D. 1980. Periphytic community response to chronic nutrient enrichment by a reservoir discharge. *Ecology* 61: 387-399.
- Marks, J. C. & R. L. Lowe 1989. The independent and interactive effects of snail grazing and nutrient enrichment on structuring periphyton communities. *Hydrobiologia* 185:9-17.

- McCune, B. & M. J. Mefford, 1999. PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data, Version 4. MjM Software Design, Gleneden Beach, Oregon, USA. 237 p.
- Meulemans, J. T. 1988. Seasonal changes in biomass and production of periphyton growing upon reed in Lake Maarsseveen I. *Archiv für Hydrobiologie* 112: 21-42.
- Miller, M. C., P. De Oliveira, G. Gibeau, 1992. Epilithic diatom community response to years of PO<sub>4</sub> – fertilization: Kuparuk river, Alaska (68°N Latitude). *Hydrobiologia* 240: 103-119.
- Morin, S., Coste, M. & Delmas, F. 2008. A comparison of specific growth rates of periphytic diatoms of varying cell size under laboratory and field conditions. *Hydrobiologia* 614: 285–297.
- Nogueira, N. M. C. 1997. Dinâmica populacional de *Microcystis aeruginosa* Kützing (Cyanophyceae/Cianobactéria) ao longo de um ano no Lago das Garças, São Paulo, SP, Brasil. Dissertação de mestrado. Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, São Paulo, Brasil. 109p.
- O'Reilly, C. M. 2006. Seasonal dynamics of periphyton in a large tropical lake. *Hydrobiologia* 55: 293-301.
- Oliver, R. L. & G. G. Ganf, 2000. Freshwater blooms. In Whitton, B. A. & M. Potts (eds), *The ecology of Cyanobacteria, their diversity in time and space*. Kluwer Academic Publications, London: 149-194.
- Paerl, H.W. 1988. Growth and reproductive strategies of freshwater blue-green algae (cyanobacteria). In Sandgren, C. D. (ed.), *Growth and Reproductive Strategies of Freshwater Phytoplankton*. Cambridge University Press, New York: 261–315.
- Pan, Y., R. J. Stevenson, B. H. Hill, P. R. Kaufmann, A. T. Herlihy, 1999. Spatial patterns and ecological determinants of benthic algal assemblages in mid-Atlantic streams. *Journal of Phycology* 35: 460-468.
- Passy, S. I. 2007. Diatom ecological guilds display distinct and predictable behavior along nutrient and disturbance gradients in running waters. *Aquatic Botany* 86: 171-178.
- Pielou, E. C. 1975. *Ecological diversity*. New York: Wiley. 165 p.
- Pringle, C. M. 1990. Nutrient spatial heterogeneity: effects on community structure, physiognomy, and diversity of stream algae. *Ecology* 71: 905-920.
- Rajaniemi, T. K. 2003. Explaining productivity-diversity relationships in plants. *Oikos* 101: 449-457.
- Ramírez, J. J. & C. E. M. Bicudo, 2005. Diurnal and spatial (vertical) dynamics of nutrients (N,P,Si) in four sampling days (summer, fall, winter and spring) in a tropical shallow reservoir and their relationships with the phytoplankton community. *Brazilian Journal of Biology* 65: 141-157.

- Ramírez, R. & C. E. M. Bicudo, 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. 1996. Variação 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, Universidade de São Paulo, São Paulo. 283p.
- Riegman, R., M. Deboer, L. D. Domis, 1996. Growth of harmful marine algae in multispecies cultures. *Journal of Plankton Research* 18: 1851-1866.
- Roberts, E., J. Kroker, S. Körner & A. Nicklish, 2003. The role of periphyton during the recolonization of a shallow lake with submerged macrophytes. *Hydrobiologia* 506-509: 525-530.
- Rodusky, A. J., A. D. Steinman, T. L. East, B. Sharfstein & R. H. Meeker, 2001. Periphyton nutrient limitation and other potential growth-controlling factors in Lake Okeechobee, U.S.A. *Hydrobiologia* 448: 27-39.
- Rosemond, A. D. 1993. Interactions among irradiance, nutrients, and herbivores constrain a stream algal community. *Oecologia* 94: 585-594.
- Sandgren, C. D. 1988. The ecology of Chrysophyte flagellates: their growth and perennation strategies as freshwater phytoplankton. In Sandgren, C. D. (eds), *Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton*. Cambridge University Press, Cambridge: 9-103.
- Sant'Anna, C. L., L. Sormus, A. Tucci & M. T. P. Azevedo, 1997. Variação sazonal do fitoplâncton do Lago das Garças, São Paulo, SP. *Hoehnea* 24: 67-86.
- Scheffer, M. 1998. *Ecology of Shallow Lakes*. Chapman & Hall, London. 357p.
- Schindler, D. W. 1977. Evolution of phosphorus limitation in lakes. *Science* 195: 260-262.
- Schwarzbold, A. 1992. Efeitos do regime de inundação do Rio Mogi-Guaçu (SP) sobre a estrutura, diversidade, produção e estoques do perifiton da Lagoa do Infernã. Tese de doutorado, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.
- Shannon, C. E. & W. Weaver, 1963. *The mathematical theory of communication*. Urbana: University of Illinois Press. 173 p.
- Shapiro, J. 1990. Current beliefs regarding dominance by blue-greens: the case for the importance of CO<sub>2</sub> and pH. *Internationale Vereinigung Theoretische und Angewandte Limnologie* 24: 38-54.
- Shapiro, J. 1997. The role of carbon dioxide in the initiation and maintenance of blue-green dominance in lakes. *Freshwater Biology* 37: 307-323.
- Simpson, E. H. 1949. Measurement of Diversity. *Nature* 163: 688.

- Smith, V. H. 1983. Low nitrogen to phosphorus ratios favor dominance by blue-green algae in lake phytoplankton. *Science* 221: 669-671.
- Smith, V. H. 2001. Blue-green algae in eutrophic fresh waters. *Lakeline Spring*: 34-37.
- Snyder, E. B., C. T. Robinson, Minshall, G. W. & S. R. Rushforth, 2002. Regional patterns in periphyton accrual and diatom assemblage structure in a heterogeneous nutrient landscape. *Canadian Journal of Aquatic Sciences* 59: 564-577.
- Sommer, U. 1988. Growth and survival strategies of planktonic diatoms. In Sandgreen, C. D. (ed), *Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton*. Cambridge: Cambridge University Press: 227-260.
- Sondergaard, M. & E. Jeppesen, 2007. Anthropogenic impacts on lake and stream ecosystems, and approaches to restoration. *Journal of Applied Ecology* 44: 1089-1263.
- Stelzer, S. R. & G. A. Lamberti, 2001. Effects of N:P ratio and total nutrient concentration on stream periphyton community structure, biomass and elemental composition. *Limnology and Oceanography* 46: 356-367.
- Stenger-Kovács, C. 2007. Application of diatoms in ecological classification of surface waters in Hungary. Phd Thesis, Doctoral School of Environmental Sciences, University of Pannonia, Pannonia, Hungary, 11p.
- Stevenson, R. J. 1997. Scale-dependent determinants and consequences of benthic algal heterogeneity. *Journal of North American Benthological Society* 16: 249.
- Stevenson, R. J., C. G. Peterson, D. B. Kirschtel, C. G. King & N. C. Tuchman, 1991. Density dependent growth, ecological strategies, and effects of nutrient and shading on benthic diatom succession in streams. *Journal of Phycology* 27: 59-69.
- Szabó, K. É., J. Makk, K. T. Kiss, A. Eiler, É. Ács, B. Tóth, Á. K. Kiss & S. Bertilsson, 2008. Sequential colonization by river periphyton analysed by microscopy and molecular fingerprinting. *Freshwater Biology* 53: 1359-1371.
- Tank, J. L. & W. K. Dodds, 2003. Nutrient limitation of epilithic and epixylic biofilms in ten North American streams. *Freshwater Biology* 48: 1031-1049.
- Ter Braak, C. J. F. 1986. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* 67: 1167-1986.
- Ter Braak, C. J. F. 1994. Canonical community ordination. Part 1: Basic theory and linear methods. *Ecoscience* 1: 127-140.
- Tucci, A. N. 1996. Estrutura e dinâmica da comunidade fitoplanctônica numa lagoa eutrófica, São Paulo, Brasil, a curtos intervalos de tempo: comparação entre épocas de chuva e seca. Dissertação de mestrado. Universidade Estadual Paulista, Rio Claro. 172p.

- Utermöhl, H. 1958. Zur Vervollkommung der quantitative phytoplankton: metodik. Internationale Vereinigung Theoretische und Angewandte Limnologie 9: 1-38.
- Vadeboncouer, Y. & D. Steinam, 2002. Periphyton function in lake ecosystems. Science World Journal 2: 1-20.
- Van Dam, H., A. Mertens & J. Sinkeldam, 1994. A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. Netherlands Journal Aquatic Ecology 28: 117-133.
- Vercellino, I. S. & D. C. Bicudo, 2006. Sucessão 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.
- 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, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, São Paulo. 176p.
- Vis, C., A. Cattaneo & C. Hudon, 2008. Shift from chlorophytes to cyanobacteria in benthic macroalgae along a gradient of nitrate depletion. Journal of Phycology 44, 38-44.
- Wetzel, R.G. 2000. Limnology - Lake and River Ecosystem. 3 ed. Academic Press, California. 1006p.

### **Estabilidade da comunidade perifítica de diatomáceas em reservatórios oligotrófico e hipertrófico (Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo)**

#### **Resumo**

O trabalho foi realizado em dois reservatórios com diferentes estados de trofia localizados no Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, Município de São Paulo. Os objetivos principais foram avaliar a influência da escala temporal e espacial sobre a variabilidade da comunidade perifítica de diatomáceas em cada reservatório, comparar seus níveis e padrões de estabilidade e identificar o principal fator regulador dessa variabilidade. Amostras mensais do perifiton desenvolvido sobre substrato artificial foram feitas durante 12 meses consecutivos (setembro/2006 a agosto/2007) nas regiões pelágica e litorânea do Lago do IAG (oligotrófico) e na região pelágica e em duas entradas do Lago das Garças (hipertrófico). Os dados foram avaliados a partir de análises descritivas e multivariadas. Maiores densidades da comunidade de diatomáceas foi observada no reservatório hipertrófico, enquanto que as maiores riqueza e diversidade no oligotrófico, em resposta ao estado de trofia dos ambientes. A variabilidade espacial foi maior entre os reservatórios devido às diferenças na composição de espécies entre os ambientes. A variabilidade temporal foi, alternativamente, preponderante sobre a espacial em cada sistema, sendo a última resultante das condições limnológicas mais uniformes entre as regiões em cada reservatório. No reservatório oligotrófico, escala climática e nutrientes foram os principais fatores responsáveis pela variabilidade, com aumento da abundância das espécies durante a época seca, mediante diminuição da limitação por nutrientes, o que favoreceu a maior estabilidade da comunidade nesse reservatório. *Eunotia bilunaris*, *E. rhomboidea* e *Brachysira brebissonii* (S-estrategistas), acompanhadas por *Achnanthydium microcephalum* (r-estrategista) foram as espécies descritoras, adaptadas às condições de baixa disponibilidade de nutrientes características do ambiente. A menor estabilidade da comunidade no ambiente hipertrófico foi consequência, principalmente, da maior influência de perturbações neste reservatório. O aumento de espécies r-estrategistas (*Achnanthydium minutissimum* e *Achnanthydium catenatum*) durante os meses de pico de precipitação pluviométrica, possivelmente ocorreu em função de um retrocesso da comunidade aos estádios iniciais de sucessão nestes meses e sua mudança no sentido dos colonizadores primários. Após o distúrbio, a comunidade foi principalmente formada por S (*Gomphonema gracile*) e C-estrategistas (*Ulnaria acus* e *Nitzschia gracilis*), representando uma maior substituição de espécies ao longo do intervalo estudado, fato este que, certamente, contribuiu para a menor estabilidade temporal da comunidade.

**Palavras chave:** perifíton, diatomáceas, represas, variabilidade, perturbação.

**Abstract**

Study was carried out in two reservoirs with different trophy located at the Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo. Main objectives were to evaluate the influence of temporal and/or spatial scales on the diatom periphytic community variability in each reservoir, to compare the degree and pattern of stability and to identify the main factor regulating the variability. Sampling of periphyton growing on artificial substrate was carried out monthly during 12 consecutive months (September 2006 to August 2007) at the subsurface of pelagic and littoral zones of IAG Pond (oligotrophic) and pelagic and two littoral zones of Garças Lake (hypertrophic). Descriptive and multivariate analysis were used to evaluate data. Periphytic algal density was greater in the hypertrophic reservoir while richness and diversity were in the oligotrophic one, as a response to reservoir trophy. Spatial variability was greater between reservoirs due to differences in species composition in these environments. Temporal variability, unlikely was more important than spatial variability within each reservoir and the last was probably limited by minor changes in the abiotic conditions between zones. In the oligotrophic reservoir, climatic scale and nutrients were responsible for the variability. Species abundance increased during the dry period due to the nutrient limitation reduction, providing greater community stability in this reservoir. *Eunotia bilunaris*, *E. rhomboidea* and *Brachysira brebissonii* (S-strategists) and also *Achnanthydium microcephalum* (r-strategist) were the main species, all of them adapted to the typical nutrient limited conditions of reservoir. The unusual smallest community stability in the hypertrophic reservoir was mainly a consequence of the disturbance influence, which was greater in this reservoir. Increase of r-strategists (*Achnanthydium minutissimum* and *Achnanthydium catenatum*) during the months of intense rainfall caused the probable community regress to its early succession stages. This change towards the primary colonizers was followed by a convergence to a community mainly composed by the S-strategist *Gomphonema gracile* and the C-strategists *Ulnaria acus* and *Nitzschia gracilis* after disturbance, and again by the greatest species replacement over the range, and certainly contributed to greater temporal variability and instability of the community in the hypertrophic reservoir.

**Key words:** periphyton, diatoms, reservoir, variability, disturbance.

## 1. INTRODUÇÃO

---

A variabilidade, enquanto propriedade fundamental dos sistemas ecológicos, tem sido uma das principais questões entre os ecólogos (Cottingham *et al.* 2001), pois a compreensão dos fatores que a regulam e das suas conseqüências gera informações de valor teórico e prático (Micheli *et al.* 1999) úteis no monitoramento e manejo de espécies ameaçadas, recursos naturais e serviços ecossistêmicos (Cottingham *et al.* 2001).

Populações e comunidades são temporal e espacialmente variáveis (Hastings *et al.* 1993). A variação pode, contudo, ocorrer de diversas formas (cíclica, direcional, estocástica ou caótica) (Collins *et al.* 2000) e depende de uma série de fatores químicos, biológicos e físicos que podem possuir certa regularidade temporal (conteúdo de nutrientes, temperatura, disponibilidade de luz e predação) ou mudar de forma imprevisível (distúrbios ou perturbações) (Biggs 1995). Diferenças na composição e abundância relativa das espécies no tempo e no espaço podem, portanto, ser resultado de suas afinidades e preferências ecológicas, da ação de episódios estocásticos de perturbações físicas ou da interação destes fatores controlando a estrutura taxonômica, a biomassa e a dinâmica das comunidades (Peterson 1996).

A observação dos padrões de variabilidade das comunidades permite classificá-las como estáveis ou instáveis. Se uma comunidade é considerada estável, provavelmente processos deterministas ou dependentes de densidade como, por exemplo, interações entre espécies, competição e predação são preponderantes. Alternativamente, comunidades instáveis são usualmente controladas, principalmente, por processos estocásticos relacionados com fatores abióticos como, por exemplo, inundações imprevisíveis (Yang *et al.* 2009) ou a ação da turbulência da água induzida pelo vento (Peterson & Hoagland 1990, Luttenton & Rada 1986). Constância na abundância de espécies pode ser uma evidência de comunidades deterministicamente organizadas, enquanto que a maior variação na abundância, em geral, implica no desenvolvimento de processos estocásticos na estruturação dessas comunidades (Southwood 1987).

Distúrbios físicos ocorrem em todos os ecossistemas aquáticos (Peterson & Stevenson, 1990) e, assim como os bióticos (Steinman 1996), são amplamente reconhecidos como fatores importantes que interrompem o desenvolvimento do equilíbrio, conduzindo as comunidades à instabilidade.

Distúrbio foi definido como um evento relativamente discreto que tende a remover organismos e abre espaço ou disponibiliza outros recursos que podem ser utilizados por indivíduos da mesma espécie ou de outras (Begon *et al.* 2006, Townsend 1989). Embora a natureza precisa de sua influência ainda seja complexa, seus impactos podem ser avaliados pelas respostas obtidas



através de variáveis biológicas (Sommer 1993). Com relação ao perifíton, perturbações físicas têm sido amplamente reconhecidas como fatores-chave na determinação dos padrões e processos dessa comunidade em ecossistemas aquáticos continentais (Lowe 1996, Peterson 1996). Podem anular ou interagir com nutrientes, competição ou herbivoria, para não apenas regular a produtividade ou o aumento da biomassa (Biggs 1995), mas também para afetar de modo marcado a estrutura e função das comunidades perifíticas (Lowe 1996, Peterson 1996) e direcionar a diversidade local (Connell 1978).

A capacidade de resistir aos distúrbios (resistência) e de reverter a comunidade a um estado anterior ao distúrbio (resiliência) define a estabilidade, ou seja, o grau de constância na abundância relativa dos organismos (Connell & Sousa 1983, Scarsbrook 2002) de uma comunidade. Resistência e resiliência são favorecidas pelas diferentes características das espécies. Considerando o perifíton, por exemplo, sua maior resistência está diretamente relacionada com a firme adesão ao substrato e o diminuto tamanho celular; e a maior resiliência, com a rápida reprodução e recolonização do substrato (Townsend *et al.* 1997). De fato, entre as características das espécies, as formas de crescimento têm valor indiscutível como adaptação ecológica aos gradientes ambientais (Passy 2007); e sua variabilidade (prostradas, adnatas, eretas, filamentosas, ramificadas, formadoras de cadeias, coloniais, pedunculadas e móveis) já foi relacionada à disponibilidade de recursos e aos distúrbios físicos em ambientes lóticos (Passy 2007, Biggs *et al.* 1998a) e lênticos (Peterson & Stevenson 1992).

As respostas do perifíton a qualquer distúrbio são, portanto, dependentes não apenas da magnitude e da duração do evento, mas também das propriedades taxonômicas, fisiológicas e fisionômicas da comunidade, uma vez que as adaptações para seqüestro de nutrientes e/ou resistência a distúrbios não são as mesmas entre as espécies (Passy 2007).

Numerosos estudos têm examinado a ação de distúrbios físicos sobre as comunidades algais bentônicas lóticas (Rodrigues 1998, Biggs *et al.* 1998b, Peterson 1996, Biggs & Thomsen 1995, Biggs 1995, Blenkinsopp & Lock 1994, Peterson *et al.* 1994, Ács & Kiss 1993, Peterson & Stevenson 1992, Steinman & McIntire 1990, Power & Stewart 1987, Krejci & Lowe 1987), com particular interesse na resistência e resiliência das algas frente aos aumentos de fluxos d'água ou de inundações, isto é, a episódios característicos desses ambientes. Em ambientes lênticos, a associação da variabilidade das comunidades sob influência de distúrbios é mais frequentemente estudada no fitoplâncton (Padisák 1993, Sommer *et al.* 1993; Lopes *et al.* 2009) e poucos são os estudos envolvendo o perifíton, com destaque para os de Carrick & Steinman (2001), Moschini-Carlos *et al.* (1998), Hoagland & Peterson (1990), Luttenton & Rada (1986) e Marcus (1980).

Especificamente sobre a comunidade perifítica de diatomáceas, ao contrário do grande número de trabalhos focando a utilização das espécies como bioindicadoras da qualidade ecológica da água, pouco se conhece sobre a sua dinâmica e estabilidade temporal. Considerando que os padrões de variabilidade nessas comunidades também podem ser, naturalmente, o resultado de pressões biológicas ou físicas, além de abióticas (Soininen & Eloranta 2004), os estudos são ainda mais restritos, especialmente em reservatórios e abordando a ação de distúrbios físicos (Peterson & Hoagland 1990). É nítido, contudo, que tanto gradientes espaciais quanto temporais de disponibilidade de recursos e pressão de distúrbios exercem forte influência sobre esta comunidade, gerando não apenas mudanças taxonômicas, mas também diferenças fisionômicas (Biggs *et al.* 1998a).

Diante do exposto, os principais objetivos deste trabalho foram: (1) avaliar a influência da escala temporal e/ou espacial sobre a variabilidade da comunidade de diatomáceas perifíticas no Lago do IAG e no Lago das Garças, (2) analisar e comparar os níveis de estabilidade e variabilidade dessas comunidades e (3) identificar o principal fator regulador da variabilidade nestes reservatórios. Além disso, pretendeu-se: (1) identificar as espécies descritoras da comunidade em cada unidade amostral e (2) comparar as diferentes estratégias adaptativas das espécies em resposta às condições ambientais.

Assim, a seguinte hipótese foi formulada:

1. A comunidade de diatomáceas perifíticas varia temporal e espacialmente nos reservatórios estudados, porém, a variabilidade temporal é menor no sistema hipertrófico do que no oligotrófico, devido à provável homogeneidade na distribuição e abundância das espécies em função das maiores concentrações de nutrientes no primeiro ambiente.

## **2. ÁREA DE ESTUDO**

---

A área de estudo é a mesma descrita na introdução geral deste trabalho.

## **3. MATERIAL MÉTODOS**

---

Os métodos referentes à amostragem dos dados climáticos e à amostragem e processamento laboratorial dos dados abióticos e biológicos encontra-se descrita no Capítulo 1 desta tese.

### 3.1. Variáveis biológicas: estrutura da comunidade perifítica de diatomáceas

As amostras destinadas às análises qualitativas e quantitativas da comunidade algal perifítica foram obtidas através de raspagem de uma área conhecida, utilizando um volume conhecido de água destilada e fixadas em formalina 4 % e lugol acético a 0,5 %, respectivamente.

A identificação taxonômica das diatomáceas e dos demais grupos de algas foi providenciada utilizando microscópio óptico Zeiss, modelo Standard 20 e baseada nas publicações de floras dos grupos já levantados para a área e em bibliografia clássica e moderna para os demais.

A densidade algal perifítica foi estimada segundo Utermöhl (1958), com auxílio de um microscópio invertido Zeiss, em aumento de 400 vezes. O limite de contagem foi estabelecido de acordo com a curva de rarefação de espécies e até atingir 100 indivíduos da espécie mais comum (Bicudo 1990). A densidade foi calculada conforme a equação abaixo, descrita em Schwarzbald (1992) e expressa em ind cm<sup>2</sup>:

$$N = [(n \cdot V) / v] \cdot (1 / S)$$

onde:

$N$  = número de células por cm<sup>2</sup>.

$n$  = número total de células contadas.

$V$  = volume da amostra.

$v$  = volume dos campos contados.

$S$  = superfície do substrato.

Foram consideradas espécies descritoras da comunidade aquelas cujas densidades representaram 5 % ou mais da densidade total de espécies em pelo menos uma das unidades amostrais.

Os seguintes índices biológicos foram calculados:

- **Riqueza específica (R)**: definida como o número total de táxons encontrados em uma amostra.
- **Índice de diversidade de Shannon-Wiener** (bits ind<sup>-1</sup>) de acordo com a equação a seguir descrita em Shannon & Weaver (1963):

$$H' = -\sum_{i=1}^n p_i \cdot \log_2 p_i$$

- **Dominância (D)** de acordo com a equação a seguir descrita em Simpson (1949):

$$D = \frac{1}{\sum_{i=1}^n (p_i)^2},$$

sendo  $p_i$  a contribuição da espécie  $i$  para a densidade total da comunidade na amostra.

- **Equitabilidade** ( $J$ ) de acordo com a seguinte equação descrita em Pielou (1975):

$$E = \frac{H'_{obs}}{H_{máx}} = \frac{H}{\log_2 S}, \text{ sendo}$$

onde:

$H'_{obs}$  = diversidade observada.

$H_{máx}$  = diversidade máxima.

S = número de espécies.

### 3.2. Tratamento estatístico dos dados

A estatística descritiva dos dados foi realizada usando médias aritméticas como medida de tendência central e erro padrão e coeficiente de variação como medida de dispersão.

Análise integrada das variáveis bióticas e abióticas foi feita através da ACC, Análise de Correspondência Canônica (Ter-Braak 1986, 1994), com os dados abióticos transformados pela amplitude de variação (“ranging”) e os bióticos por raiz quadrada de  $x + 0,5$ . As variáveis abióticas utilizadas na CCA foram selecionadas a partir da Análise de Componentes Principais (apresentada no capítulo 1), tendo sido eliminadas as variáveis colineares ou com baixa correlação.

A Análise de Correspondência Destendenciada (DCA, Hill & Gauch 1980) e comparação dos coeficientes de variação dos escores da DCA foram aplicados com a finalidade de verificar os padrões gerais de ordenação espacial e da variabilidade temporal da comunidade de diatomáceas nos dois reservatórios e nas regiões estudadas em cada um.

O Teste de Mantel (Sokal & Rohlf 1995) foi utilizado para verificar as correspondências entre as distâncias biológicas (utilizando o índice de Bray-Curtis, para os dados de densidades de diatomáceas) e as distâncias temporais e comparar quantitativamente a taxa e o padrão de variabilidade temporal da comunidade de diatomáceas nos dois ambientes. A significância estatística das correlações foi testada usando um método de Monte Carlo, baseado em 1000 permutações.

Em todas as análises, as transformações foram realizadas com o intuito de normalizar as diferenças nas escalas dos valores das variáveis. Para calcular a matriz de Bray-Curtis foram usados os táxons que ocorreram em, no mínimo, 10% das amostras evitando, assim, distorções causadas pelas espécies raras (Collins *et al.* 2000).

Os programas estatísticos utilizados foram os seguintes: WINMAT para transformação dos dados, PC-ORD (versão 5.1 para Windows) (McCune & Mefford 1999) para as análises multivariadas de ordenação e NTSYS 2.1 para o cálculo das matrizes de distância e Teste de Mantel.

## 4. RESULTADOS

### 4.1. Variáveis climáticas e abióticas

Os resultados referentes às variáveis climáticas e físicas e químicas da água, bem como as biológicas (biomassa orgânica do perifíton) foram descritos detalhadamente no Capítulo 1.

### 4.2. Estrutura específica da comunidade perifítica de diatomáceas

#### 4.2.1. Composição da comunidade

Considerando a composição total da comunidade perifítica de diatomáceas nos dois reservatórios estudados, a maior riqueza de táxons foi observada no sistema oligotrófico (Lago do IAG) (53 táxons em ambas as regiões estudadas) quando comparada com aquela do hipertrófico (Lago das Garças), cuja contribuição do grupo foi de 39, 37 e 30 táxons, respectivamente, na região pelágica e nas entradas 6 e 7 (tab. 1, fig. 1).

Tabela 1. Número de táxons de diatomáceas nas unidades amostrais do Lago do IAG e do Lago das Garças.

Região do reservatório	Lago do IAG	Lago das Garças
Pelágica	53	39
Litorânea	53	---
Entrada 6	---	37
Entrada 7	---	30

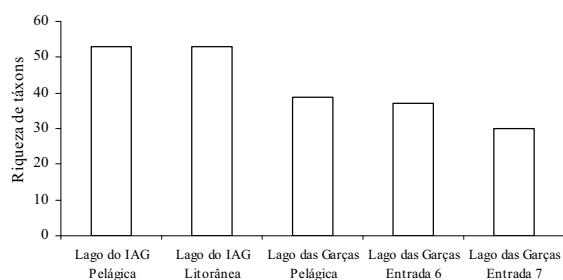


Figura 1. Número de táxons de diatomáceas perifíticas nas regiões pelágica e litorânea do Lago do IAG e região pelágica e entradas do Lago das Garças.

#### 4.2.2. Densidade total de diatomáceas

Em termos médios, a densidade total de diatomáceas foi maior no sistema hipertrófico do que no oligotrófico, tanto na região pelágica (4 vezes) quanto nas duas entradas (2-4 vezes) (tab. 2).

Comparando as regiões estudadas do reservatório oligotrófico, na região pelágica, a densidade total de diatomáceas apresentou maior variabilidade (CV = 57 %), com o valor mínimo registrado em janeiro de 2007 (5.308 ind cm<sup>-2</sup>) e o máximo em julho de 2007 (70.348 ind cm<sup>-2</sup>). Na região litorânea, os valores mínimo e máximo foram, respectivamente, 9.606 ind cm<sup>-2</sup> (setembro de 2006) e 49.591 ind cm<sup>-2</sup> (julho de 2007), com média de 26.800 ind cm<sup>-2</sup> e CV = 45 % (tab. 2). Os maiores valores foram observados na maioria dos meses do período seco (abril-julho de 2007), nas duas regiões avaliadas (fig. 2).

No sistema hipertrófico, valores médios mais altos de densidade total de diatomáceas foram observados nas entradas, especialmente na 6 quando comparada com a região pelágica (52.344 ind.cm<sup>-2</sup>, 55.190 ind cm<sup>-2</sup> e 98.513 ind cm<sup>-2</sup>, respectivamente na pelágica e nas entradas 6 e 7).

Quanto à variação temporal, maiores valores foram observados em maio/2007 (122.224 ind cm<sup>-2</sup>), dezembro/2006 (220.964 ind cm<sup>-2</sup>) e abril/2007 (240.149 ind cm<sup>-2</sup>) e menores em novembro/2006 (3.666 ind cm<sup>-2</sup>; 3.297 ind cm<sup>-2</sup>) e setembro/2006 (3.143 ind cm<sup>-2</sup>), respectivamente na região pelágica, entrada 6 e entrada 7. Em todas as regiões, os maiores valores foram registrados durante a maioria dos meses do período seco (março e abril de 2007) (fig. 3).

A variabilidade temporal foi, porém, maior na entrada 7 (CV = 66 %, 85 % e 135 %, respectivamente, nas regiões pelágica, entrada 6 e entrada 7) (tab. 2). Ainda, a variabilidade temporal (revelada pelos maiores coeficientes de variação) foi maior neste reservatório em relação ao oligotrófico, em todas as regiões analisadas (tab. 2).

Tabela 2. Amplitude, média, desvio padrão (ind cm<sup>-2</sup>) e coeficiente de variação (CV%) da densidade total de diatomáceas nas regiões pelágica e litorânea do Lago do IAG e pelágica e entradas do Lago das Garças entre setembro de 2006 e agosto de 2007.

	Lago do IAG		Lago das Garças		
	Pelágica	Litorânea	Pelágica	Entrada 6	Entrada 7
Densidade total de diatomáceas					
Mín-Máx	5.308 - 70.348	9.606 - 49.591	3.666 - 122.224	3.297 - 220.964	3.143 - 240.149
Média ± DP	28.081 ± 15.971	26.800 ± 12.075	52.344 ± 34.804	98.513 ± 83.283	55.190 ± 74.413
CV (%)	57	45	66	85	135

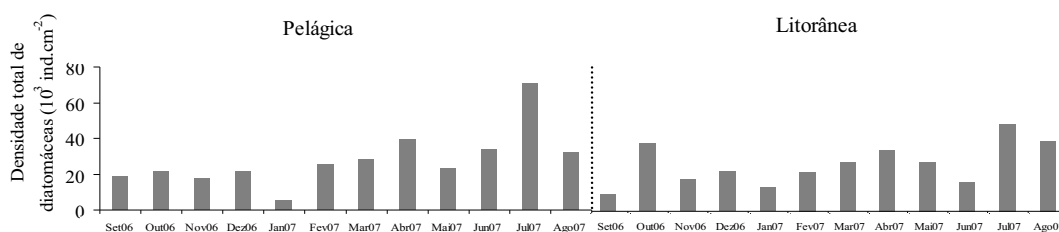


Figura 2. Densidade total de diatomáceas ( $\text{ind cm}^{-2}$ ) nas regiões pelágica e litorânea do Lago do IAG entre setembro de 2006 e agosto de 2007.

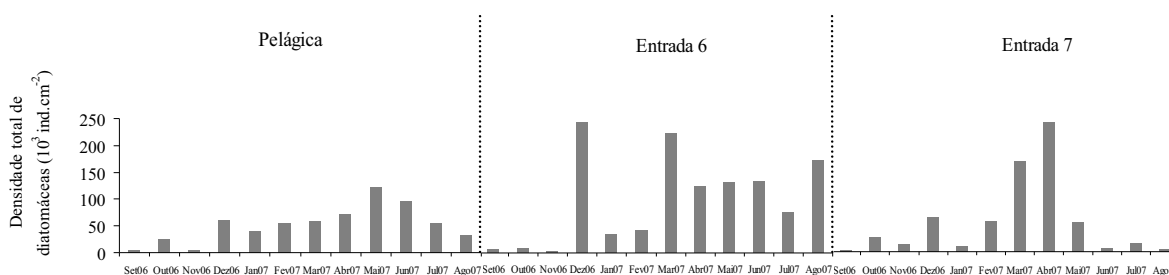


Figura 3. Densidade total de diatomáceas ( $\text{ind cm}^{-2}$ ) na região pelágica e nas entradas do Lago das Garças entre setembro de 2006 e agosto de 2007.

#### 4.2.3. Descritoras da comunidade perifítica de diatomáceas e variação temporal

A contribuição total das espécies descritoras da comunidade perifítica de diatomáceas no sistema oligotrófico foi levemente maior na região pelágica (79%) do que na litorânea (72%) (tab. 3). No reservatório hipertrófico, a contribuição das espécies descritoras foi menor na região pelágica (73%), tanto em relação à mesma região do reservatório oligotrófico quanto em comparação com as entradas, especialmente a 7 (76% na entrada 6 e 84% na entrada 7) (tab.3).

Tabela 3. Porcentagem de contribuição das espécies descritoras da comunidade de diatomáceas na região pelágica e litorânea do Lago do IAG entre setembro de 2006 e agosto de 2007.

Espécies	Pelágica	Litorânea
<i>Eunotia bilunaris</i> (morfotipo 2)	28 %	31 %
<i>Eunotia bilunaris</i> (morfotipo 1)	16 %	14 %
<i>Achnanthyidium microcephalum</i>	13 %	11 %
<i>Brachysira brebissonii</i>	11 %	11 %
<i>Eunotia rhomboidea</i>	11 %	5 %
Contribuição total	79 %	72 %

No reservatório oligotrófico, a contribuição para a densidade média relativa das cinco espécies descritoras da comunidade de diatomáceas comuns às duas regiões avaliadas foi, praticamente, a mesma (fig. 4a). Assim, *Eunotia bilunaris* (morfotipo 2) foi a principal espécie descritora e contribuiu com 28 % e 31 %, respectivamente, nas regiões pelágica e litorânea. Foi imediatamente seguida por *Eunotia bilunaris* (morfotipo 1: 16 %), *Achnanthyidium microcephalum* (13 %), *Brachysira brebissonii* e *Eunotia rhomboidea* (cada uma 11 %) na região pelágica; e por *Eunotia bilunaris* (morfotipo 1: 14 %), *Achnanthyidium microcephalum*, *Brachysira brebissonii* (cada uma 11 %) e *Eunotia rhomboidea* (5 %) na região litorânea (tab. 4).

A distribuição temporal das espécies descritoras de diatomáceas no reservatório hipertrófico também foi similar entre as regiões estudadas. *Eunotia bilunaris* (morfotipo 2) foi a única espécie com aumento nítido e exclusivo durante os meses do período seco (setembro e outubro de 2006 e abril-agosto de 2007, com pico em julho de 2007) nas duas regiões estudadas. Os maiores valores de densidade das demais espécies também ocorreram durante o período seco, porém, nem sempre abrangeram o referido período completamente. Além disso, ocorreram em alguns meses do período chuvoso em alguns casos. Assim, maiores densidades de *Achnanthyidium microcephalum* e *Eunotia bilunaris* (morfotipo 1) foram verificadas no início do período chuvoso, porém, com tendência a declínio para os meses subsequentes desta época. A distribuição de *Brachysira brebissonii* foi mais bem definida na região pelágica. As densidades desta espécie começaram a elevar no final do período chuvoso e continuaram na maioria dos meses secos. Na região litorânea, os valores mais altos também ocorreram no final da época de chuva, porém, declinaram nos meses subsequentes e voltaram a aumentar apenas em julho e agosto de 2007. As densidades de *Eunotia rhomboidea* também começaram a subir no final do período de chuva e continuaram na maioria dos meses do período seco, com picos em abril e junho de 2007 na região pelágica e em abril do mesmo ano na região litorânea (fig. 4b).

Tabela 4. Porcentagem de contribuição das espécies descritoras da comunidade de diatomáceas na região pelágica e nas entradas do Lago das Garças entre setembro de 2006 e agosto de 2007.

Espécies	Pelágica	Entrada 6	Entrada 7
<i>Achnanthyidium catenatum</i>	27 %	22 %	42 %
<i>Achnanthyidium minutissimum</i>	10 %	19 %	11 %
<i>Gomphonema augur</i> var. <i>turris</i>	---	---	12 %
<i>Gomphonema gracile</i>	9 %	12 %	7 %
<i>Gomphonema parvulum</i>	8 %	7 %	---
<i>Gomphonema laticollum</i>	7 %	6 %	5 %
<i>Ulnaria acus</i>	6 %	5 %	---
<i>Nitzschia gracilis</i>	5 %	5 %	8 %
Contribuição total	73 %	76 %	84 %



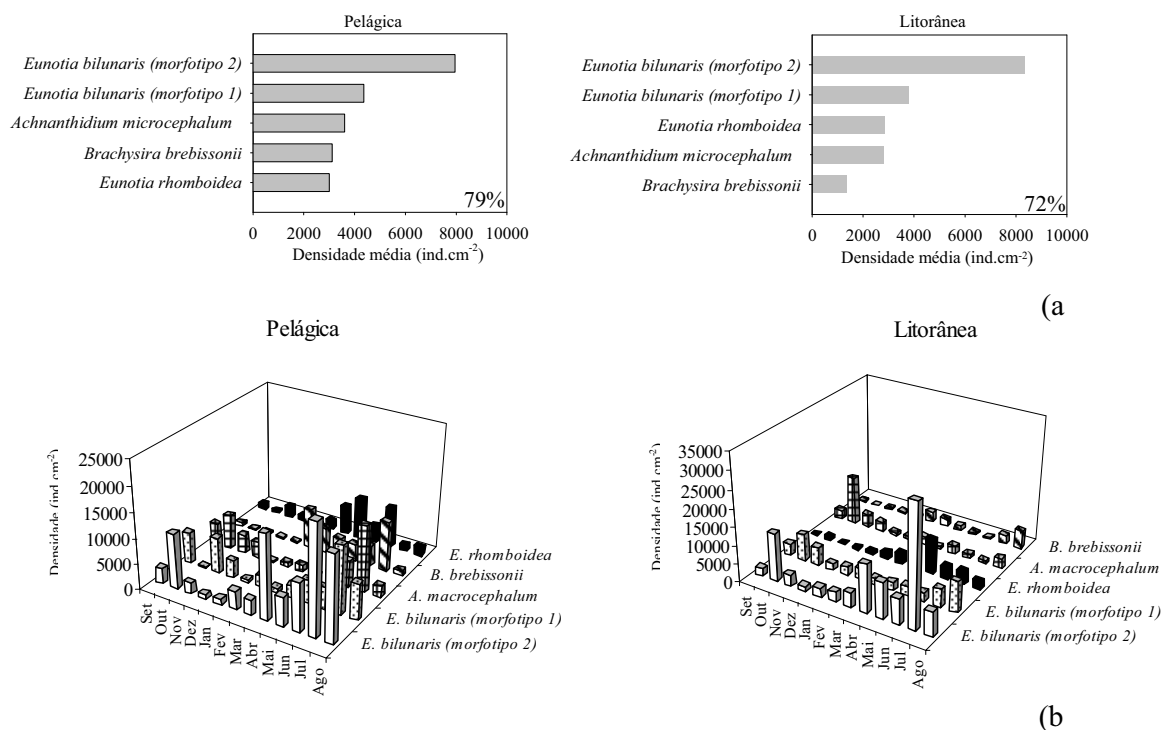


Figura 4. Densidade média (a) e variabilidade temporal da densidade total (b) das espécies descritoras (> 5 % de contribuição) da comunidade de diatomáceas na região pelágica e litorânea no Lago do IAG entre setembro de 2006 e agosto de 2007. A porcentagem em “a” corresponde à contribuição total das espécies para a densidade média.

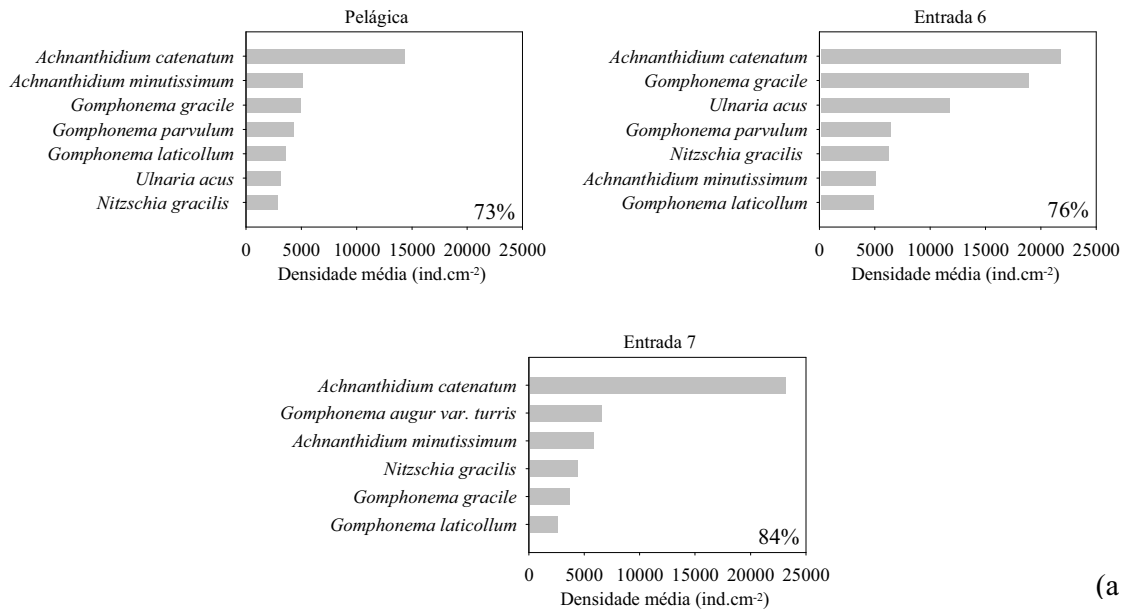
No reservatório hipertrófico, oito espécies foram consideradas descritoras da comunidade de diatomáceas, sendo cinco delas comuns às três regiões (*Achnantheidium catenatum*, *Achnantheidium minutissimum*, *Gomphonema gracile*, *Gomphonema laticollum* e *Nitzschia gracilis*) (tab. 3). Apesar do elevado número de espécies comuns entre as três regiões, a contribuição das espécies descritoras para a densidade média relativa foi mais similar entre a região pelágica e a entrada 6, tanto com relação às espécies descritoras comuns quanto às suas porcentagens de contribuição.

*Achnantheidium catenatum* foi a espécie que mais contribuiu para a densidade média relativa nas três regiões do lago das Garças (respectivamente, 27%, 22% e 42%) e, em especial, na entrada 7. Na região pelágica e na entrada 6, essa espécie foi seguida, em ordem decrescente de importância, por *Achnantheidium minutissimum* (respectivamente, 10% e 19%), *Gomphonema gracile* (respectivamente, 9% e 12%), *Gomphonema parvulum* (respectivamente, 8% e 7%), *Gomphonema laticollum* (respectivamente, 7% e 6%), *Ulnaria ulna* (respectivamente, 6% e 5%) e *Nitzschia gracilis* (5% em cada região). Na entrada 7, *Achnantheidium catenatum* foi seguido por

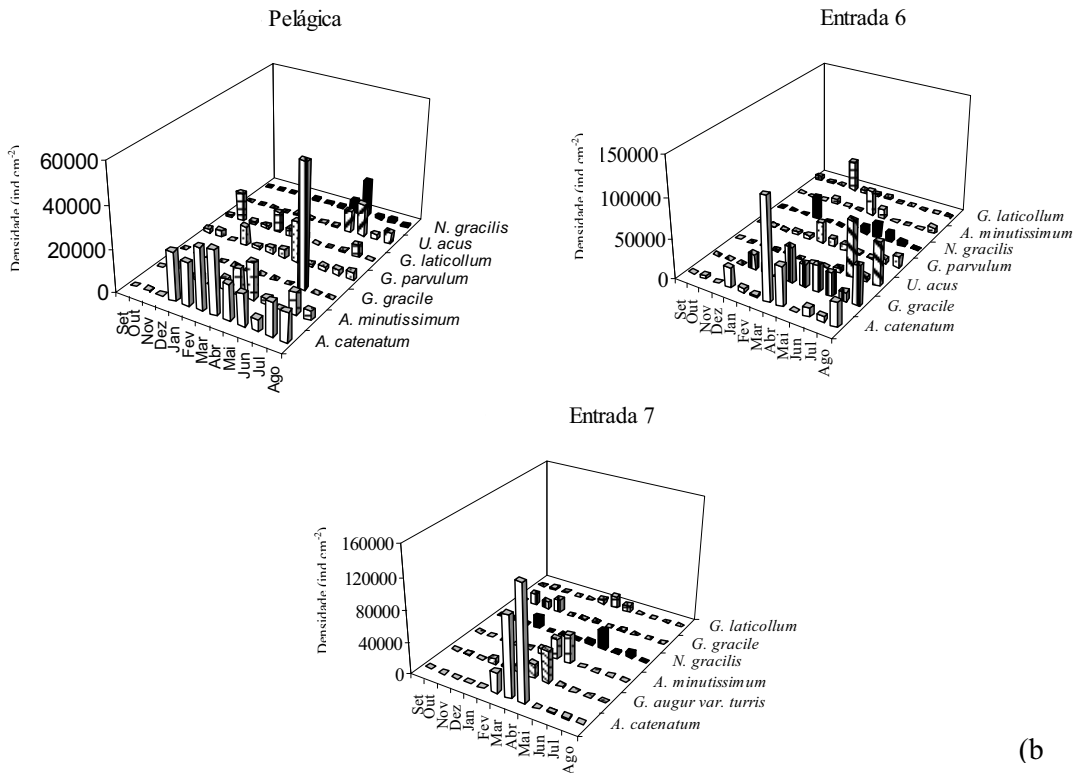
*Gomphonema augur* var. *turris* (12%), *Achnanthydium minutissimum* (11%), *Nitzschia gracilis* (8%), *Gomphonema gracile* (7%) e *Gomphonema laticollum* (5%).

A distribuição temporal da densidade total dessas espécies foi extremamente variável entre as regiões estudadas (fig. 5), bem como apresentou maior variabilidade do que as correspondentes regiões do reservatório oligotrófico.

*Achnanthydium catenatum* manteve densidades elevadas durante, praticamente, todo o período estudado na região pelágica, com picos em fevereiro e março de 2007. Nas entradas 6 e 7, entretanto, seus maiores valores foram registrados, respectivamente, em março e abril de 2007 e em fevereiro-abril de 2007. Em relação à *Achnanthydium minutissimum*, com exceção da região pelágica, em que aumentos de densidade foram observados apenas em março, abril e julho de 2007, nas entradas 6 e 7 a distribuição foi semelhante à de *A. catenatum*. Assim como aconteceu com as espécies antes citadas, a densidade de *Gomphonema laticollum* aumentou, principalmente, durante a maioria dos meses do período chuvoso (dezembro de 2006, janeiro-março de 2007) nas três regiões estudadas; entretanto, também aumentou em outubro de 2006 e julho de 2007 na região pelágica, em setembro de 2006 na entrada 6 e em abril de 2007 na entrada 7. Aumentos de densidade durante a maioria dos meses de chuva e no início da seca foram também registrados para *Gomphonema augur* var. *turris*, espécie exclusiva da entrada 7. *Gomphonema parvulum*, uma espécie comum apenas na região pelágica e na entrada 6, teve picos isolados de densidade em dezembro de 2006 e abril de 2007 na região pelágica e em fevereiro, março, abril, junho e julho de 2007 na entrada 6. Estas espécies foram substituídas, no decorrer do intervalo temporal, por *Nitzschia gracilis* e *Ulnaria acus*, cujas densidades foram, nitida e principalmente, mais elevadas durante a maioria dos meses do período seco. *Nitzschia gracilis* também apresentou picos, contudo isolados, em dezembro de 2006 nas três regiões.



(a)



(b)

Figura 5. Densidade média (a) e variabilidade temporal da densidade total (b) das espécies descritoras (> 5 % de contribuição) da comunidade de diatomáceas na região pelágica e entradas no Lago das Garças entre setembro de 2006 e agosto de 2007. A porcentagem em “a” corresponde à contribuição total das espécies para a densidade média.

#### 4.2.4. Índices biológicos

A riqueza de táxons de diatomáceas variou entre 11 (novembro de 2006) e 22 (março de 2007), com média de 17 táxons ( $CV = 20,5\%$ ) na região pelágica e entre 13 (julho de 2007) e 24 (dezembro de 2006), com média de 19 ( $CV = 17,3\%$ ) na região litorânea do sistema oligotrófico. No reservatório hipertrófico, a riqueza variou entre 5 (setembro de 2006) e 16 (janeiro de 2007), 6 (setembro de 2006) e 21 (dezembro de 2006) e 5 (julho de 2007) e 13 (outubro de 2006), com médias de 12 ( $CV = 26,3\%$ ), 13 ( $33,3\%$ ) e 9 ( $27,9\%$ ) táxons, respectivamente, na região pelágica, entrada 6 e entrada 7. As menores médias de riqueza foram, conseqüentemente, calculadas para o sistema hipertrófico. Os coeficientes de variação foram, em contraposição, maiores neste reservatório do que no oligotrófico (tab. 5).

Quanto à variação temporal, no reservatório oligotrófico os maiores valores de riqueza foram observados no período chuvoso e os menores no seco, nas duas regiões avaliadas (fig. 6). No hipertrófico, os maiores valores também foram observados na maioria dos meses chuvosos, porém, houve nítida redução na transição deste período para o seco (março-abril de 2007), principalmente na região pelágica e na entrada 6. Na entrada 7, os picos de riqueza foram observados em outubro de 2006 e fevereiro de 2007, com redução gradativa do valores para o final do período seco (fig. 7).

Tabela 5. Amplitude, média e desvio padrão (entre parênteses) e coeficiente de variação da riqueza, diversidade ( $H'$ ) ( $\text{bit.cm}^{-2}$ ), equitabilidade e dominância da comunidade perifítica de diatomáceas nas regiões pelágica e litorânea do Lago do IAG e pelágica e entradas do Lago das Garças entre setembro de 2006 e agosto de 2007.

	Riqueza	Diversidade	Equitabilidade	Dominância
Lago do IAG	11-22	2,0-3,6	0,5-0,9	0,1-0,4
	Pelágica (17 ± 3,4)	(2,9 ± 0,5)	(0,7 ± 0,1)	(0,2 ± 0,1)
	20,5%	17,9%	13,5%	40,6%
	13-24	1,8-3,8	0,5-0,8	0,1-0,5
Lago do IAG	Litorânea (19 ± 3,2)	(3,0 ± 0,6)	(0,7 ± 0,1)	(0,2 ± 0,1)
	17,3%	21,7%	16,7%	54,9%
Lago das Garças	5-16	1,9-3,0	0,5-0,8	0,2-0,4
	Pelágica (12 ± 3,2)	(2,4 ± 0,4)	(0,7 ± 0,1)	(0,3 ± 0,1)
	26,3%	14,6%	17,0%	26,9%
	6-21	1,4-3,7	0,5-0,9	0,1-0,6
	Entrada 6 (13 ± 4,4)	(2,5 ± 0,7)	(0,7 ± 0,1)	(0,3 ± 0,1)
	33,3%	26,8%	18,4%	47,4%
Lago das Garças	Entrada 7 (9 ± 2,4)	(2,3 ± 0,3)	(0,7 ± 0,2)	(0,3 ± 0,1)
	27,9%	15,4%	20,6%	32,8%

Os valores de diversidade e equitabilidade seguiram mesma tendência de variação do reservatório oligotrófico, com os maiores valores durante o período chuvoso e os menores durante o período seco (fig. 6).

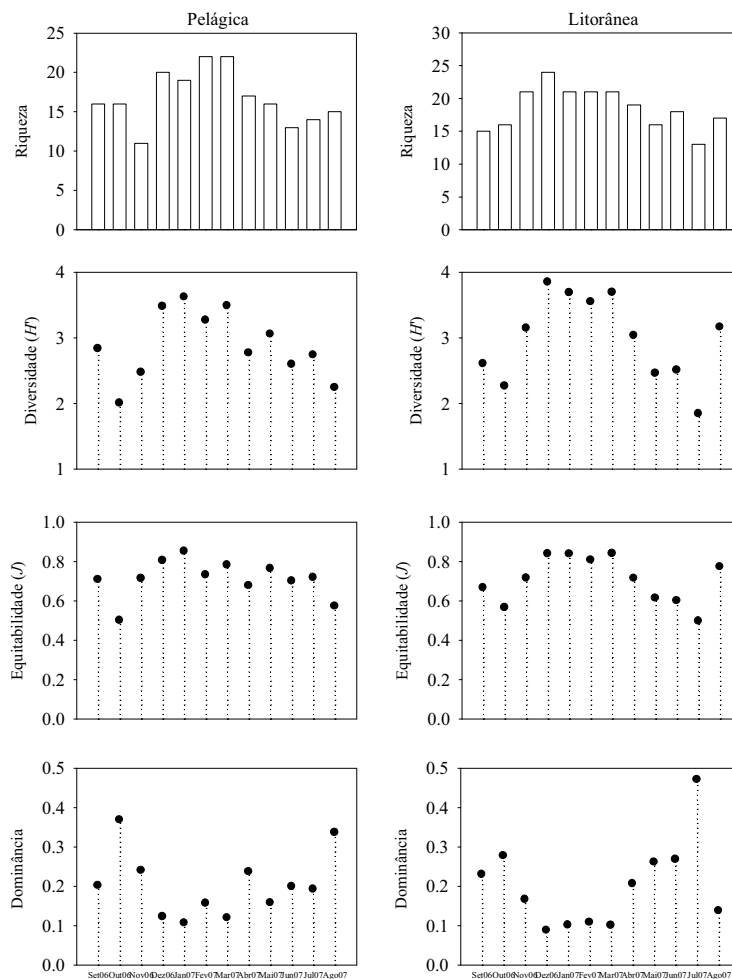


Figura 6. Variação temporal da riqueza de espécies, diversidade ( $H'$ ) ( $\text{bit.ind cm}^{-2}$ ), equitabilidade ( $J'$ ) e dominância da comunidade perifítica de diatomáceas nas regiões pelágica e litorânea do Lago do IAG entre setembro de 2006 e agosto de 2007.

A diversidade variou de 2,0 (outubro de 2006) a 3,6 (janeiro de 2007), com média de 2,9 ( $CV = 27,9\%$ ) na região pelágica; e entre 1,8 (julho de 2007) e 3,8 (dezembro de 2006), com média de 3,0 ( $CV = 21,7\%$ ). Os valores de equitabilidade variaram de 0,5 (outubro de 2006) a 0,9 (janeiro de 2007), com média de 0,7 ( $CV = 13,5\%$ ) e entre 0,5 (julho de 2007) e 0,8 (março de 2007), com média de 0,7 ( $CV = 16,7\%$ ), respectivamente, na região pelágica e região na litorânea. A dominância seguiu tendência oposta ao da diversidade e equitabilidade, com os menores valores durante o período chuvoso e os maiores durante o seco (fig. 6). Variou entre 0,1 em janeiro de 2007

e 0,4 em outubro de 2006 (média de 0,7 e CV = 13,5 %) e entre 0,1 em dezembro de 2006 e 0,5 em julho de 2007 (média 0,7 e CV = 16,7 %), respectivamente, nas regiões pelágica e litorânea.

No reservatório hipertrófico, diversidade e equitabilidade seguiram as mesmas tendências de variação (fig. 7). Na região pelágica e na entrada 6, a diversidade variou de 1,9 (setembro de 2006) a 3,0 (dezembro de 2006), com média de 2,4 e CV = 14,6 % na primeira e de 1,4 (setembro de 2006) a 3,7 (dezembro de 2006), com média de 2,5 e CV = 26,8 %, na última. A equitabilidade variou, por sua vez, entre 0,5 (outubro de 2006) e 0,8 (julho de 2007), com média de 0,7 (CV = 17,0 %) na região pelágica e entre 0,5 (fevereiro de 2007) e 0,9 (julho de 2007), com média de 0,7 (CV = 18,4 %) na entrada 6. Em geral, picos de diversidade e equitabilidade foram observados no início do período chuvoso e em julho de 2007, com decréscimo nos meses finais da época de chuva e no início da seca. Na entrada 7, os valores destes índices variaram, respectivamente, entre 1,8 (abril de 2007) e 2,7 (setembro de 2006), com média de 2,3 (CV = 15,4 %) e entre 0,5 (fevereiro de 2007) e 1,0 (junho de 2007), com média de 0,7 (CV = 20,6 %). Redução drástica dos valores destes índices foi observada na transição entre os períodos chuvoso e seco (março-maio de 2007) nesta entrada.

A dominância seguiu um padrão antagônico ao da diversidade e da equitabilidade. Variou entre 0,2 em julho de 2007 e 0,4 em junho de 2007 (média de 0,3, CV = 26,9 %) na região pelágica, entre 0,1 em dezembro de 2006 e 0,6 em setembro de 2006 (média de 0,3, CV = 47,4 %) na entrada 6 e entre 0,2 em junho de 2007 e 0,4 em abril de 2007 (média de 0,3, CV = 32,8 %) na entrada 7 (fig. 7).

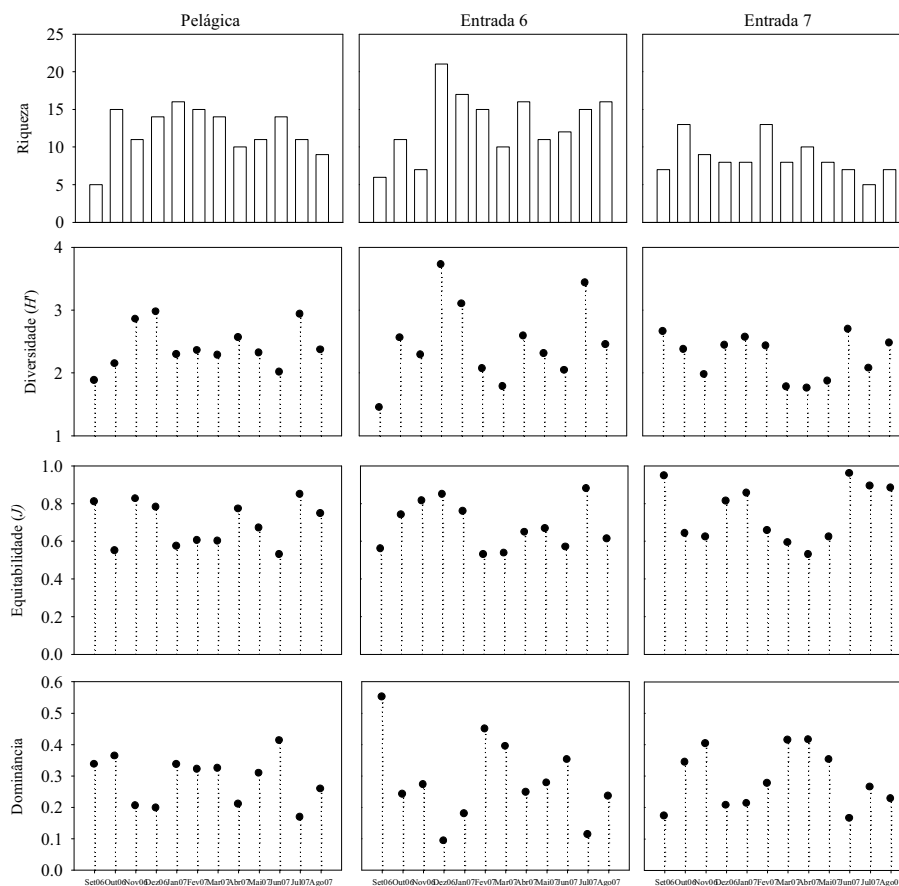


Figura 7. Variação temporal da riqueza de espécies, diversidade ( $H'$ ) ( $\text{bit.ind cm}^{-2}$ ), equitabilidade ( $J'$ ) e dominância da comunidade periférica de diatomáceas nas região pelágica e nas duas entradas do Lago das Garças entre setembro de 2006 e agosto de 2007.

#### 4.2.5. Análise integrada dos fatores abióticos e bióticos: principais espécies de diatomáceas e classes algais abundantes

A tabela 6 resume os resultados da análise de correspondência canônica (fig. 8) realizada com os dados de oito variáveis abióticas em função das principais espécies de diatomáceas e das classes algais abundantes (16 variáveis) do reservatório oligotrófico, durante o período estudado. Os autovalores foram, respectivamente, 0,084 e 0,032, e juntos resumiram 49 % da explicabilidade total dos dados. As correlações espécie-ambiente foram de 0,885 para o eixo 1 e 0,911 para o eixo 2 e indicaram forte relação entre as variáveis abióticas e bióticas. Ambos os valores foram estatisticamente significativos ( $p = 0,001$ ), conforme o Teste de Monte Carlo, mostrando que as relações entre as variáveis apresentaram baixa probabilidade de terem ocorrido ao acaso.

Tabela 6. Síntese da CCA entre variáveis abióticas e biológicas do Lago do IAG e correlações dos dois primeiros componentes principais com as espécies.

		Eixo 1	Eixo 2
Autovalores ( $\lambda$ )		0,084	0,032
Variância explicada (%)		35,3	13,6
Explicabilidade acumulada (%)		35,3	49,0
Correlação de Pearson (espécie-ambiente)		0,885	0,911
Teste de Monte-Carlo ( $p$ ) - autovalores		0,001	0,001
Teste de Monte Carlo ( $p$ ) - correlações espécie-ambiente		0,001	0,002
Código	Táxon		
<b>Ebil2</b>	<b><i>Eunotia bilunaris</i> (morfotipo 2)</b>	<b>0,354</b>	<b>0,426</b>
<b>Ebil1</b>	<b><i>Eunotia bilunaris</i> (morfotipo 1)</b>	<b>0,577</b>	0,007
<b>Amicr</b>	<b><i>Achnanthydium microcephalum</i></b>	<b>0,560</b>	0,027
Bbreb	<i>Brachysira brebissonii</i>	-0,102	0,173
Erho	<i>Eunotia rhomboidea</i>	-0,321	0,228
Emin	<i>Eunotia minor</i>	0,324	-0,087
<b>Fcras</b>	<b><i>Frustulia crassinervia</i></b>	<b>-0,710</b>	0,188
<b>Nsp1</b>	<b><i>Nitzschia</i> sp. 1</b>	-0,014	<b>-0,710</b>
Aniv	<i>Aulacoseira</i> sp.	-0,337	0,209
<b>Ncry</b>	<b><i>Navicula cryptotenella</i></b>	<b>-0,719</b>	0,298
<b>Ksub</b>	<b><i>Kobayasiella subtilissima</i></b>	<b>-0,544</b>	<b>-0,563</b>
<b>Chloro</b>	<b>Chlorophyceae</b>	<b>0,541</b>	0,121
<b>Chryso</b>	<b>Chrysophyceae</b>	<b>0,520</b>	-0,215
<b>Ciano</b>	<b>Cyanobacteria</b>	0,041	<b>-0,461</b>
<b>Xanto</b>	<b>Xanthophyceae</b>	<b>-0,563</b>	-0,254
<b>Zyg</b>	<b>Zygnemaphyceae</b>	<b>-0,785</b>	0,121

Considerando os coeficientes canônicos e as correlações “*intra-set*”, temperatura (-1,100 e -0,810, respectivamente) foi a variável mais importante na ordenação do eixo 1, seguida, de acordo com os coeficientes canônicos, por ortossilicato (0,386), fósforo solúvel reativo (-0,353), nitrogênio inorgânico dissolvido (0,244) e fósforo total (0,241); e, conforme as correlações “*intra-set*”, por fósforo total (0,656) e condutividade (0,174). Com relação ao eixo 2 e considerando os mesmos valores, a principal variável a contribuir para a ordenação deste eixo foi nitrogênio total (-1,083, de acordo com os coeficientes canônicos e -0,843, segundo as correlações “*intra-set*”), seguido pelas formas solúveis e totais de fósforo e por nitrogênio inorgânico dissolvido (respectivamente, -0,597, -0,363 e -0,324, de acordo com os coeficientes canônicos) e por ortossilicato e condutividade (-0,469 e 0,202, segundo as correlações “*intra-set*”) (tab. 7).



Tabela 7. Correlações com eixos, coeficientes canônicos e correlações “intra-set” da CCA entre variáveis abióticas e biológicas do Lago do IAG.

	Correlações com os eixos		Coeficientes canônicos		Correlações “intra-set”	
	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 1	Eixo 2
NT	-0,138	-0,768	0,191	-1,083	-0,155	-0,843
PT	0,581	-0,059	0,241	-0,363	0,656	-0,065
PSR	-0,074	0,092	-0,353	-0,597	-0,084	0,101
NID	-0,009	0,039	0,244	0,324	-0,011	0,043
Cond	0,154	0,184	-0,306	0,177	0,174	0,202
Temp	-0,717	-0,068	-1,100	0,041	-0,810	-0,075
Si	0,116	0,427	0,386	0,199	0,131	0,469

Nesta ordenação (fig. 8), o eixo 1 representou um gradiente temporal de variação que ordenou, do seu lado positivo, a maioria dos meses do período seco principalmente relacionadas com os maiores valores de fósforo total e menores temperaturas. As espécies de diatomáceas e a classe algal mais correlacionadas e agrupadas deste lado do eixo foram: *Eunotia bilunaris* morfotipo 1 (0,577), *Achnanthydium microcephalum* (0,560) e Chlorophyceae (0,541). Do lado negativo do eixo 1, foram separados a maioria dos meses do período chuvoso e do início do seco, relacionados com os maiores valores de temperatura e menores de fósforo total. *Frustulia crassinervia* (-0,710), *Navicula cryptotenella* (-0,719), *Kobayasiella subtilissima* (-0,544), Zygnemaphyceae (-0,785) e Xanthophyceae (-0,563) foram as espécies e classes algais mais bem correlacionadas com este lado do eixo.

No eixo 2, as unidades amostrais associadas aos maiores valores de nitrogênio total foram setembro e principalmente dezembro de 2006 (pelágica e litorânea, respectivamente) e maio de 2007 (litorânea) e as espécies e a classe de algas mais bem correlacionadas foram *Nitzschia* sp. 1 (-0,710), *Kobayasiella subtilissima* (-0,563) e Cyanobacteria (-0,461). As demais unidades amostrais foram isoladas do lado positivo deste eixo e *Eunotia bilunaris* (morfotipo 2: 0,426) foi a espécie melhor correlacionada com este lado do eixo.

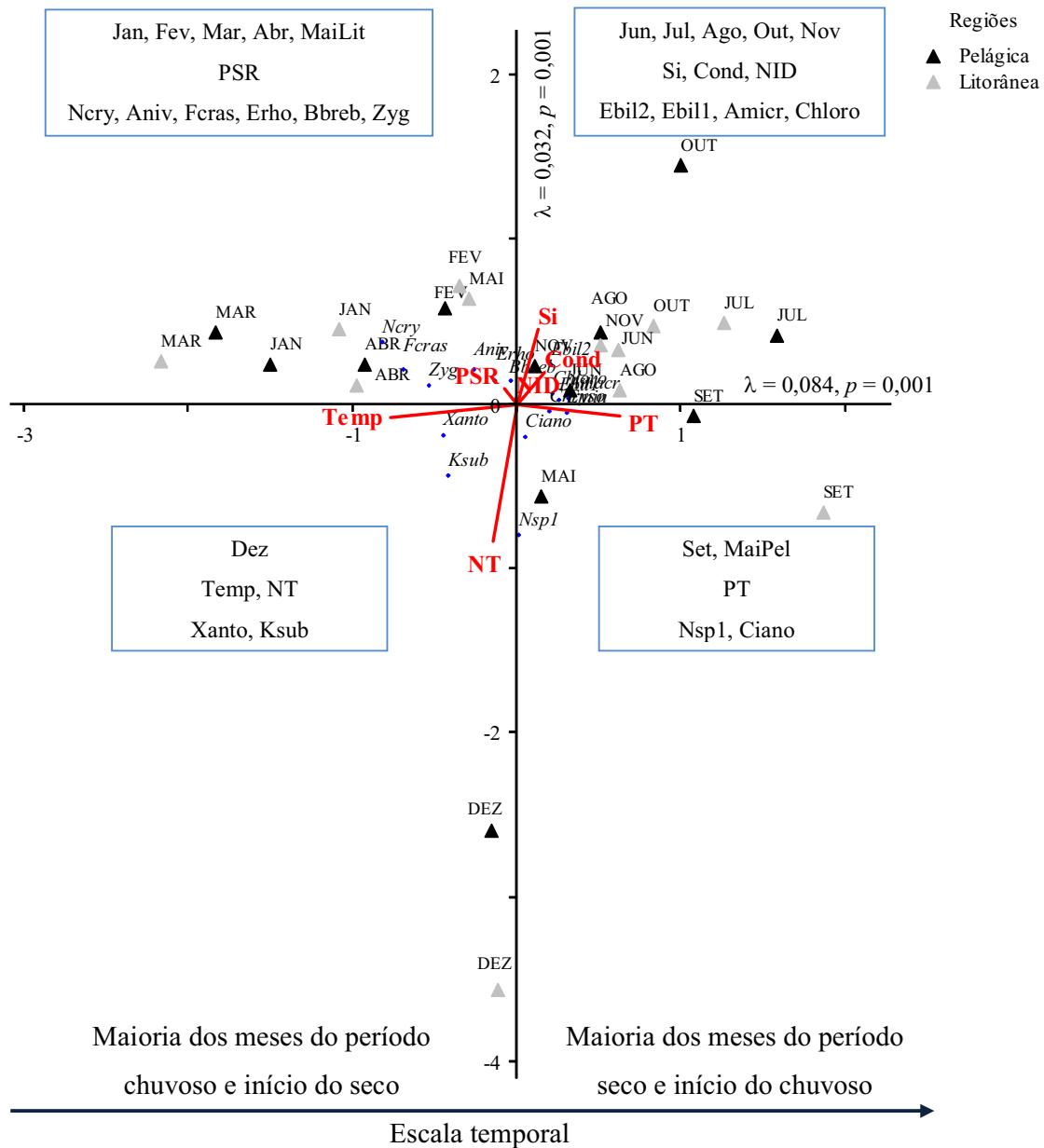


Figura 8. Ordenação pela CCA das unidades amostrais do Lago do IAG em função das variáveis abióticas temperatura (Temp), nitrogênio total (NT), nitrogênio inorgânico dissolvido (NID), fósforo total (PT), fósforo solúvel reativo (SRP), condutividade (Cond) e ortossilicato (Si) e da densidade das principais espécies de diatomáceas e classes algais abundantes (ver legenda do código das espécies na tab. 7).

Os resultados referentes à CCA (fig. 10) realizada com os dados de oito variáveis abióticas em função das principais espécies de diatomáceas e classes algais abundantes (14 variáveis) do reservatório hipetrófico durante o período estudado foram resumidas na tab. 8. Os autovalores

foram, respectivamente, 0,116 e 0,066 e juntos resumiram 27,6 % da explicabilidade total dos dados, tendo sido significativos de acordo com o teste de Monte Carlo ( $p = 0,007$  e  $0,004$ , respectivamente). As correlações espécie-ambiente foram de 0,819 para o eixo 1 e 0,753 para o eixo 2 e indicaram relação forte e significativa ( $p = 0,010$  e  $0,007$ , respectivamente) entre as variáveis abióticas e bióticas.

Tabela 8. Síntese da CCA entre as variáveis abióticas e biológicas (principais espécies de diatomáceas e classes algais abundantes) do Lago das Garças e correlações dos dois primeiros componentes principais com as espécies.

		Eixo 1	Eixo 2
Autovalores ( $\lambda$ )		0,166	0,066
Variância explicada (%)		17,6	9,9
Explicabilidade acumulada (%)		17,6	27,6
Correlação de Pearson (espécie-ambiente)		0,819	0,753
Teste de Monte-Carlo ( $p$ ) - autovalores		0,007	0,004
Teste de Monte Carlo ( $p$ ) - correlações espécie-ambiente		0,010	0,007
Código	Táxon		
Acat	<i>Achnanthydium catenatum</i>	<b>-0,525</b>	-0,041
Amin	<i>Achnanthydium minutissimum</i>	<b>-0,592</b>	0,042
Gaugt	<i>Gomphonema augur</i> var. <i>turris</i>	-0,361	0,327
Ggra	<i>Gomphonema gracile</i>	0,164	-0,390
Glat	<i>Gomphonema laticollum</i>	-0,413	0,124
Gpar	<i>Gomphonema parvulum</i>	-0,133	-0,337
Ngra	<i>Nitzschia gracile</i>	0,370	0,364
Plan	<i>Planothydium lanceolatum</i>	0,311	0,277
Uacu	<i>Ulnaria acus</i>	<b>0,455</b>	<b>-0,459</b>
Chloro	<b>Chlorophyceae</b>	<b>0,562</b>	0,386
Chryso	<b>Chrysophyceae</b>	<b>0,498</b>	0,281
Ciano	Cyanobacteria	0,154	0,327
Eugle	Euglenophyceae	-0,115	0,249
Niden	Não identificadas	0,161	0,205

Os coeficientes canônicos e as correlações “*intra-set*” (tab. 9) indicaram a condutividade (0,825 e 0,857, respectivamente) como a variável mais importante na ordenação do eixo 1, seguida, de acordo com os coeficientes canônicos, por nitrogênio total (0,553) e fósforo solúvel reativo (0,461); e segundo as correlações “*intra-set*”, pela temperatura (-0,734). De acordo com os mesmos parâmetros, fósforo solúvel reativo (respectivamente, -0,741 e -0,734) foi a variável de maior peso na ordenação do eixo 2, seguida por nitrogênio inorgânico dissolvido (respectivamente, 0,645 e 0,527), nitrogênio total (0,508), condutividade (0,605) e temperatura (0,550) (de acordo os coeficientes canônicos) e, de acordo com correlações “*intra-set*”).

Tabela 9. Correlações com eixos, coeficientes canônicos e correlações “intra-set” da ACC entre variáveis abióticas e biológicas (principais espécies de diatomáceas e classes algais abundantes) do Lago das Garças.

	Correlações com os eixos		Coeficientes canônicos		Correlações “intra-set”	
	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 1	Eixo 2
Temp	-0,639	-0,029	-0,260	0,550	-0,780	-0,039
PSR	0,300	-0,553	0,461	-0,741	0,366	-0,734
Si	0,192	-0,155	0,236	-0,016	0,234	-0,206
Cond	0,702	0,098	0,825	0,605	0,857	0,130
NID	0,197	0,396	-0,246	0,645	0,241	0,527
PT	0,082	-0,396	0,353	0,168	0,100	-0,336
NT	0,037	0,382	0,553	0,289	0,045	0,508

No reservatório hipertrófico, a maioria das unidades amostrais correspondentes aos meses de seca foi colocada do lado positivo do eixo 1 relacionados, principalmente, com os maiores valores de condutividade e menores temperaturas. As espécies e classes algais abundantes agrupadas neste lado do eixo foram, em ordem decrescente de importância, *Ulnaria acus* (0,455), *Nitzschia gracile* (0,370), *Planothidium lanceolatum* (0,311), *Gomphonema gracile* (0,164) e Chlorophyceae (0,562), Chrysophyceae (0,498) e Cyanobacteria (0,154). Do lado negativo do eixo 1, foi ordenada a maioria das observações dos meses do período chuvoso, relacionadas com os maiores valores de temperatura e menores de condutividade. *Achnantheidium minutissimum* (-0,592), *Achnantheidium catenatum* (-0,525), *Gomphonema laticollum* (-0,413), *Gomphonema parvulum* (-0,133) e Euglenophyceae (-0,115) foram, respectivamente, as espécies e a classe algal agrupadas deste lado do eixo.

Com relação ao eixo 2, foi observado um gradiente oposto de concentração das formas totais e dissolvidas de nitrogênio em relação às do fósforo. Do lado positivo deste eixo, foram isolados os meses setembro de 2006 a fevereiro de 2007 (exceto outubro de 2006) e maio a julho de 2007 relacionados, principalmente, com os maiores valores de nitrogênio total e nitrogênio inorgânico dissolvido. Chlorophyceae (0,386), Cyanobacteria (0,327), Chrysophyceae (0,281) e Euglenophyceae (0,249) foram as classes algais agrupadas neste lado do eixo 1, acompanhadas de *Nitzschia gracilis* (0,364), *Gomphonema augur* var. *turris* (0,324) e *Gomphonema laticollum* (0,124). Do lado negativo do eixo 2, foram separadas as demais unidades amostrais, associadas aos maiores valores de fósforo total e fósforo solúvel reativo. *Ulnaria acus* (-0,459), *Gomphonema gracile* (-0,390) e *Gomphonema parvulum* (-0,337) foram as espécies mais bem correlacionadas com este lado do eixo.

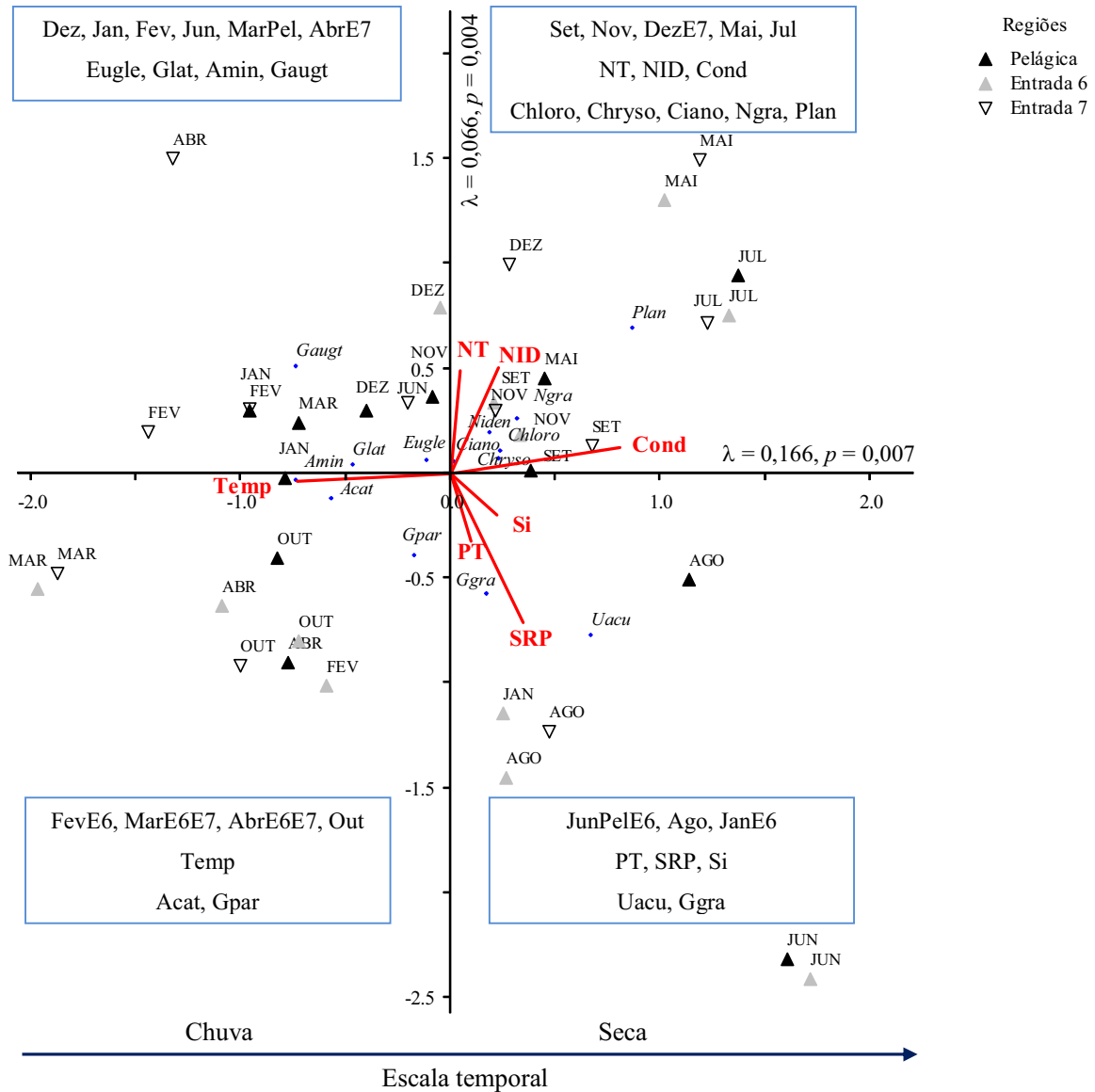


Figura 9. Ordenação pela CCA das unidades amostrais do Lago das Garças em função das variáveis abióticas temperatura (Temp), nitrogênio total (NT), nitrogênio inorgânico dissolvido (NID), fósforo total (PT), fósforo solúvel reativo (SRP), condutividade (Cond) e ortossilicato (Si) e da densidade das principais espécies de diatomáceas e classes algais abundantes (legenda do código das espécies na tab. 8).

### 4.3. Estabilidade temporal da comunidade de diatomáceas

As correlações entre a matriz de distância biológica (baseada na densidade das espécies descritoras de diatomáceas) e a matriz de defasagem temporal foram positivas e estatisticamente significativas em todas as regiões de ambos os reservatórios, sugerindo que a similaridade biológica

entre as unidades amostrais de meses próximos foi maior do que a similaridade entre meses distantes e, portanto, que as comunidades perifíticas de diatomáceas em cada região e em cada reservatório variaram temporalmente.

No entanto, as magnitudes das correlações matriciais variaram entre os reservatórios e entre suas respectivas regiões, sendo maiores no sistema hipertrófico. No sistema oligotrófico, maior variabilidade foi observada na região litorânea ( $r = 0,507$ ,  $p = 0,001$ ) em relação à pelágica ( $r = 0,345$ ,  $p = 0,01$ ), enquanto no sistema hipertrófico, na entrada 7 ( $r = 0,541$ ,  $p = 0,0062$ ), seguida pela região pelágica ( $r = 0,402$ ,  $p = 0,001$ ) e entrada 6 ( $r = 0,415$ ,  $p = 0,005$ ) (tab. 10).

Tabela 10. Coeficientes de correlação ( $r$ ) entre as matrizes de distância biológica (densidade de diatomáceas) e de distância temporal e significância estatística do Teste de Mantel.

		$r$	$P$
Lago do IAG	pelágica x tempo	0,345	0,01
	litorânea x tempo	0,507	0,001
Lago das Garças	pelágica x tempo	0,402	0,001
	entrada 6 x tempo	0,415	0,005
	entrada 7 x tempo	0,541	0,002

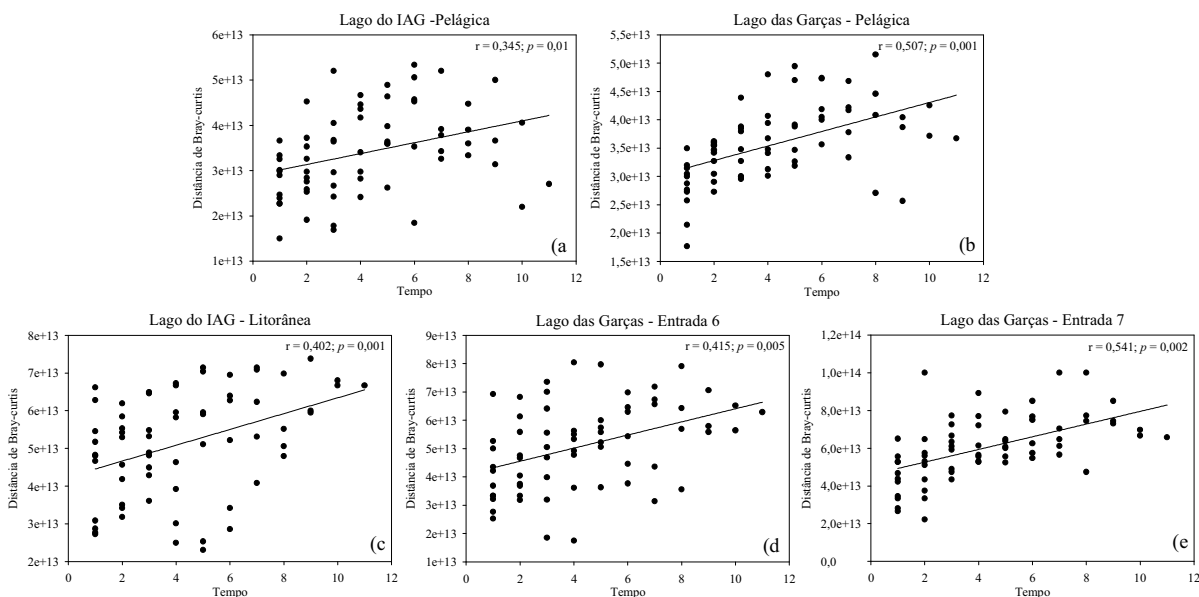


Figura 10. Correlações entre as distâncias biológicas (em termos de densidades de diatomáceas) e as distâncias temporais, baseadas nos coeficientes de Bray-Curtis, na região pelágica e litorânea do Lago do IAG (a e b), e na região pelágica (c), entrada 6 (c) e entrada 7 (d) do Lago do Garças.

A figura 11 representa, graficamente, a ordenação pela Análise de Correspondência Destendenciada (DCA), dos dados de densidade das espécies de diatomáceas comuns e constantes (b) em função das unidades amostrais do Lago do IAG e do Lago das Garças.

Os autovalores dos eixos 1 e 2 foram, respectivamente, 0,850 e 0,217. Os valores de comprimento dos gradientes (respectivamente, 5,235 e 2,691 para os eixos 1 e 2) (tab. 11) indicaram que as espécies de diatomáceas estão respondendo de modo unimodal ao longo do gradiente ambiental e que poucas delas foram comuns aos dois reservatórios.

Tabela 11. Síntese dos dois primeiros eixos de ordenação e correlação das espécies constantes e comuns de diatomáceas perifíticas com estes eixos da análise de correspondência destendenciada (DCA) entre espécies e unidades amostrais do Lago do IAG e do Lago das Garças.

		Eixo 1	Eixo 2
Autovalores ( $\lambda$ )		0,850	0,217
Comprimento do gradiente		5,235	2,691
Código	Táxon	Correlação	Correlação
<b>Ebil2</b>	<b><i>Eunotia bilunaris</i> (morfotipo 2)</b>	<b>0,932</b>	0,121
<b>Ebil1</b>	<b><i>Eunotia bilunaris</i> (morfotipo 1)</b>	<b>0,980</b>	0,088
<b>Amicr</b>	<b><i>Achnantheidium microcephalum</i></b>	<b>0,974</b>	0,091
<b>Bbre</b>	<b><i>Brachysira brebissonii</i></b>	<b>0,935</b>	0,081
<b>Erho</b>	<b><i>Eunotia rhomboidea</i></b>	<b>0,976</b>	0,039
<b>Emin</b>	<b><i>Eunotia minor</i></b>	<b>0,861</b>	0,080
<b>Fcras</b>	<b><i>Frustulia crassinervia</i></b>	<b>0,784</b>	0,024
<b>Nsp1</b>	<b><i>Navicula</i> sp1</b>	<b>0,706</b>	0,022
<b>Aniv</b>	<b><i>Aulacoseira</i> sp</b>	<b>0,702</b>	0,039
Ncryp	<i>Navicula cryptocephala</i>	0,400	-0,112
<b>Ksub</b>	<b><i>Kobayasiella subtilissima</i></b>	<b>0,808</b>	0,013
Ggra	<i>Gomphonema gracile</i>	<b>-0,068</b>	0,307
Esub	<i>Eunotia subarcuatoides</i>	0,260	0,009
Ncry	<i>Navicula cryptotenella</i>	-0,043	-0,342
<b>Chasp</b>	<b><i>Chamaepinnularia mediocris</i></b>	<b>0,620</b>	-0,006
<b>Eint</b>	<b><i>Eunotia intermedia</i></b>	<b>0,669</b>	0,087
<b>Esil</b>	<b><i>Encyonema silesiacum</i></b>	<b>0,708</b>	0,018
<b>Gpar</b>	<b><i>Gomphonema parvulum</i></b>	<b>-0,279</b>	<b>-0,451</b>
<b>Efab</b>	<b><i>Eunotia faba</i></b>	<b>0,456</b>	-0,063
Efle	<i>Eunotia flexuosa</i>	0,421	-0,003
Einc	<i>Eunotia incisa</i>	0,350	0,015
Emus	<i>Eunotia muscicola</i> var. <i>tridentula</i>	0,324	0,069
Efor	<i>Eunotia formica</i>	0,214	-0,005
<b>Fjav</b>	<b><i>Fragilariforma javanica</i></b>	<b>0,574</b>	0,038
Eneo	<i>Encyonema neogracile</i>	0,351	0,016
<b>Glat</b>	<b><i>Gomphonema laticollum</i></b>	<b>-0,505</b>	-0,176
Elun	<i>Encyonema lunatum</i>	0,223	0,019

Sdel	<i>Stenopterobia delicatissima</i>	0,286	0,064
<b>Eint</b>	<b><i>Eunotia intermedia</i></b>	<b>0,669</b>	0,087
<b>Pnob</b>	<b><i>Pinnularia nobilis</i> var. <i>regularis</i></b>	<b>0,474</b>	0,038
Nsp2	<i>Nitzschia</i> sp. 2	0,377	0,054
Nnot	<i>Navicula. notha</i>	0,318	0,032
Gosp1	<i>Gomphonema</i> sp. 1	0,329	0,014
Spup	<i>Sellaphora pupula</i>	0,295	0,043
Slin	<i>Surirella linearis</i> var. <i>constricta</i>	0,268	-0,069
<b>Acat</b>	<b><i>Achnantheidium catenatum</i></b>	<b>-0,728</b>	<b>-0,441</b>
Plan	<i>Planothidium lanceolatum</i>	-0,231	0,159
<b>Amin</b>	<b><i>Achnantheidium minutissimum</i></b>	<b>-0,544</b>	<b>-0,519</b>
<b>Uacu</b>	<b><i>Ulnaria acus</i></b>	<b>-0,588</b>	-0,389
<b>Ngra</b>	<b><i>Nitzschia gracilis</i></b>	<b>-0,774</b>	-0,161
<b>Gpum</b>	<b><i>Gomphonema pumilum</i></b>	-0,380	<b>-0,577</b>
<b>Asap</b>	<b><i>Achnantheidium saprophilum</i></b>	-0,325	<b>-0,522</b>
Cmen	<i>Cyclotella meneghiniana</i>	-0,446	-0,131
Agan	<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i>	-0,385	-0,305
Eomi	<i>Eolimna minima</i>	-0,361	0,087
<b>Mesp</b>	<b><i>Melosira varians</i></b>	-0,264	<b>0,616</b>
<b>Gaug</b>	<b><i>Gomphonema augur</i></b>	<b>-0,482</b>	-0,025
Garh	<i>Gomphonema affine</i> var. <i>rhombicum</i>	-0,257	-0,045
Uuln	<i>Ulnaria ulna</i>	-0,418	0,110
<b>Npal</b>	<b><i>Nitzschia palea</i></b>	<b>-0,492</b>	0,255
Centr	<i>Cêntrica</i> 1	<b>-0,473</b>	-0,211
Agran	<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>granulata</i>	-0,257	0,274
Gtbr	<i>Gomphonema turris</i> var. <i>brasiliense</i>	-0,294	-0,161
Gpse	<i>Gomphonema pseudoaugur</i>	-0,262	-0,332
Dste	<i>Discostella stelligera</i>	-0,225	-0,323
<b>Aamb</b>	<b><i>Aulacoseira ambigua</i></b>	<b>-0,502</b>	-0,039
Eusp	<i>Eunotia</i> sp.	-0,199	-0,037
Pros	<i>Planothidium rostratum</i>	-0,222	-0,326
<b>Acop</b>	<b><i>Amphora copulata</i></b>	-0,271	<b>0,512</b>
Nlin	<i>Nitzschia linearis</i>	-0,143	-0,199
Npas	<i>Nitzschia paleaformis</i>	-0,235	-0,298
Sesp	<i>Sellaphora</i> sp.	-0,182	-0,186
Ensp2	<i>Encyonema</i> sp. 2	-0,167	0,255
Aexi	<i>Achnantheidium exiguum</i>	-0,228	0,102
Gaff	<i>Gomphonema affine</i> var. <i>affine</i>	-0,317	0,266

A distribuição dos escores ao longo do eixo 1 mostrou nítida segregação entre as unidades amostrais do reservatório oligotrófico e as do hipertrófico, indicando que a variabilidade entre reservatórios foi mais forte do que a temporal. As unidades amostrais referentes às regiões pelágica e litorânea do sistema oligotrófico foram agrupadas na extremidade direita do gráfico, enquanto que as referentes à região pelágica e às entradas do hipertrófico, na extremidade esquerda. Apesar de



exibir uma tendência não muito bem definida, a variação espacial entre as regiões dos reservatórios também foi verificada ao longo deste eixo, contudo, apenas entre as unidades amostrais do sistema hipertrófico. Neste caso, as unidades amostrais referentes à entrada 7 foram as que mais bem se separaram, tendo a maioria delas se agrupado na parte central-esquerda do gráfico.

A DCA além de evidenciar a maior variabilidade entre reservatórios, também indicou uma maior variabilidade temporal nas regiões estudadas do sistema hipertrófico em comparação com as regiões pelágica e litorânea do oligotrófico. Os coeficientes de variação calculados para os escores dos eixos 1 e 2 da DCA (tab. 12, fig. 12) foram, respectivamente, 0,02% e 0,09%, na região pelágica do Lago do IAG e 0,04% e 0,10% na região litorânea. No Lago das Garças foram, respectivamente, 0,46 % e 0,6 2 % na região pelágica, 0,25% e 0,38% na entrada 6 e 0,59% e 0,47% na entrada 7.

A diferença entre os períodos de seca e chuva foi mais bem caracterizada no sistema oligotrófico. Assim, as espécies mais positivamente correlacionadas com o eixo 1 e associadas aos meses do período seco neste lago foram: *Eunotia bilunaris* morfotipo 1 (0,980), *E. bilunaris* morfotipo 2 (0,932), *E. rhomboidea* (0,976), *Achnanthydium microcephalum* (0,974), *Brachysira brebissonii* (0,935), *E. minor* (0,871), *E. intermedia* (0,669) e *Pinnularia nobilis* var. *regularis* (0,474). As espécies *Kobayasiella subtilissima* (0,808), *Frustulia crassinervia* (0,784), *Encyonema silesiacum* (0,708), *Navicula* sp. 1 (0,706), *Aulacoseira* sp. (0,702), *Eunotia intermedia* (0,669), *Chamaepinnularia mediocris* (0,620), *Fragilariforma javanica* (0,574) e *E. faba* (0,456) também foram positivamente relacionadas, porém, associadas aos meses do período chuvoso.

No eixo 1, *Achnanthydium catenatum* (-0,728), *Ulnaria acus* (-0,558), *A. minutissimum* (-0,544), *Gomphonema laticollum* (-0,505) e Cêntrica 1 (-0,473) foram associadas, principalmente, com as unidades amostrais referentes às regiões pelágica e entrada 6 do Lago das Garças, e *Nitzschia gracilis* (-0,774), *Aulacoseira ambigua* (-0,502), *N. palea* (-0,492) e *Gomphonema augur* (-0,482) foram associadas, principalmente, à entrada 7. De forma geral, as espécies foram mais bem correlacionadas com a maioria dos meses do período seco e do final do chuvoso.

As espécies mais bem correlacionadas com o eixo 2 foram *Melosira varians* (0,616) e *Amphora copulata* (0,512), as quais foram importantes na ordenação das unidades amostrais da entrada 7 do Lago das Garças. Correlacionadas negativamente com este eixo, tiveram destaque neste eixo *Gomphonema parvulum* (-0,451), *Achnanthydium minutissimum* (-0,519), *G. pumilum* (-0,577), *A. saprophilum* (-0,522). Não foi possível, entretanto, observar a existência de padrões espaço-temporais no eixo 2 da DCA.

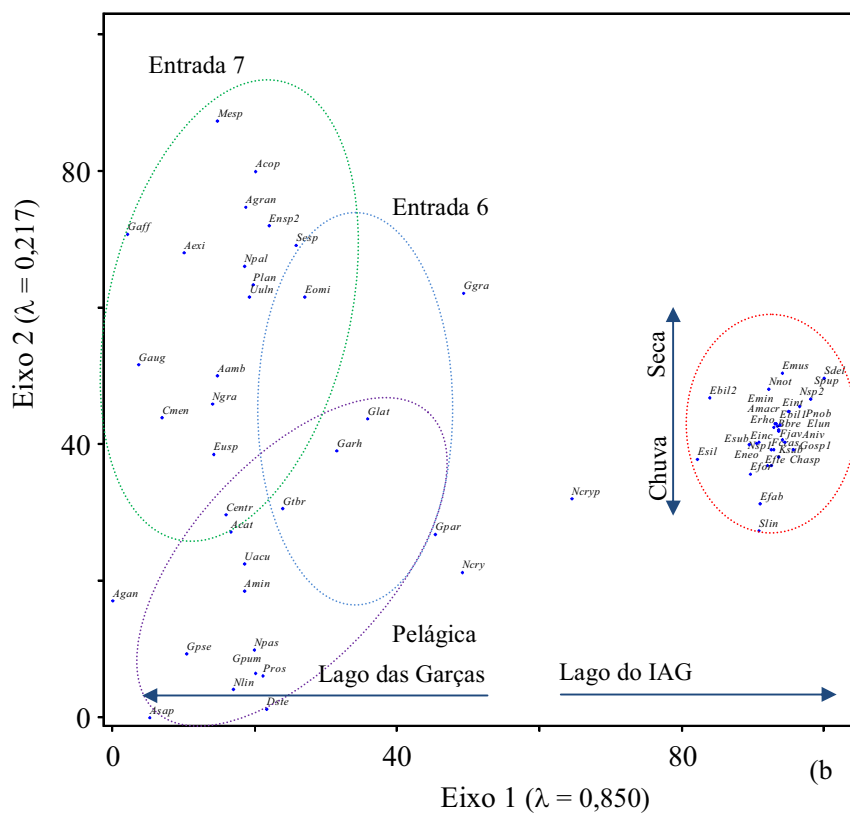
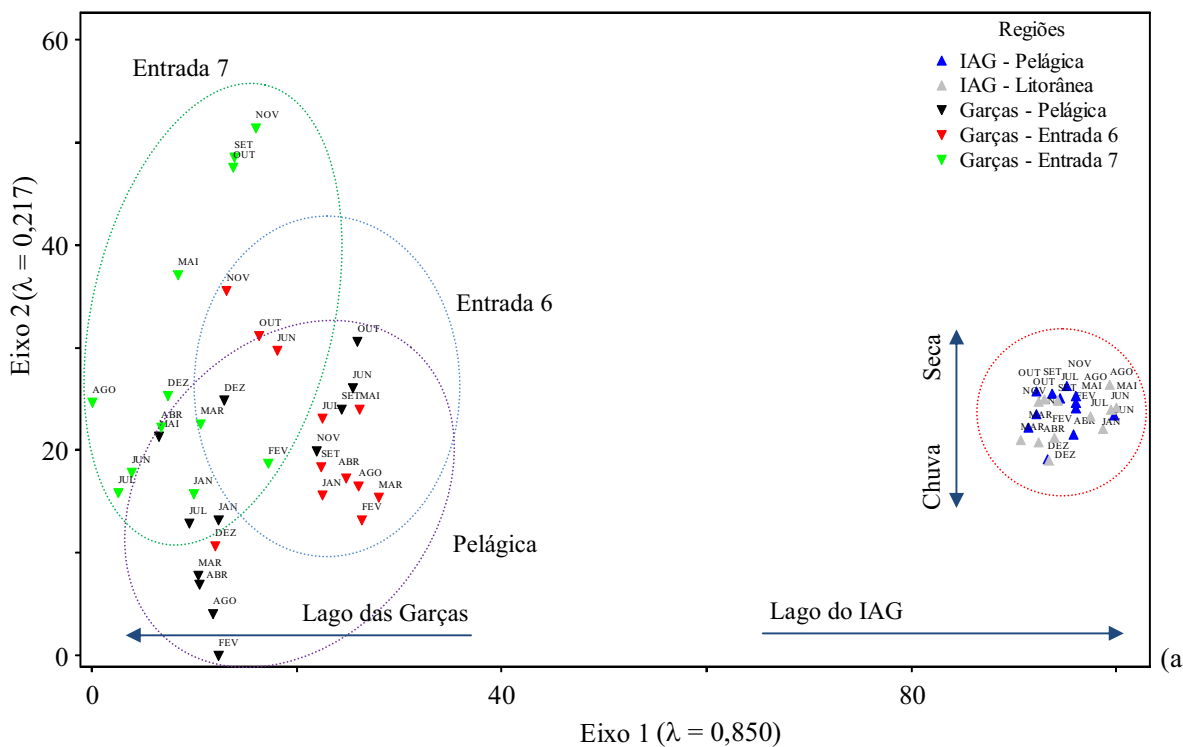


Figura 11. Ordenação pela DCA das unidades amostrais (a) do Lago do IAG e do Lago das Garças em função das espécies constantes e comuns (b) de diatomáceas perifíticas (legenda dos códigos das espécies na tab. 11).

Tabela 12. Coeficientes de variação dos escores dos eixos 1 e 2 da ACD entre as espécies comuns e constantes de diatomáceas e as unidades amostrais do Lago do IAG e do Lago das Garças.

		Eixo 1	Eixo 2
Lago das Garças	pelágica	0,46	0,62
	entrada 6	0,25	0,38
	entrada 7	0,59	0,47
Lago do IAG	pelágica	0,02	0,09
	litorânea	0,04	0,10

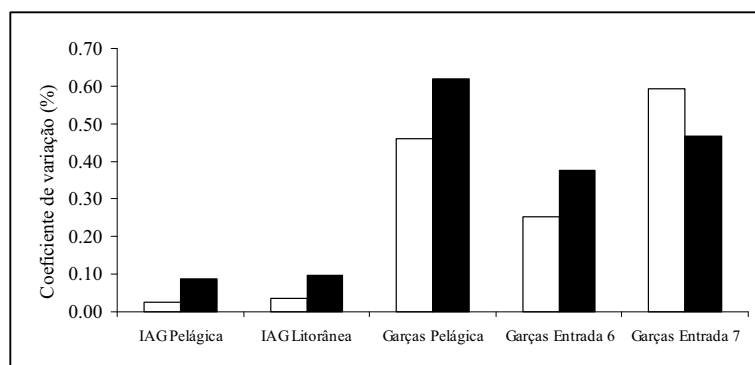


Figura 12. Coeficientes de variação dos escores dos eixos 1 (barras claras) e 2 (barras escuras) da DCA entre espécies comuns e constantes e as unidades amostrais do Lago do IAG e do Lago das Garças.

## 5. DISCUSSÃO

O aumento, principalmente dos teores de fósforo e nitrogênio em ambientes aquáticos, pode resultar no acréscimo da produtividade não apenas fitoplanctônica, mas também perifítica (Harper 1992, Huszar *et al.* 2005). Diversos trabalhos documentaram o controle do perifiton por nutrientes em vários ambientes lênticos (Liess & Kahlert 2007, Luttenton & Lowe 2006, Roberts *et al.* 2003, Rodusky *et al.* 2001, Cronk & Mitsch 1994, Fairchild *et al.* 1985) e lóticos (Tank & Dodds 2003, Stelzer & Lamberti 2001, Cattaneo *et al.* 1997, Biggs & Close 1989). Considerando, especificamente, a biomassa de diatomáceas perifíticas, acréscimo (Liess *et al.* 2009, Liboriussen & Jeppesen 2006, Niederhauser & Schanz 1993) e até mesmo dominância (Liboriussen & Jeppesen 2009, Albay & Akçaalan 2008, Kahlert *et al.* 2002) de representantes dessas algas foram observados em condições de maior disponibilidade nutricional. Os maiores valores de densidade total de diatomáceas observados no reservatório hipertrófico no presente estudo, se comparados

com aqueles do oligotrófico podem, portanto, ser explicados em função da maior disponibilidade de nutrientes no primeiro. De acordo com Egge (1998), a ocorrência de maiores biomassas de diatomáceas em ambientes enriquecidos é atribuída às altas taxas de crescimento e à captura eficiente de nutrientes (devido à alta razão superfície:volume das células) das espécies do grupo em condições de ausência de limitação nutricional.

A maior riqueza de táxons de diatomáceas foi observada no sistema oligotrófico e não no hipertrófico e, da mesma forma, tais diferenças podem ser relacionadas com o estado de trofia dos ambientes estudados. Diminuição na riqueza da comunidade de diatomáceas em lagos enriquecidos por nutrientes e aumento em lagos pobres nesses recursos foram observados por Leira *et al.* (2009), o que mostra que o estado de trofia afeta a estrutura taxonômica da comunidade. Esta mesma tendência de variação da riqueza e da diversidade em função da concentração de nutrientes também foi observada em ambientes lóticos (Dela-Cruz *et al.* 2006).

A comunidade perifítica de diatomáceas variou temporalmente em todas as regiões estudadas dos dois reservatórios. A magnitude da variação, no entanto, diferiu entre os reservatórios, indicando a ocorrência de diferentes tendências de estabilidade das comunidades.

As análises aplicadas (DCA, Teste de Mantel) bem como os coeficientes de variação (maiores em todas as regiões do reservatório hipertrófico) indicaram que a variação temporal foi maior nas comunidades do sistema hipertrófico se comparadas com as do sistema oligotrófico.

Nas duas regiões do sistema oligotrófico, o sentido positivo da linha de regressão sugere mudança direcional, porém as distâncias entre as amostras variaram menos em relação ao observado nas regiões do hipertrófico e, portanto, a composição e a densidade de espécies foram mais similares entre os meses, principalmente, na região pelágica, em relação ao outro sistema. A comunidade perifítica de diatomáceas no sistema oligotrófico pode ser considerado mais estável, sofrendo apenas flutuações determinísticas ao longo do tempo.

No reservatório hipertrófico, a similaridade biológica foi maior entre as unidades amostrais de meses próximos e diminuiu com o decorrer do tempo. A comunidade perifítica de diatomáceas neste sistema foi, portanto, menos estável do que a desenvolvida no sistema oligotrófico, durante o período avaliado. Em relação às demais regiões do reservatório, a comunidade da entrada 7 foi a que apresentou menor estabilidade temporal.

As tendências de variação na composição e abundância das espécies de diatomáceas em ambos os reservatórios também foram bem ilustradas pela análise de correspondência destendenciada.

No reservatório oligotrófico, do conjunto de espécies bem correlacionadas com os eixos da DCA, as principais espécies, consideradas descritoras ambientais (*Eunotia bilunaris* morfotipo 1, *E.*

*bilunaris* morfotipo 2, *Achnanthydium microcephalum* e *E. rhomboidea*) foram associadas à maioria dos meses do período seco. *Brachysira brebissonii* foi a única descritora ambiental neste reservatório, cuja densidade também foi alta em alguns meses do período chuvoso (fevereiro e março de 2007). Mesmo assim, essa espécie foi igualmente importante na maioria dos meses secos, especialmente na região pelágica, e seus picos ocorreram em julho e agosto de 2007, respectivamente, na região pelágica e litorânea do reservatório. De forma geral, portanto, a distribuição temporal das diatomáceas no reservatório oligotrófico foi bem definida e a contribuição das diatomáceas para a comunidade algal perifítica foi maior durante o período seco. Vercellino & Bicudo (2006) também observou maior contribuição das diatomáceas, especialmente de *Eunotia bilunaris*, durante o período seco e destacou a ausência de espécies abundantes durante o período chuvoso neste reservatório. *Eunotia bilunaris* e *E. rhomboidea* são espécies acidófilas (Andrén & Jarlman 2008, Denys 2004, 2005, Potapova & Charles 2003, Weckström *et al.* 1997), características de ambientes oligossapróbicos com altas concentrações de oxigênio (Patrick & Reimer 1966, Van Dam *et al.* 1994) e abundantes em condições de baixa condutividade (Urrea & Sabater 2009). Sua presença no reservatório oligotrófico pode ser justificada pelo estado de trofia deste, bem como pelos baixos valores de pH e condutividade e pelos altos de oxigênio dissolvido, todos característicos de sistemas oligotróficos. Da mesma forma, a ocorrência de *Achnanthydium microcephalum* foi registrada em ambientes levemente ácidos e pobres em nutrientes (Potapova & Hamilton 2007) e a distribuição de *Brachysira brebissonii* foi relacionada às variações de pH (Tipping *et al.* 2002), com aumento da abundância dessa espécie mediante aumento dos valores desta variável em lagos (Korhola *et al.* 1999, Ryves *et al.* 2002).

Contudo, a maior contribuição destas espécies durante o período seco deve-se, provavelmente, às menores temperaturas e à diminuição da limitação nutricional do ambiente, especialmente por fósforo. Na CCA, estas espécies foram associadas aos menores valores de temperatura e maiores valores de fósforo solúvel reativo, fósforo total, silicato e nitrogênio inorgânico dissolvido. Conclui-se daí, que, no reservatório oligotrófico, a escala climática e a disponibilidade de nutrientes foram os principais fatores reguladores da variabilidade temporal da comunidade de diatomáceas. De acordo com Tilman *et al.* (1986), as diatomáceas têm alta habilidade competitiva em condições de baixas temperaturas da água. Da mesma forma, o controle da abundância de espécies deste grupo face aos nutrientes, especialmente fósforo, foi mencionado em inúmeros estudos (Egge 1998, Riegman *et al.* 1996, Egge & Heimdal 1994, Higgins *et al.* 2001), inclusive em estudos anteriores realizados sobre o reservatório em questão (Ferragut & Bicudo 2009).

No sistema hipertrófico, *Ulnaria acus*, *Nitzschia gracilis* e *Gomphonema gracile* (exceto na entrada 7) apresentaram as maiores densidades no período seco e foram associadas às maiores concentrações de nitrogênio e fósforo solúveis e aos maiores valores de condutividade. No período chuvoso, *Achnantheidium minutissimum*, *A. catenatum*, *Gomphonema laticollum* e *G. parvulum* foram as espécies mais abundantes, relacionadas aos maiores valores de temperatura. No entanto, *Achnantheidium catenatum* e *A. minutissimum*, apesar de estarem entre as principais espécies descritoras que contribuíram para a densidade total e também ocorreram no período seco, foram mais expressivos durante o final da época de chuva e início da de seca. Assim, sintetizando a mudança temporal neste reservatório, no final do período seco e na maioria dos meses de chuva foram prevalentes *Gomphonema laticollum*, *G. parvulum* e *G. gracile* (no caso da entrada 7). O final do período chuvoso e início do seco foi marcado pelo aumento de *Achnantheidium catenatum* e *A. minutissimum*, que foram substituídas por *Ulnaria acus*, *Nitzschia gracilis* e *Gomphonema gracile* (exceto entrada 7) durante a maior parte dos meses de seca.

A substituição de espécies ao longo do intervalo temporal estudado foi, portanto, maior no reservatório hipertrófico, culminando em uma maior variabilidade e instabilidade da comunidade em relação ao ambiente oligotrófico.

De acordo com Dokulil & Teubner (2003), condições de equilíbrio parecem ser altamente improváveis nos extremos do espectro trófico. Estudos realizados em sistemas eutróficos e hipertróficos mostraram, por outro lado, que comunidades em estados de equilíbrio facilmente ocorrem em tais ambientes (Naselli-Flores *et al.* 2003). Considerando os estudos envolvendo o perifíton de lagos, o aumento da variabilidade temporal da comunidade com o aumento do estado trófico do ambiente já foi registrado por King *et al.* (2002) e a ausência de variação temporal e, portanto, a maior estabilidade em lagos oligotróficos foi verificada por Jones & Flower (1986) e Nygaard (1994).

Neste estudo, as diferenças na estabilidade da comunidade de diatomáceas nos reservatórios estudados podem ser relacionadas com dois fatores importantes: as variações das condições físicas-químicas da água e a influência da chuva e da ação do vento sobre a movimentação da água, sendo estes dois fatores, provavelmente, interdependentes. Alterações nos movimentos da água (Peterson 1996, Hoagland 1983), mesmo as menores (Tanimizu *et al.* 1981), podem frequentemente causar a remoção completa ou parcial das comunidades algais aderidas. Já foi também demonstrado que perturbações podem influenciar as modificações nas características físicas e químicas da água, podendo afetar a recuperação de comunidades perturbadas (Peterson *et al.* 1994). Perturbação e flutuações das condições abióticas podem, portanto, atuar conjuntamente direcionando a variabilidade das comunidades de um sistema.

A forte precipitação pluviométrica durante o final do período chuvoso e início do seco (veja capítulo 1), associada à excessiva ação do vento e, conseqüentemente, à maior turbulência da água, foi um agente perturbador do perifíton em ambos os reservatórios estudados. A influência da turbulência, no entanto, foi maior no reservatório hipertrófico devido ao maior acúmulo de biomassa do perifíton no substrato artificial deste ambiente (veja biomassa orgânica do perifíton no capítulo 1). A remoção das porções superiores da matriz perifítica é um dos principais processos de perda de biomassa do perifíton (Hawes & Smith 1994) e a resistência aos distúrbios está diretamente relacionada, não só com o estágio sucessional, mas também com a biomassa da comunidade (Peterson & Stevenson 1992). Os efeitos de um distúrbio são, portanto, caracterizados tanto pela sua magnitude quanto pela estrutura e condição do perifíton durante sua ocorrência (Biggs & Close 1989).

Em lagos, foi demonstrada uma forte relação entre estes eventos e a biomassa perifítica envolvendo, inclusive, espécies de diatomáceas pedunculadas (Cattaneo 1990). Se os recursos são pouco disponíveis, apenas eventos físicos severos representariam distúrbios importantes para a comunidade perifítica, porque a biomassa nos períodos não perturbados é baixa devido à limitação por nutrientes. Neste estudo, maiores valores de biomassa fotossintética, massa seca e massa seca livre de cinzas da comunidade foram medidos no reservatório hipertrófico, em conseqüência da menor limitação por nutrientes, especialmente fósforo (veja capítulo 1). Além disso, redução dos valores de biomassa perifítica (massa seca) nos meses de pico de precipitação pluviométrica foi observada, principalmente, no reservatório hipertrófico e está associada à provável remoção das células superiores da matriz perifítica durante este período (veja capítulo 1).

Desta forma, a ação da turbulência associada à maior flutuação das condições físicas-químicas da água ao longo do intervalo estudado propiciou a menor estabilidade temporal da comunidade de diatomáceas neste reservatório, quando comparado com o oligotrófico. O distúrbio parece, portanto, agir em associação com o suprimento de nutrientes para determinar a estruturação da comunidade perifítica tanto em ambientes lóticos (Biggs 1995, Biggs & Close 1989), como em lênticos, como foi demonstrado por Kalehrt *et al.* (2002).

A ação da turbulência da água devido a precipitações pluviométricas intensas sobre a comunidade perifítica de diatomáceas de reservatórios foi registrada por Peterson & Hoagland (1990). Especificamente para o Lago das Garças, evidências do efeito de perturbações físicas sobre a biomassa perifítica foram documentadas por Vercellino (2001), associadas à ocorrência de grandes alterações no nível de água do reservatório, além da precipitação.

A recolonização algal do substrato após a remoção da comunidade pela ação de um distúrbio é frequentemente rápida (Peterson 1996). As mudanças na abundância relativa das espécies durante

a sucessão são, em geral, dirigidas por mudanças a partir de colonizadores iniciais oportunistas, que imigram rapidamente ou persistem através do distúrbio. Estes, todavia, não são bons competidores, sob condição de limitação de recursos, em comunidades maduras, com altas densidades (King *et al.* 2006). As variações na resistência das algas e as modificações observadas na comunidade diante do distúrbio podem ser frequentemente explicadas pela fisiologia das espécies e também pelas características fisionômicas da própria comunidade (Peterson 1996). Luttenton & Rada (1986) observaram diminuição e aumento da complexidade estrutural da matriz perifítica com, respectivamente, presença e ausência de distúrbio, e Biggs *et al.* (1998a) afirmaram que o aumento da turbulência pode facilitar a remoção das células maiores e/ou posicionadas na parte superior da matriz perifítica e abrir nichos para a colonização das células menores, mais fortemente aderidas e mais resistentes à turbulência. De acordo com os últimos autores, mudança na dominância de táxons maiores e filamentosos, característicos de ambientes pouco turbulentos, para táxons menores e mais firmemente aderidos ao substrato pode ser esperada sob condições de distúrbio.

As densidades de *Achnanthydium catenatum* e *A. minutissimum* aumentaram visivelmente durante os períodos de chuva intensa no reservatório hipertrófico, porém, diminuíram nos meses subsequentes. O gênero *Achnanthydium* possui espécies pequenas, bem aderidas ao substrato, mais frequentemente posicionadas na base da matriz perifítica do que em seus estratos superiores (Peterson & Hoagland 1990) e com alta habilidade de dispersão (Passy 2007). Espécies deste gênero são, geralmente, reportadas como colonizadores iniciais durante o processo sucessional de uma comunidade perifítica (Sekar *et al.* 2004, Peterson & Stevenson 1992). O aumento da abundância destas espécies no reservatório hipertrófico indicou, assim, que o distúrbio ocasionou um provável retrocesso da comunidade aos estádios iniciais de sucessão nesses meses. Assim como também observado por Peterson & Hoagland (1990) com relação à *Achnanthydium minutissimum*, o aumento da importância relativa desta espécie e também de *A. catenatum* na comunidade desse reservatório em épocas de picos de precipitação pluviométrica foi muito provavelmente devido à abertura de nichos que facilitaram a colonização destas espécies, à sua menor susceptibilidade à remoção, graças à presença de estruturas especializadas de fixação, e à sua distribuição espacial na matriz, ou seja, à sua maior resistência. *Achnanthydium minutissimum* é considerada uma espécie r-estrategista, com altas taxas de crescimento (McCormick 1996), adaptada a distúrbios independentemente do suprimento de nutrientes e sua dominância foi registrada em numerosos habitats altamente perturbados (Szabó *et al.* 2008, Jöbgen *et al.* 2004, Peterson & Stevenson 1992, Hoagland & Peterson 1990, Biggs *et al.* 1988a). Ainda também, foi considerada uma espécie indicadora da ocorrência de distúrbios naturais (Stenger-Kovacs 2007). A não-permanência de *Achnanthydium minutissimum* e de *A. catenatum* em densidades elevadas nos períodos pós-distúrbio



é, ao contrário, atribuída à sua menor capacidade de competição por nutrientes. Embora a resistência de r-estrategistas a um amplo espectro de intensidade de distúrbios ou estresse permita a persistência destas espécies durante os últimos estágios de desenvolvimento da comunidade, elas são pouco representadas em termos de densidade ou biovolume em condições de boa disponibilidade de nutrientes, devido à sua substituição por espécies C ou S-estrategistas (Morin *et al.* 2008). Uma vez estabelecidas nos estágios iniciais de desenvolvimento da comunidade ou imediatamente após um distúrbio, essas espécies formam a base da matriz perifítica, favorecendo a implantação de muitas espécies filamentosas ou ramificadas, que são favorecidas por um alto suprimento de nutrientes (Åcs *et al.* 2000, Burkholder *et al.* 1990).

De forma geral, em períodos menos perturbados, a comunidade perifítica no reservatório hipertrófico caracterizou-se pelo aumento da abundância das espécies descritoras *Gomphonema laticollum*, *G. parvulum*, *G. gracile*, *Nitzschia gracilis* e *Ulnaria acus*, todas frequentemente associadas a ambientes com altas concentrações de nutrientes (Stelzer & Lamberti 2001). Apesar da grande disponibilidade de nutrientes justificar a ocorrência dessas espécies nesse reservatório, foi observada variação temporal na abundância das mesmas em função do aumento ou diminuição da disponibilidade de nutrientes.

*Gomphonema laticollum* e *G. parvulum* foram abundantes durante a maioria dos meses de chuva. Espécies de *Gomphonema* são, frequentemente, noticiadas como colonizadoras não tão eficientes, porém, adaptadas a ambientes estressados, motivo pelo qual foram agrupadas entre as S-estrategistas (Morin *et al.* 2008). No reservatório em questão, o período chuvoso e final do seco, apesar de caracterizados pelos maiores valores de temperatura, foi a época de menor disponibilidade de nutrientes (P) na água, o que justifica a ocorrência e abundância destas espécies na comunidade e, possivelmente, a diminuição da importância ou a ausência das espécies C-estrategistas.

*Ulnaria acus*, *Nitzschia gracilis* e *Gomphonema gracile* tiveram suas densidades aumentadas durante o período seco, especialmente nos meses iniciais, período caracterizado pela maior disponibilidade de nutrientes e pela maior disponibilidade de luz, devido à diminuição da intensidade de floração de cianobactérias planctônicas no referido reservatório.

Espécies grandes pertencentes aos gêneros *Ulnaria* e *Nitzschia* foram classificadas como C-estrategistas (Biggs *et al.* 1998, Hoagland *et al.* 1982) e são altamente competitivas em condições de boa disponibilidade ambiental de nutrientes (Stevenson *et al.* 1991) e de ausência de distúrbios (Peterson & Stevenson 1992) sendo, além disso, características de comunidades maduras. As grandes dimensões e as estruturas de fixação das células favorecem o sucesso destas espécies sob condições de não-limitação nutricional. Espécies de *Ulnaria* fixam-se ao substrato por estruturas mucilaginosas pedunculadas ou formam filamentos curtos, às vezes estrelados ou em forma de

rosetas (Biggs *et al.* 1998b). Podem também fixar-se sobre pedúnculos mucilaginosos de outras espécies de diatomáceas (Hoagland *et al.* 1982). *Nitzschia* é um gênero cujas espécies são formadoras freqüentes de colônias mucilaginosas (Hoagland *et al.* 1982). A associação destas formas de crescimento permitem a posição das C-estrategistas sobre a camada basal de táxons pioneiros e sua projeção vertical a partir do substrato. O posicionamento nos níveis superiores da matriz perifítica confere vantagem a estas espécies na competição por espaço e, conseqüentemente, por nutrientes e luz (Morin *et al.* 2008, Stelzer & Lamberti 2001). Maior abundância de espécies C-estrategistas de grandes dimensões, filamentosas e formadoras de cadeias, é comumente observada em ambientes cujos níveis de nutrientes variam de intermediários a altos (Passy 2007) e com o aumento da luminosidade (Morin *et al.* 2007, Bourassa & Cattaneo 2000, Steinman *et al.* 1989).

A presença de *Gomphonema gracile*, uma S-estrategista, numa comunidade tipicamente C-estrategista é justificada pela maior persistência desta espécie no biofilme. Normalmente, as taxas de crescimento das espécies S-estrategistas são intermediárias entre aquelas das R e das C-estrategistas e suas abundâncias são, portanto, apenas levemente influenciadas durante o desenvolvimento da matriz perifítica (Morin *et al.* 2008). Além disso, a maioria das espécies S-estrategistas possui tamanho celular médio e se fixa às camadas basais da matriz perifítica através de estruturas mucilaginosas pedunculadas, formando algumas vezes associações arborescentes ramificadas (Hudon & Legendre 1987), o que as torna, pelo menos morfológicamente, semelhantes às C-estrategistas. De acordo com King *et al.* (2006), representantes das estratégias R, S e C não são exclusivos de cada comunidade e muitas espécies podem ser acomodadas em mais de uma categoria, o que as torna potencialmente capazes de permanecer na matriz perifítica durante a sucessão temporal. A ocorrência de *Gomphonema gracile* foi associada aos menores valores de temperatura por Pienitz *et al.* (1995).

*Gomphonema gracile* e *Ulnaria acus* foram anteriormente registradas como importantes componentes do perifíton do Lago das Garças durante os estádios finais (30 dias) de colonização (Vercellino 2001).

Considerando que o desenvolvimento do perifíton se dá a partir de uma comunidade estruturalmente plana e bidimensional, no sentido de uma comunidade estruturalmente tridimensional (Hoagland *et al.* 1982), distúrbios tais como turbulências intensas da água, mantêm a comunidade num estágio semelhante ao da colonização primária (Luttenton & Lowe 1986). No reservatório hipertrófico, o distúrbio propiciou a transição de uma comunidade composta tipicamente por C ou S-estrategistas, com maior complexidade fisionômica, para uma comunidade representada por r-estrategistas, estruturalmente menos complexa. Representou, portanto, uma

janela de instabilidade dentro da série temporal estudada e explica a maior variabilidade e a menor estabilidade da comunidade nesse reservatório.

Resumidamente, a trajetória temporal do perifíton no reservatório hipertrófico abrangeu uma comunidade formada, principalmente, por S-estrategistas (*Gomphonema parvulum* e *G. laticollum*) durante a maior parte do período chuvoso, de menor disponibilidade de nutrientes, seguida de uma comunidade formada, principalmente, por C (*Ulnaria acus* e *Nitzschia gracilis*) e S-estrategistas (*Gomphonema gracile*) durante a maior parte do período seco, sob melhores condições nutricionais. Esta transição passou por uma comunidade perturbada composta, principalmente, por r-estrategistas (*Achnanthydium minutissimum* e *A. catenatum*) na mudança do período chuvoso para o seco, quando houve picos de precipitação pluviométrica e, portanto, aumento da intensidade do distúrbio.

A nítida separação das unidades amostrais ao longo do eixo 1 da DCA demonstrou que a variabilidade espacial entre os dois reservatórios foi, por sua vez, maior do que a temporal devido às diferenças na composição específica de cada comunidade. É notório que a composição das comunidades de diatomáceas reflete todo um complexo de características ecológicas de cada local em particular (van Dam *et al.* 1982), devido aos requerimentos ambientais estritos e específicos de um grande número de espécies (Dohet *et al.* 2008).

Variabilidade espacial entre regiões de cada reservatório foi maior no sistema hipertrófico em função da separação mais evidente das unidades amostrais referentes à entrada 7. Nesta região, diferente das demais, a densidade de *Gomphonema gracile* aumentou no final do período seco e início do chuvoso e diminuiu, consideravelmente, durante a maior parte do período seco. Redução drástica da densidade de *Achnanthydium minutissimum* e *A. catenatum* também foi verificada durante a maioria dos meses do período seco nesta região em comparação com as demais. Além disso, *Gomphonema parvulum* e *Ulnaria acus*, espécies consideradas descritoras na região pelágica e na entrada 6, não o foram na entrada 7, tendo sido substituídas por *G. augur* var. *turris*.

A redução da importância destas espécies e a substituição de algumas delas nesta região do reservatório foi responsável, por um lado, pela separação da entrada 7 das demais e, por outro, pela diminuição da variabilidade temporal nesta região. A diminuição da abundância das espécies descritoras de diatomáceas acima mencionadas está, provavelmente, relacionada a dois fatores, quais sejam: (1) a diminuição da disponibilidade de luz, associada a maior intensidade da floração de cianobactérias planctônicas (revelada pelos menores valores de transparência de Secchi e pelas maiores médias de clorofila-a fitoplantônica) e (2) ao aumento da competição por recursos com cianobactérias e clorofíceas (veja capítulo 2). Concentrações dos principais nutrientes ( $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ , PT e NT) um tanto maiores na entrada 7 em relação às demais, foram verificadas nestes meses, favorecendo o aumento da contribuição destes grupos algais.

Apesar das diferenças relatadas acima, com relação à entrada 7 do reservatório hipertrófico, nas demais e também e nas regiões do sistema oligotrófico, as mudanças nas variáveis abióticas ao longo do tempo estudado foram, de forma geral, semelhantes (veja capítulo 1), o que explica, ao que tudo indica, a sobreposição das unidades amostrais em cada reservatório e, por conseguinte, a semelhança na variação espacial da comunidade entre as mesmas.

A variação dos índices biológicos no reservatório oligotrófico respondeu tanto às concentrações de nutrientes quanto à disponibilidade de luz. O aumento da porcentagem de fósforo e de nitrogênio do perifíton (capítulo 1) indicou melhoria das condições nutricionais no sentido dos primeiros meses do período chuvoso. Entretanto, a diversidade em especial, mas também riqueza e equitabilidade, só aumentaram a partir de dezembro de 2007, quando houve redução do sombreamento da comunidade pela queda da biomassa fotossintética fitoplanctônica, a partir do que permaneceram elevadas apenas até maio de 2007, quando a comunidade se tornou extremamente limitada por nutrientes e novamente por luz. A dominância seguiu tendência oposta ao dos demais índices, atingindo maiores valores durante o período seco e início do chuvoso, mediante picos de densidade principalmente de *Eunotia bilunaris* (morfotipos 1 e 2) e *Achnanthydium microcephalum*. A limitação por luz pode ser tão importante quanto aquela por nutrientes na determinação da composição e da riqueza de produtores primários (Liess & Kahlert 2007). Efeito positivo de nutrientes e luz foi demonstrado não apenas sobre a produtividade das comunidades algais perifíticas (Hill & Fanta 2008), mas também sobre sua riqueza de espécies (Liess *et al.* 2009) e diversidade, inclusive em estudos anteriores realizados com este mesmo reservatório (Ferragut & Bicudo 2009) e em outros da área do PEFI (Fermino 2006, Barcelos 2003).

A variação dos índices biológicos da comunidade no reservatório hipertrófico respondeu tanto ao aumento da competição das diatomáceas com outros grupos algais, quanto ao aumento da intensidade do distúrbio. No primeiro caso, a diminuição dos valores de riqueza, diversidade e equitabilidade e o aumento da dominância foram simultâneos ao aumento da contribuição de cianobactérias, principalmente de *Cylindrospermopsis raciborskii* (veja capítulo 2). Isto ocorreu durante alguns meses finais do período seco, sob condições de limitação por nitrogênio e menor disponibilidade de luz. Decréscimo nas concentrações das formas de nitrogênio inorgânico dissolvido e na razão N:P da água, além de aumento da intensidade da floração de cianobactérias planctônicas foram verificados durante o referido período (veja PCA de dados abióticos no capítulo 1). Em condições extremas de limitação, somente poucos r-estrategistas são capazes de utilizar todos os recursos ou persistir. Redução da diversidade algal perifítica e aumento da densidade de representantes de outras classes algais perifíticas como, por exemplo, de cianobactérias (Liess & Kalerth 2007) e clorofíceas (Luttenton & Lowe 2006, Marcus 1980) foram observados sob

condições limitadas por nitrogênio em ambientes lênticos. Condição de luminosidade já foi reportada como um dos principais fatores a influir na dinâmica das comunidades de diatomáceas no perifíton (Kawamura & Hirano 1992).

A redução drástica dos valores de riqueza, diversidade e equitabilidade durante os meses de maior precipitação pluviométrica foram, por sua vez, decorrentes da elevação das densidades de *Achnanthydium minutissimum* e *A. catenatum*. Apesar da resposta de *Achnanthydium minutissimum* frente ao enriquecimento ser extremamente variável na literatura (Luttenton & Lowe 2006, van Dam *et al.* 1994, Bothwell 1985), o número de indivíduos representantes desta espécie comumente aumenta em condições de maior disponibilidade de nutrientes (Pringle 1990, Stevenson *et al.* 1991, Fairchild *et al.* 1985, Lowe 1996). No reservatório hipertrófico, no entanto, apesar do final da época de chuva e do início do período seco ter sido caracterizado pelo aumento das concentrações de nutrientes na água, especialmente nitrogênio inorgânico dissolvido, o aumento tanto de *Achnanthydium minutissimum* quanto de *A. catenatum* esteve também diretamente relacionado com o aumento do distúrbio, como discutido anteriormente. Diminuição do número de táxons, da diversidade e da complexidade estrutural e, ao contrário, aumento de diversidade, do número de espécies e da complexidade estrutural foram verificadas, respectivamente, mediante aumento do distúrbio e em comunidades não expostas a alta turbulência (Luttenton & Rada 1986).

## 6. CONCLUSÃO

---

Maior densidade de espécies, porém menores riqueza e diversidade de táxons foram observadas no reservatório hipertrófico se comparado com o oligotrófico, muito provavelmente, como consequência do processo de eutrofização que resulta na simplificação sistêmica dos ambientes aquáticos, com dominância de algumas poucas espécies e redução inevitável da riqueza e da diversidade. As tendências de variação da densidade, riqueza e diversidade da comunidade perifítica de diatomáceas responderam, portanto, ao estado de trofia dos reservatórios.

A magnitude da variabilidade das comunidades foram semelhantes entre as regiões estudadas em cada reservatório, porém, diferentes entre os reservatórios.

No reservatório oligotrófico a escala climática e a disponibilidade de nutrientes parecem ter sido os principais fatores responsáveis pela variação da comunidade de diatomáceas. Em linhas gerais, aumento da abundância das espécies descritoras da comunidade ocorreu, principalmente, durante a época seca, pelo aumento da disponibilidade de nutrientes, o que favoreceu a maior estabilidade da comunidade ao longo do intervalo estudado.

No reservatório hipertrófico, nutrientes, em combinação com perturbações influenciaram a variação da comunidade. Em termos gerais, a maior disponibilidade de nutrientes no reservatório hipertrófico possibilitou médias anuais de densidade de diatomáceas comparativamente mais altas e, portanto, maior contribuição do grupo para a comunidade perifítica como um todo. Considerando a escala temporal, a maior disponibilidade de nutrientes no início e na maioria dos meses secos propiciou aumento da abundância de outros grupos algais perifíticos que, por sua vez, propiciou o aumento o controle da abundância das diatomáceas nas regiões pelágica e entrada 6 e entrada 7. Assim sendo, os nutrientes também atuaram, neste caso, indiretamente sobre a comunidade.

Com relação ao distúrbio, sua influência foi maior sobre o perifíton do reservatório hipertrófico em função da maior acumulação de biomassa na comunidade, devido à maior disponibilidade de nutrientes neste ambiente. Matrizes perifíticas mais espessas são mais facilmente removidas, possibilitando a abertura de nichos para novos colonizadores e/ou facilitando a dispersão de espécies r-estrategistas. A influência do distúrbio foi, portanto, diretamente relacionada com a densidade da matriz perifítica, a qual é, por sua vez, altamente dependente das condições nutricionais do meio.

Os resultados observados no reservatório hipertrófico foram diferentes do esperado a comunidade de diatomáceas foi menos estável em relação ao sistema oligotrófico, a despeito do estado trófico que, teoricamente, favoreceria a dominância persistente de espécies tolerantes às elevadas concentrações de nutrientes ao longo do tempo. Tais resultados, contrários às afirmações da segunda hipótese, podem ser explicados pela maior influência do distúrbio sobre a comunidade perifítica de diatomáceas neste sistema. Condições ambientais externas constituem distúrbios e controlam a remoção periódica de células no perifíton, a recolonização da comunidade por diferentes espécies e, algumas vezes, o fluxo no suprimento de nutrientes. Todos esses processos podem suplantar as forças direcionadoras autogênicas, influenciando o processo sucessional e temporal nas comunidades perifíticas.

Quanto às estratégias de sobrevivência, a comunidade perifítica de diatomáceas foi formada, principalmente, por uma espécie r-estrategista no reservatório oligotrófico, que foi mantida na comunidade apesar do estágio avançado de sucessão; e por *Eunotia bilunaris* morfotipos 1 e 2, *Eunotia rhomboidea* e *Brachysira brebissonii*, espécies comumente reportadas como S-estrategistas, adaptadas à utilização de recursos para manter crescimento positivo sob condições de baixa disponibilidade de nutrientes. O reservatório oligotrófico foi limitado por fósforo durante todo o intervalo do atual estudo, justificando a ocorrência das espécies S-estrategistas antes referidas, apesar de apresentar menor limitação por nutrientes durante a seca, o período de maior abundância destas espécies.

No reservatório hipertrófico, a trajetória temporal da comunidade foi de uma comunidade formada, principalmente, por S-estrategistas (*Gomphonema parvulum* e *G. laticollum*) durante a maior parte do período chuvoso, graças à menor disponibilidade de nutrientes, para outra formada, principalmente, por C (*Ulnaria acus* e *Nitzschia gracilis*) e S-estrategistas (*Gomphonema gracile*) durante maior parte do período seco, sob melhores condições nutricionais. Ainda, em condições de distúrbios (picos de precipitação, na transição do período chuvoso para o seco), a comunidade perturbada foi composta, principalmente, por r-estrategistas (*Achnanthydium minutissimum* e *A. catenatum*). Espécies de *Achnanthydium* são, geralmente, registradas como colonizadoras iniciais durante o processo sucessional de uma comunidade perifítica. O aumento da abundância de espécies deste gênero no reservatório hipertrófico indicou, assim, que o distúrbio ocasionou um possível retrocesso da comunidade aos estádios iniciais de sucessão nos referidos períodos de estudo. Indicou, ainda, que a mudança no sentido destes colonizadores primários, seguida por claro processo de convergência para uma comunidade composta, principalmente, por S e C-estrategistas após o distúrbio, representou uma maior substituição de espécies ao longo do intervalo temporal estudado. Tal fato, certamente, contribuiu para uma maior variabilidade temporal, permitindo a caracterização da comunidade deste reservatório como menos estável em relação à do oligotrófico.

A variação temporal dos índices biológicos foi maior do que a espacial nos dois reservatórios durante o período avaliado. No sistema oligotrófico, tais índices responderam às mudanças tanto das concentrações de nutrientes quanto da disponibilidade de luz. Riqueza, diversidade e equitabilidade aumentaram com o aumento da disponibilidade de nutrientes e luz e a dominância apresentou padrão oposto de variação. No reservatório hipertrófico, a variação nos índices foi influenciada tanto por processos determinísticos, como a competição das diatomáceas com outros grupos algais, quanto estocásticos, devido ao aumento da intensidade do distúrbio. A diminuição dos valores de riqueza, diversidade e equitabilidade e o aumento dos valores de dominância foram, no primeiro caso, simultâneos ao aumento da contribuição das cianobactérias durante alguns meses finais do período seco, sob condições de limitação por nitrogênio e menor disponibilidade de luz, e, no segundo, foram relacionados com a maior influência dos distúrbios que conduziram ao aumento das densidades de *Achnanthydium minutissimum* e *A. catenatum*.

## 7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

---

- Ács, É. & Kiss, K.T. 1993. Effects of the water discharge on periphyton abundance and diversity in a large river (River Danube, Hungary). *Hydrobiologia* 249: 125-133.

- Àcs, É., Kiss, K.T., Szabó, K. & Makk, J. 2000. Short-term colonization sequence of periphyton on glass slides in a large river (River Danube, near Budapest). *Algological Studies* 100: 135-156.
- Albay, M. & Alçaalan, R. 2008. Effects of water quality and hydrologic drivers on periphyton colonization on *Sparganium erectum* in two Turkish lakes with different mixing regimes. *Environmental Monitoring and Assessment* 146: 171-181.
- Andrén, C. & Jarlman, A. 2008. Benthic diatoms as indicators of acidity in streams. *Fundamental and Applied Limnology (Archiv für Hydrobiologie)* 173: 237-253.
- Barcelos, E.M, 2003. Avaliação do perifíton como sensor da oligotrofização experimental em reservatório eutrófico (Lago das Garças, São Paulo). Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro. 118 p.
- Begon, M., Harper, J.L. & Townsend, J.R. 2006. *Ecology: individuals, populations and communities*. 4. ed. Blackwell, Boston, Mass. 759pp.
- Bicudo, D.C. 1990. Considerações sobre metodologias de contagem de algas do perifíton. *Acta Limnologica Brasiliensia* 3: 459-475.
- Biggs, B.J.F. 1995. The contribution of disturbance, catchment geology and land use to the habitat template of periphyton in stream ecosystems. *Freshwater Biology* 33: 419-438.
- Biggs, B.J.F. & Close, M.E. 1989. Periphyton biomass dynamics in gravel bed rivers: the relative effects of flows and nutrients. *Freshwater Biology* 22: 209-231.
- Biggs, B.J.F., Stevenson, R.J. & Lowe, R.L. 1998a. A habitat matrix conceptual model for stream periphyton. *Archiv für Hydrobiologie* 143: 21-56.
- Biggs, B.J.F., Goring, D.G. & Nikora, V.I. 1998b. Subsidy and stress responses of stream periphyton to gradients in water velocity as a function of community growth form. *Journal of Phycology* 34: 598-607.
- Biggs, B.J.F. & Thomsen, A. 1995. Disturbance of stream periphyton by perturbations in shear stress: time to structural failure and differences in community resistance. *Journal of Phycology* 31: 233-241.
- Blenkinsopp, S.A. & Lock, M.A. 1994. The impact of storm-flow on river biofilm architecture. *Journal of Phycology* 30: 807-818.
- Bothwell, M.L. 1985. Phosphorus limitation of lotic periphyton growth rates: an intersite comparison using continuous-flow troughs (Thompson River system, British Columbia). *Limnology and Oceanography* 30: 527-42.
- Bourassa, N. & Cattaneo, A. 2000. Responses of a lake outlet community to light and nutrient manipulation: effects on periphyton and invertebrate biomass and composition. *Freshwater Biology* 44: 629-639.



- Bray, J.R. & Curtis, J.T. 1957. An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological Monographs* 27: 325-349.
- Burkholder, J.M., Wetzel, R.G. & Klomparens, K.L. 1990. Direct comparison of phosphate uptake by adnate and loosely attached microalgae within an intact biofilm matrix. *Applied and Environmental Microbiology* 56: 2882-2890.
- Carrick, H.J. & Steinman, A.D. 2001. Variation in periphyton biomass and species composition in Lake Okeechobee, Florida (USA): distribution of algal guilds along environmental gradients. *Archiv für Hydrobiologie* 152: 411-438.
- Cattaneo, A. 1990. The effect of fetch on periphyton spatial variation. *Hydrobiologia* 206: 1-10.
- Cattaneo, A., Kerimian, T., Roberge, M. & Marty, J. 1997. Periphyton distribution and abundance on substrata of different size along a gradient of stream trophy. *Hydrobiologia* 354: 1-10.
- Collins, S.L., Micheli, F. & Hartt, L. 2000. A method to determine rates and patterns of variability in ecological communities. *Oikos* 91: 285-293.
- Connell, J.H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* 199: 1302-1310.
- Connell, J.H. & Sousa, W.P. 1983. On the evidence needed to judge ecological stability or persistence. *American Naturalist* 121: 789-824.
- Cottingham, K.L., Brown, B.L. & Lennon, J.T. 2001. Biodiversity may regulate the temporal variability of ecological systems. *Ecology Letters* 4: 72-85.
- Cronk, J.K. & Mitsch, W.J. 1994. Periphyton productivity on artificial and natural surfaces in constructed freshwater wetlands under different hydrologic regimes. *Aquatic Botany* 48: 325-341.
- Dela-Cruz, J., Pritchard, T., Gordon, G. & Ajani, P. 2006. The use of periphytic diatoms as a means of assessing impacts of point source inorganic nutrient pollution in south-eastern Australia. *Freshwater Biology* 51: 951-972.
- Denys, L. 2004. Relation of abundance-weighted averages of diatom indicator values to measured environmental conditions in standing freshwaters. *Ecological indicators* 4: 255-275.
- Denys, L. 2005. Water-chemistry transfer functions for epiphytic diatoms in standing freshwaters and a comparison with models based on littoral sediment assemblages (Flanders, Belgium). *Journal of Paleolimnology* 38: 97-116.
- Dohet, A., Ector, L., Cauchie, H. & Hoffman, L. 2008. Identification of benthic invertebrate and diatom indicator taxa that distinguish different stream types as well as degraded from reference conditions in Luxembourg. *Animal Ecology* 58: 419-472.
- Dokulil, M.T. & Teubner, K. 2003. Steady state phytoplankton assemblages during thermal stratification in deep alpine lakes: do they occur? *Hydrobiologia* 502: 65-72.

- Egge, J.K. 1998. Are diatoms poor competitors at low phosphate concentrations? *Journal of Marine Systems* 16: 191-198.
- Egge J.K. & Heimdal, B.R. 1994. Blooms of phytoplankton including *Emiliania huxleyi* (Haptophyta): effects of nutrient supply in different N:P ratios. *Sarsia* 79: 332-348.
- Fairchild, G.W., Lowe R.L. & Richardson, W.B. 1985. Algal periphyton growth on nutrient diffusing substrates: an in situ bioassay. *Ecology* 66: 465-472.
- Fermino, F.S. 2006. Avaliação sazonal dos efeitos do enriquecimento por N e P sobre o perifíton em represa tropical rasa mesotrófica (Lago das Ninféias, São Paulo). Tese de Doutorado. Universidade Estadual Paulista, Rio Claro. 121 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.
- Harper, D. 1992. *Eutrophication of freshwater: principles, problems and restoration*. Chapman & Hall, London.
- Hastings, A., Hom, C.L., Ellner, S., Turchin, P., & Godfray, H.C.J. 1993. Chaos in ecology: is mother nature a strange attractor. *Annual Review of Ecology and Systematics* 24: 1-33.
- Hawes, J. & Smith, B. 1994. Seasonal dynamics of epilithic periphyton in oligotrophic Lake Taupo, New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 28: 1-12.
- Higgins S.N., Hecky, R.E. & Taylor, W.D. 2001. Epilithic nitrogen fixation in the rocky littoral zones of Lake Malawi, Africa. *Limnology and Oceanography* 46: 976-982.
- Hill, M.O. & Gauch, H.G. 1980. Detrended Correspondence Analysis: an improved ordination technique. *Vegetatio* 42: 47-58.
- Hill, W.R. & Fanta, S.E. 2008. Phosphorus and light limit periphyton growth at subsaturating irradiances. *Freshwater Biology* 53: 215-225.
- Hoagland, K.D. 1983. Short-term standing crop and diversity of periphytic diatoms in a eutrophic reservoir. *Journal of Phycology* 19: 30-38.
- Hoagland, K.D. & Peterson, C.G. 1990. Effects of light and wave disturbance on vertical zonation of attached microalgae in a large reservoir. *Journal of Phycology* 26: 450-457.
- Hoagland, K.D., Stoermer, C. & Rosowski, J.R. 1982. Colonization and community structure of two periphyton assemblages, with emphasis on the diatoms (Bacillariophyceae). *American Journal of Botany* 69: 188-213.
- Hudon, C. & Legendre, P. 1987. The ecological implications of growth forms in epibenthic diatoms. *Journal of Phycology* 23: 434-441.

- Huszar, V.L.M., Bicudo, D.C., Giani, A., Ferragut, C., Martinelli, L.A. & Henry, R. 2005. Subsídios para a compreensão sobre a limitação de nutrientes ao crescimento do fitoplâncton e perifíton em ecossistemas continentais lênticos no Brasil. In: Roland, F., César, D. & Marinho, M. (eds) Lições em limnologia. RiMa Editora, São Carlos, p. 243-260.
- Jöbgen, A.M., Palm, A. & Melkonian, M. 2004. Phosphorus removal from eutrophic lakes using periphyton on submerged artificial substrata. *Hydrobiologia* 528: 123-142.
- Jones, V.J. & Flower, R.F. 1986. Spatial and temporal variability in periphytic diatom communities: palaeoecological significance in an acidified lake. In: Smol, J.P., Battarbee, R.W., Davis, S. & Meriläinen J. (eds) *Diatoms and lake acidity*. Dr W. Junk, Dordrecht, p. 87-94.
- Kalehrt, M., Hasselrot, A.T., Hillebrand, K. & Pettersson, H. 2002. Spatial and temporal variation in the biomass and nutrient status of epilithic algae in Lake Erken, Sweden. *Freshwater Biology* 47: 1191-1215.
- Kawamura, T. & Hirano, R. 1992. Seasonal changes in benthic diatom communities colonizing glass slides in Aburatsubo Bay, Japan. *Diatom Research* 7: 227-239.
- King, L., Clarke, G., Bennion, H., Kelly, M. & Yallop, M. 2006. Recommendations for sampling littoral diatoms in lakes for ecological status assessments. *Journal of Applied Phycology* 18: 15-25.
- King L., Jones, R.I. Barker, P. 2002. Seasonal variation in the epilithic algal communities from four lakes of different trophic state. *Archiv für Hydrobiologie* 154: 177-198.
- Korhola, A., Weckström J. & Nyman, M. 1999. Predicting the long-term acidification trends in small subarctic lakes using diatoms. *Journal of Applied Ecology* 36: 1021-1034.
- Krejci, M.E. & Lowe, R.L. 1987. Spatial and temporal variation of epipsamic diatoms in a spring-fed brook. *Journal of Phycology* 23: 585-590.
- Leira, M., Chen, G., Dalton, C., Irvine, K. & Taylor, D. 2009. Patterns in freshwater diatom taxonomic distinctness along an eutrophication gradient. *Freshwater Biology* 54: 1-14.
- Liboriussen, L. & Jeppesen, E. 2006. Structure, biomass, production and depth distribution of periphyton on artificial substratum in shallow lakes with contrasting nutrient concentrations. *Freshwater Biology* 51: 95-109.
- Liboriussen, L. & Jeppesen, E. 2009. Periphyton biomass, potential production and respiration in a shallow lake during winter and spring. *Hydrobiologia* 632: 201-210.
- Liess, A. & Kahlert, M. 2007. Gastropod grazers and nutrients, but not light, interact in determining periphytic algal diversity. *Oecologia* 152: 101-111.

- Liess, A., Lange, K., Schulz, F., Piggott, J.J., Matthaei, C.D. & Townsend, C.R. 2009. Light, nutrients and grazing interact to determine diatom species richness via changes to productivity, nutrient state and grazer activity. *Journal of Ecology* 97: 326-336.
- 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, 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: 159-174.
- Lowe, R.L. 1996. Periphyton patterns in lakes. In: Stevenson, R.J., Bothwell, M.L. & Lowe, R.L. (eds) *Algal ecology: freshwater benthic ecosystems*. Academic Press, San Diego, p. 57-76.
- Luttenton, M.R. & Lowe, R.L. 2006. Response of a lentic periphyton community to nutrient enrichment at low N:P ratios. *Journal of Phycology* 42: 1007-1015.
- Luttenton, M.R. & Rada, R.G. 1986. Effects of disturbance on epiphytic community architecture. *Journal of Phycology* 22: 320-326.
- Marcus, M.D. 1980. Periphytic community response to chronic nutrient enrichment by a reservoir discharge. *Ecology* 61: 387-399.
- McCormick, P.V. 1996. Resource competition and species coexistence in freshwater benthic algal assemblages. In: Stevenson, R.J., Bothwell, M.L. & Lowe R.L. (eds) *Algal ecology: freshwater benthic ecosystems*. Academic Press, New York, p. 229-252.
- McCune, B. & Mefford, M.J. 1999. PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data. Version 4. MjM Software Design, Glenden Beach, Oregon. 237 p.
- Micheli, F., Cottingham, K.L., Bascompte, J., Bjornstad, O.N., Eckert, G.L., Fischer, M.J., Keitt, T., Kendall, B.E., Klyg, J.L. & Rusak, J. 1999. The dual nature of community variability. *Oikos* 85: 161-169.
- Morin, S., Coste, M. & Delmas, F. 2008. A comparison of specific growth rates of periphytic diatoms of varying cell size under laboratory and field conditions. *Hydrobiologia* 614: 285-297.
- Morin, S., Vivas-Nogues, M., Duong, T.T., Boudou, A., Coste, M. & Delmas, F. 2007. Dynamics of benthic diatom colonization in a cadmium/zinc-polluted river (RiouMort, France). *Fundamental and Applied Limnology (Archiv für Hydrobiologie)* 168: 179-187.
- Moschini-Carlos, V., Pômpeo, M.L.M. & Henry, R. 1998. Temporal variation in C, N and P of the periphyton on the tropical aquatic macrophyte *Echinochloa polystachya* (H.B.K.) Hitch. in Jurumirim Reservoir. *Hydrobiologia* 434: 35-40.

- Naselli-Flores, L., Pasisák, J., Dokulil, M.T. & Chorus, I. 2003. Equilibrium/steady-state concept in phytoplankton ecology. *Hydrobiologia* 502: 395-403.
- Niederhauser, P. & Schanz, F. 1993. Effects of nutrient (N, P, C) enrichment upon the littoral diatom community of an oligotrophic high-mountain lake. *Hydrobiologia* 269-270: 453-462.
- Nygaard, G. 1994. A community of epiphytic diatoms living on low irradiances. *Nordic Journal of Botany* 14: 345-360.
- Padisák, J. 1993. The influence of different timescale disturbances on the species richness, diversity and equitability of phytoplankton in shallow lakes. *Hydrobiologia* 249: 135-156.
- Passy, S.I. 2007. Diatom ecological guilds display distinct and predictable behavior along nutrient and disturbance gradients in running waters. *Aquatic Botany* 86: 171-178.
- Patrick, R. & Reimer, C.W. 1966. The diatoms of the United States. Academy of Natural Sciences, Philadelphia. Vol. 2, 688 p.
- Peterson, C.G. 1996. Response of benthic algal communities to natural physical disturbance. In: Stevenson, R.J., Bothwell, M.L. & Lowe, R.L. (eds) *Algal ecology: freshwater benthic ecosystems*. Academic Press, San Diego, p. 375-402.
- Peterson, C.G. & Hoagland, K.D. 1990. Effects of wind-induced turbulence and algal mat development on epilithic diatom succession in a large reservoir. *Archiv für Hydrobiologie* 118: 47-68.
- Peterson, C.G. & Stevenson, R.J. 1990. Post-spate development of epilithic algal communities in different current environments. *Canadian Journal of Botany* 68: 2092-102.
- Peterson, C.G. & Stevenson, R.J. 1992. Resistance and resilience of lotic algal communities: importance of disturbance timing and current. *Ecology* 73: 1445-1461.
- Peterson, C.G., Weibel, A.C., Grimm, N.B. & Fischer, S.G. 1994. Mechanisms of benthic algal recovery following spates: comparison of simulated and natural events. *Oecologia* 98: 280-290.
- Pielou, E.C. 1975. *Ecological diversity*. John Wiley, New York. 165 p.
- Pienitz, R., Smol, J.P. & Birks, H.J.B. 1995. Assessment of freshwater diatoms as quantitative indicators of past climatic change in the Yukon and Northwest Territories, Canada. *Journal of Paleolimnology* 13: 21-49.
- Potapova, M. & Charles, D.F. 2003. Distribution of benthic diatoms in U.S. rivers in relation to conductivity and ionic composition. *Freshwater Biology* 48: 1311-1328.
- Potapova, M. & Hamilton, P.B. 2007. Morphological and ecological variation within the *Achnantheidium minutissimum* (Bacillariophyceae) species complex. *Journal of Phycology* 43: 561-575.

- Power, M.E. & Stewart, A.J. 1987. Disturbance and recovery of an algal assemblage following flooding in an Oklahoma stream. *American Midland Naturalist* 117: 333-345.
- Pringle, C.M. 1990. Nutrient spatial heterogeneity: effects on community structure, physiognomy, and diversity of stream algae. *Ecology* 71: 905-920.
- Riegman, R., Deboer, M. & Domis, L.D. 1996. Growth of harmful marine algae in multispecies cultures. *Journal of Plankton Research* 18: 1851-1866.
- Roberts, E., Kroker, J., Körner, S. & Nicklish, A. 2003. The role of periphyton during the recolonization of a shallow lake with submerged macrophytes. *Hydrobiologia* 506-509: 525-530.
- Rodrigues, L. 1998. Sucessão do perifiton na planície de inundação do alto rio Paraná: integração entre nível hidrológico e regime hidrodinâmico. Tese de Doutorado. Universidade Estadual de Maringá, Maringá. 208 p.
- Rodusky, A.J., Steinman, A.D., East, T.L., Sharfstein, B. & Meeker, R.H. 2001. Periphyton nutrient limitation and other potential growth-controlling factors in Lake Okeechobee, U.S.A. *Hydrobiologia* 448: 27-39.
- Ryves, D.B., McGowan, S. & Anderson, N.J. 2002. Development and evaluation of a diatom-conductivity model from lakes in West Greenland. *Freshwater Biology* 47: 995-1014.
- Scarsbrook, M.R. 2002. Persistence and stability of lotic invertebrate communities in New Zealand. *Freshwater Biology* 47: 417-431.
- Schwarzbold, A. 1992. Efeitos do regime de inundação do Rio Mogi-Guaçu (SP) sobre a estrutura, diversidade, produção e estoques do perifiton da Lagoa do Infernã. Tese de doutorado, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.
- Sekar, R., Venugopalan, V.P., Nandakumar, K., Nair, V.K. & Rao, V.N.R. 2004. Early stages of biofilm succession in a lentic freshwater environment. *Hydrobiologia* 512: 97-108.
- Shannon, C.E. & Weaver, W. 1963. *The mathematical theory of communication*. University of Illinois Press, Urbana. 173 p.
- Simpson, E.H. 1949. Measurement of diversity. *Nature* 163: 688.
- Soininen, J. & Eloranta, P. 2004. Seasonal persistence and stability of diatom communities in rivers: are there habitat specific differences? *European Journal of Phycology* 39: 153-160.
- Sokal, R.R. & Rohlf, F.J. 1995. *Biometry: the principles and practice of statistics in biological research*. W.H. Freeman & Co., New York. 887 p. (3ª edição).
- Sommer, U. 1993. Disturbance-diversity relationships in two lakes of similar nutrient chemistry but contrasting disturbance regimes. *Hydrobiologia* 249: 59-65.
- Sommer, U., Padisák, J., Reynolds, C.S. & Juhász-Nagy, P. 1993. Hutchinson's heritage: the diversity-disturbance relationship in phytoplankton. *Hydrobiologia* 249: 1-8.

- Southwood, T.R.E. 1987. The concept and nature of the community. In: Gee, J.H.R. & Giller P.S. (eds) *Organization of communities: past and present*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, p. 3-27.
- Steinman, A.D. 1996. Effects of grazers on benthic freshwater algae. In: Stevenson, R.J., Bothwell, M.L. & Lowe, R.L. (eds). *Algal ecology: freshwater benthic ecosystems*. Academic Press, San Diego, p. 342-373.
- Steinman, A.D. & McIntire, C.D. 1990. Recovery of lotic periphyton communities after disturbance. *Environmental Management* 14: 589-604.
- Steinman, A.D., McIntire, C.D., Gregory, S.V. & Lamberti, G.A. 1989. Effects of irradiance and grazing on lotic algal assemblages. *Journal of Phycology* 25: 478-485.
- Stelzer, S.R. & Lamberti, G.A. 2001. Effects of N:P ratio and total nutrient concentration on stream periphyton community structure, biomass and elemental composition. *Limnology and Oceanography* 46: 356-367.
- Stenger-Kovács, C. 2007. Application of diatoms in ecological classification of surface waters in Hungary. Tese de Doutorado. Universidade de Pannonia, Pannonia. 11 p.
- Stevenson, R.J., Peterson, C.G., Kirschtel, D.B., King, C.G. & Tuchman, N.C. 1991. Density dependent growth, ecological strategies, and effects of nutrient and shading on benthic diatom succession in streams. *Journal of Phycology* 27: 59-69.
- Szabó, K.É., Makk, J., Kiss, K.T., Eiler, A., Ács, É., Tóth, B., Kiss, Á.K. & Bertilsson, S. 2008. Sequential colonization by river periphyton analysed by microscopy and molecular fingerprinting. *Freshwater Biology* 53: 1359-1371.
- Tanimizu K, Miura, T. & Higashi, M. 1981. Effect of water movement on the photosynthetic rate of algal community attached to reed stems. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 21: 584-589.
- Tank, J.L. & Dodds, W.K. 2003. Nutrient limitation of epilithic and epixylic biofilms in ten North American streams. *Freshwater Biology* 48: 1031-1049.
- Ter-Braak, C.J.F. 1986. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* 67: 1167-1986.
- Ter-Braak, C.J.F. 1994. *Canonical community ordination, 1: basic theory and linear methods*. *Ecoscience* 1: 127-140.
- Tilman, D., Kiesling, R., Sterner, R., Kilham, S.S. & Johnson, F.A. 1986. Green, bluegreen and diatom algae: taxonomic differences in competitive ability for phosphorus, silicon and nitrogen. *Archiv für Hydrobiologie* 106: 473-485.

- Tipping, E., Bass, J.A.B., Hardie, D., Haworth, E.Y., Hurley, M.A. & Wills, G. 2002. Biological responses to the reversal of acidification in surface waters of the English Lake District. *Environmental Pollution* 116: 137-146.
- Townsend, C.R. 1989. The patch dynamics concept of stream community ecology. *Journal of the North American Benthological Society* 8: 36-50.
- Townsend, C.R., Doledec, S. & Scarsbrook, M.R. 1997. Species traits in relation to temporal and spatial heterogeneity in streams: a test of habitat template theory. *Freshwater Biology* 37: 367-387.
- Urrea, G. & Sabater, S. 2009. Epilithic diatom assemblages and their relationship to environmental characteristics in an agricultural watershed (Guadiana River, SW Spain). *Ecological Indicators* 9: 693-703.
- Utermöhl, H. 1958. Zur Vervollkommnung der quantitative Phytoplankton: Metodik. *Internationale Vereinigung Theoretische und Angewandte Limnologie* 9: 1-38.
- van-Dam, H. 1982. On the use of measures of structure and diversity in applied diatom ecology. *Nova Hedwigia* 73: 97-115.
- van-Dam, H., Mertens, A. & Sinkeldam, J. 1994. A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. *Netherlands Journal Aquatic Ecology* 28: 117-133.
- 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. Universidade Estadual Paulista, Rio Claro. 176 p.
- Weckström, J., Korhola, A. & Blom, T. 1997. Diatoms as quantitative indicators of pH and water temperature in subarctic Fennoscandian lakes. *Hydrobiologia* 347: 171-184.
- Yang, G.Y., Tang, T. & Dudgeon, D. 2009. Spatial and seasonal variations in benthic algal assemblages in streams in monsoonal Hong Kong. *Hydrobiologia* 632: 189-200.



### **Variação da comunidade fitoplanctônica (com ênfase nas diatomáceas) em reservatórios oligotrófico e hipertrófico (Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo)**

#### **Resumo**

O objetivo deste estudo foi descrever e comparar a estrutura e a variabilidade temporal e espacial do fitoplâncton. Ademais, verificar a contribuição das diatomáceas para a estrutura da comunidade fitoplanctônica, buscando identificar o principal fator controlador da variabilidade e do incremento da biomassa deste grupo de algas em dois reservatórios com diferentes níveis de trofia situados no Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, Município de São Paulo. Amostragens mensais do fitoplâncton foram providenciadas durante 12 meses consecutivos em cinco profundidades na região pelágica e na subsuperfície na região litorânea do Lago do IAG (oligotrófico) e do Lago das Garças (hipertrófico). A informação obtida foi avaliada através de estatística descritiva, análises multivariadas e do critério de informação de Akaike. No reservatório oligotrófico, os períodos de transição seca-chuva e de chuva (estratificação) foram caracterizados pelas maiores concentrações de NID, NT, PT, maiores valores de condutividade e maiores razões de nutrientes, enquanto que o seco (mistura) apresentou maiores valores de PSR, OD e transparência. Estratégias adaptativas de espécies de clorofíceas, crisofíceas e dinofíceas permitiram a maior contribuição destes grupos durante a fase de menor disponibilidade de nutrientes e estabilidade térmica da coluna d'água e de cianobactérias e, novamente, clorofíceas e crisofíceas durante a fase de mistura. No hipertrófico, a maior estabilidade da coluna d'água e a menor disponibilidade de N e CO<sub>2</sub> durante o final da seca e início das chuvas promoveram o domínio de cianobactérias, também relacionadas aos maiores valores de OD, pH e razões molares Si:P. Aumento da disponibilidade de nutrientes e luz durante seca (mistura) neste reservatório promoveu a abertura de novos nichos, favorecendo o aumento do número de espécies dos demais grupos algais. Aprofundamento da zona de mistura foi o principal fator

controlador da biomassa de diatomáceas em ambos os reservatórios, acompanhado pelos teores de fósforo no oligotrófico e de nitrogênio no hipertrófico. Distúrbios de intensidade intermediária provavelmente ocasionaram aumento de riqueza e diversidade durante o período de chuvas no reservatório oligotrófico, enquanto que no hipertrófico estes atributos foram controlados também pela intensidade de floração de cianobactérias. Riqueza e diversidade foram maiores na região litorânea em função da maior complexidade de habitats, característica desta região.

**Palavras chave:** fitoplâncton, diatomáceas, regime de mistura, represas, estado trófico.

### **Abstract**

Main objective of study was to evaluate and compare the structure and temporal and spatial phytoplankton variation, verify the diatom contribution to this structure, and identify the main factor regulating such variation and biomass in two reservoirs with different trophic located in the Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, Municipality of São Paulo. Sampling of phytoplankton was carried out monthly during 12 consecutive months, from September 2006 to August 2007, in five depths in the pelagic zone, and at subsurface in the littoral zone of IAG Pond (oligotrophic) and Garças Pond (hypertrophic). Descriptive and multivariate analysis and Akaike information criteria were taken into consideration during data evaluation. In the oligotrophic reservoir, dry-rainy transition period and rainy one (stratified) presented greater DIN, TN, TP and conductivity and greater nutrient ratios while the dry period (mixture) showed greater PSR, DO and transparency. Chlorophyceans, chrysophyceans and dinoflagellates adaptive strategies allowed their greater contribution during the greater nutritional limitation and thermal stability phase. Cyanobacteria and again chlorophyceans and chrysophyceans had their maximum importance during the mixture phase. In the hypertrophic reservoir, greater thermal stability and N and CO<sub>2</sub> limitation towards the end of the dry period and beginning the rainy one contributed to Cyanobacteria dominance. Cyanobacteria were also related to greater DO, pH and Si:P ratio. Decrease of nutrients availability and light limitation during the dry and mixture periods of the hypertrophic reservoir promoted new niches that favored development of species of other algal groups. Variation of mixing zone was the main controlling factor for diatom biomass in both reservoirs, followed by P in the oligotrophic and N in the hypertrophic ones. Intermediate disturbance hypothesis probably explains the greater richness and diversity during the rainy period in the oligotrophic reservoir, whereas in the hypertrophic one cyanobacteria bloom

intensity was responsible for control and decrease of such attributes. Richness and diversity were greater in the littoral region due to greater habitat complexity of this zone.

**Key words:** phytoplankton, diatoms, mixing regime, reservoirs, trophic status.

## 1. INTRODUÇÃO

---

O estado de trofia é um dos mais importantes gradientes ambientais que afeta a estrutura da comunidade fitoplanctônica, levando à mudanças, entre outros atributos, na densidade, biomassa, composição taxonômica e diversidade dessa comunidade, devido ao aumento das cargas de nutrientes (Reynolds 2006). Pelo fato das comunidades fitoplanctônicas de lagos serem compostas por muitas espécies diferentes, algumas silicosas outras não (Salmaso 2003, Teubner & Dokulil 2000), as referidas mudanças são relacionadas às diferenças na absorção de nutrientes pelas espécies, assim como às taxas de crescimento e de perda desses organismos (Reynolds 2006).

Entretanto, o conhecimento sobre quais fatores abióticos (ou bióticos) regulam a composição e a dominância de espécies, assim como a variabilidade temporal das comunidades fitoplanctônicas naturais, é ainda incompleto (Kõiv & Kangro 2005). Se por um lado há evidências que apontam para o forte efeito das razões de nutrientes sobre a biomassa e a composição de espécies do fitoplâncton, por outro claramente demonstram o efeito de fatores adicionais como a estratificação, os mecanismos de regulação da flutuabilidade e dos fluxos da água, o regime de luz e a predação sobre a estrutura e o funcionamento dessa comunidade (Zohary *et al.* 2010, Smith & Bennet 1999).

Considerando especificamente a comunidade de diatomáceas planctônicas, sílica solúvel dissolvida vem sendo referida como limitante do crescimento das espécies em estudos clássicos (Lund 1950, 1954) e recentes (Teubner & Dokulil 2000, Bailey-Watts 1976a, 1976b, 1988, Bailey-Watts *et al.* 1989a, 1989b, Gibson *et al.* 2000) e, embora a literatura sobre ciclagem da sílica em água doce ainda seja relativamente escassa, é sabido que esse nutriente desempenha um importante papel na ecologia das diatomáceas planctônicas.

Em ecossistemas eutrofizados, observou-se que as diatomáceas planctônicas são fortemente influenciadas pelas concentrações ambientais de sílica (Kilham 1971) e que o aumento da razão Si:P deveria criar condições satisfatórias para as diatomáceas (Kõiv & Kangro 2005), uma vez que, em geral, espécies destas algas apresentam crescimento rápido sob

condições não-limitantes (Egge 1998). A interação da sílica com o P e suas implicações no desenvolvimento cíclico das diatomáceas apresentam, portanto, considerável interesse (Gibson *et al.* 2000).

Os objetivos deste estudo foram descrever e comparar a estrutura e a variabilidade temporal e espacial do fitoplâncton e verificar a contribuição das diatomáceas na estrutura da comunidade, identificando o principal fator controlador da variabilidade e do incremento de densidade e biomassa deste grupo algal em dois reservatórios com diferentes trofias localizados no Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (São Paulo).

## **2. ÁREA DE ESTUDO**

---

A área de estudo é a mesma descrita no capítulo 1 deste trabalho.

## **3. MATERIAL E MÉTODOS**

---

As variáveis limnológicas da água ( $n = 2$ ) e biológicas do fitoplâncton ( $n = 1$ ) foram analisadas mensalmente, entre setembro de 2006 e agosto de 2007, em duas regiões no reservatório oligotrófico (Lago do IAG) e em três no hipertrófico (Lago das Garças). Os locais de coleta foram escolhidos de forma a abranger os diferentes compartimentos dos dois reservatórios, com o intuito de verificar possíveis diferenças espaciais tanto das variáveis físicas e químicas quanto das biológicas. No Lago do IAG, as amostras foram tomadas na região pelágica e em uma porção da região litorânea. No Lago das Garças, as coletas foram realizadas na região pelágica e em duas regiões litorâneas, aqui chamadas entradas 6 e 7 pelo fato de constituírem locais de entrada de água oriunda de uma nascente próxima (estação 6) e de uma entrada de esgoto (estação 7).

As amostragens foram realizadas com garrafa de Van Dorn em cinco profundidades (subsuperfície, 1 m, 2 m, 3 m e  $\pm 20$  cm acima do fundo) na região pelágica e na subsuperfície na região litorânea, invariavelmente no início do período da manhã, por volta de 08:00 h. As amostras foram acondicionadas em frascos de polietileno, os quais foram colocados em caixas térmicas e, posteriormente, transportadas até o laboratório para processamento das análises, que ocorreu no mesmo dia da coleta.

### 3.1. Variáveis abióticas

Dentre as variáveis físicas e químicas coletadas em cada região de cada reservatório, foram analisadas transparência da água ( $Z_{ds}$ ) (m) através da obtenção do valor da profundidade de desaparecimento do disco de Secchi, turbidez (NTU), temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ) (a cada 10 cm de profundidade até o fundo para posterior elaboração dos perfis térmicos), pH e condutividade elétrica ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) com auxílio de sonda multiparâmetro YSI (Hexis) modelo 610-D, oxigênio dissolvido ( $\text{mg L}^{-1}$ ) (Golterman *et al.* 1978), alcalinidade ( $\text{mEq L}^{-1}$ ) (Golterman & Clymo 1969), formas de carbono inorgânico (Mackereth *et al.* 1978), amônio ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) (Solorzano 1969), ortofosfato ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) e fósforo total dissolvido ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) (Strickland & Parsons 1965), nitrato ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) e nitrito ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) (Mackereth *et al.* 1978), ortossilicato ( $\text{mg L}^{-1}$ ) (Golterman *et al.* 1978) e nitrogênio total ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) e fósforo total ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) (Valderrama 1981).

As análises das frações dissolvidas dos nutrientes foram realizadas a partir de amostras filtradas sob baixa pressão ( $< 0,5 \text{ atm}$ ) em filtro de fibra de vidro Whatman GF/F (47 mm de diâmetro, 0,6-0,7  $\mu\text{m}$  de porosidade) previamente calcinado ( $450 \text{ }^{\circ}\text{C}$  4 h). Todas essas análises foram processadas no mesmo dia da coleta.

A resistência térmica relativa à mistura (RTR) foi calculada a partir dos dados de temperatura, por meio da diferença da densidade da água à temperatura de  $4 \text{ }^{\circ}\text{C}$  e  $5 \text{ }^{\circ}\text{C}$ , segundo Schäffer (1985). Os valores de densidade da água foram obtidos de Dadon (1995). A zona de mistura ( $Z_{mix}$ ) foi considerada aquela acima da camada de água na qual o gradiente de densidade primeiro excedeu  $0,02 \text{ kg m}^{-3} \text{ m}^{-1}$ , de acordo com Reynolds (2006). A determinação da zona eufótica ( $Z_{eu}$ ) foi feita pela multiplicação dos valores de transparência obtidos através profundidade de desaparecimento do disco de Secchi ( $Z_{ds}$ ) multiplicado por 3,0 (Cole 1983). O coeficiente de atenuação vertical da luz ( $k$ ) foi calculado conforme Poole & Atkins (1929), através da relação  $k = 1,7 \times Z_{ds}^{-1}$ .

### 3.2. Variáveis climáticas

Os dados das variáveis climáticas temperatura do ar ( $^{\circ}\text{C}$ ) (termômetro de bulbo seco), precipitação pluviométrica (mm) (pluviômetro) e irradiação solar ( $\text{MJ m}^{-2}$ ) (actinógrafo) durante o período estudado foram fornecidos pela Estação Meteorológica do Observatório “Alexander Postoiev” do CIENTEC, Centro de Ciência e Tecnologia da Universidade de São Paulo, localizado dentro da Reserva do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga.

### 3.3. Variáveis biológicas

As amostras destinadas à determinação dos teores de clorofila-*a* ( $n = 2$ ) foram filtradas em bomba a vácuo ( $< 0,5$  atm), utilizando filtros de fibra de vidro Whatman GF/F, com 47 mm de diâmetro e 0,6-0,7  $\mu\text{m}$  de porosidade previamente calcinados a 450 °C durante quatro horas. Todo o procedimento foi realizado sob condições de ausência parcial de luz. Após a filtração, os filtros foram cuidadosamente dobrados, embalados em papel alumínio, acondicionados em recipientes com sílica-gel e mantidos em congelador (-20 °C) até iniciar a análise. Os teores de clorofila-*a* e feopigmentos ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) foram determinados conforme Sartory & Grobbelar (1984) e Marker *et al.* (1980), incluindo as modificações de Wetzel & Likens (1991).

Amostras destinadas às análises qualitativas e quantitativas do fitoplâncton foram fixadas em formalina 4 % e lugol acético a 0,5 %, respectivamente.

A identificação taxonômica das diatomáceas e dos demais grupos de algas foi realizada, sempre que possível, em nível específico e infraespecífico, com base em publicações de floras dos grupos já levantados para a área e em bibliografia clássica e moderna para os demais. Para tanto, foi utilizado microscópio óptico Zeiss Oberkochen, modelo Standard 20, equipado com câmara-clara e ocular de medição digital acopladas ao sistema óptico do microscópio.

A densidade fitoplanctônica foi estimada segundo Utermöhl (1958), através de um microscópio invertido Zeiss Oberkochen, em aumento de 400 vezes. O tempo de sedimentação das amostras nas cubetas seguiu Lund *et al.* (1958) e o procedimento de quantificação foi feito por meio de transeções horizontais e verticais, com a enumeração dos táxons realizada em um de cada três campos seguintes. O limite de contagem foi estabelecido de acordo com o método gráfico da curva de rarefação de espécies, até atingir 100 indivíduos da espécie mais comum (Bicudo 1990). Dessa forma, com o intuito de incluir as espécies com baixa ocorrência não foi estabelecido um número mínimo de campos a ser quantificados.

A densidade foi calculada conforme a equação abaixo descrita em Ros (1979) e expressa em  $\text{ind L}^{-1}$ :

$$\text{Indivíduos } \text{mL}^{-1} = n (s.c)^{-1} (1/h) (10^3 \text{ mm}^3) \text{ mL}^{-1}$$

onde:

$n$  = número total de indivíduos efetivamente contados.

$s$  = área do campo de contagem ( $\text{mm}^2$ ).

$c$  = número de campos efetivamente contados.

$h$  = altura da câmara de sedimentação usada (mm).

A biomassa das espécies fitoplanctônicas foi obtida através da multiplicação dos dados de biovolume pelos dados de densidade. O biovolume das espécies foi obtido utilizando as fórmulas de sólidos geométricos (de acordo com Hillebrand *et al.* 1999 e Sun & Liu 2003) cuja forma, isolada ou combinada, é aproximada à de cada espécie de alga fitoplanctônica. Cerca de 30 indivíduos forma medidos, quando possível.

Foram consideradas espécies descritoras da comunidade aquelas cujas densidades representaram 5 % ou mais da densidade total de espécies em pelo menos uma das unidades amostrais.

Os seguintes índices biológicos foram calculados:

- **Riqueza específica (S):** número total de táxons encontrados em uma amostra.
- **Índice de diversidade de Shannon-Wiener** (bits ind<sup>-1</sup>), de acordo com a equação a seguir, descrita em Shannon & Weaver (1963):

$$H' = -\sum_{i=1}^n p_i \cdot \log_2 p_i$$

**Índice de dominância**, de acordo com a equação a seguir, descrita em Simpson (1949):

$$D = \frac{1}{\sum_{i=1}^n (p_i)^2},$$

sendo  $p_i$  a contribuição da espécie  $i$  para a densidade total da comunidade na amostra.

- **Equitabilidade (J)**, de acordo com a seguinte equação, descrita em Pielou (1975):

$$E = \frac{H'_{obs}}{H'_{máx}} = \frac{H'}{\log_2 S},$$

sendo  $H'_{obs}$  a diversidade observada,  $H'_{máx}$  a diversidade máxima e S o número de espécies.

### 3.4. Integração matemática dos dados abióticos e bióticos

A fim de facilitar e otimizar a interpretação das variáveis abióticas e biológicas em escala temporal, os dados das cinco profundidades da região pelágica dos dois reservatórios foram integrados matematicamente ( $\text{mm}^3 \text{ m}^{-2}$ ) e a variação temporal demonstrada concomitantemente com a variação em profundidade.

### 3.5. Tratamento estatístico dos dados

A estatística descritiva dos dados foi providenciada usando médias aritméticas como medida de tendência central e erro padrão e coeficiente de variação como medidas de dispersão e variabilidade dos dados ao longo do período do presente estudo.

A Análise de Componentes Principais (PCA) ordenou as unidades amostrais em função das variáveis abióticas, a partir de matrizes de covariância, com os dados transformados pela amplitude de variação (*ranging*).

Análise integrada das variáveis bióticas e abióticas foi realizada por meio da Análise de Correspondência Canônica (CCA), com os dados abióticos transformados pela amplitude de variação (*ranging*) e os bióticos por raiz quadrada de  $x + 0,5$ . As transformações foram realizadas para normalizar as diferenças nas escalas dos valores das variáveis. Foram utilizados apenas os táxons cuja densidade e biomassa total foi superior a 0,5 %. As variáveis abióticas utilizadas na CCA foram selecionadas a partir da Análise de Componentes Principais (veja capítulo 1), tendo sido eliminadas as variáveis colineares ou de baixa correlação.

Para explicar a variabilidade das diatomáceas, o Critério de Informação de Akaike ( $AIC_c$ ) de segunda ordem, corrigido para pequenos tamanhos amostrais) foi calculado. O objetivo desta análise foi estimar e selecionar modelos de regressão para as variáveis resposta que providenciaram uma boa aproximação (a melhor possível) do modelo real hipotético, com a menor perda de informação, baseando-se no conjunto de dados disponíveis. Como variáveis-resposta, foram escolhidas a densidade e a biomassa das diatomáceas e como variáveis explanatórias, nitrogênio inorgânico dissolvido, PSR, sílica solúvel reativa e zona de mistura. De acordo com Burnham & Anderson (2002), a plausibilidade de um modelo decresce com o aumento dos valores de  $\Delta AIC_c$ , os quais representam as diferenças dos  $AIC_c$  de cada modelo e o mínimo  $AIC_c$  medido. A medida de  $\Delta AIC_c$  oferece, portanto, o nível de suporte empírico dos modelos. Valores de  $\Delta AIC_c < 2$  indicam modelos com níveis similares de suporte empírico; valores entre 2 e 10 apontam para uma certa incerteza; e valores  $> 10$  devem ser seguramente descartados. Assim sendo, valores de  $\Delta AIC_c$  mais próximos de zero indicam melhor ajuste e menor parcimônia do modelo. O peso de Akaike ( $w_i$ ) é uma estatística associada calculada para cada modelo com base nos valores de  $\Delta AIC_c$ . Variando de 0 a 1, os valores de  $w_i$  são extremamente úteis no escalonamento e na interpretação dos valores de  $\Delta AIC_c$  e indicam a importância relativa do modelo  $i$  em relação a todos os modelos avaliados. Da mesma forma, as taxas de evidência ( $w_i/w_j$ ) indicam a probabilidade de um modelo ser mais ajustado e, portanto, superior em relação aos demais em termos de explicação. Assim, as referidas estatísticas providenciam as evidências de que determinado modelo ( $i$ ) é o melhor explanatório do conjunto de modelos estimados.



De acordo com Johnson & Omland (2004), a utilização da seleção de modelos, uma inferência estatística baseada em teoria da informação estatística, é especialmente válida para conjuntos de dados observacionais amostrados em sistemas complexos, como é o caso dos dados deste trabalho. Gráficos de dispersão foram colocados em gráfico para representar as relações entre as variáveis-resposta e as variáveis explanatórias dos modelos com suporte empírico.

Os programas estatísticos utilizados foram os seguintes: MINITAB (versão 14.1) para a análise descritiva dos dados, WINMAT para transformação dos dados, PCORD (versão 5.1 para Windows) (McCune & Mefford 1999) para a Análise de Componentes Principais e de Correspondência Canônica, e SAM (Rangel *et al.* 1996) para o cálculo do Critério de Informação de Akaike.

## 4. RESULTADOS

---

### 4.1. Variáveis climáticas na região do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga

Os resultados referentes às variáveis climáticas foram descritos no capítulo 1 deste trabalho.

### 4.2. Variáveis abióticas

Tendências semelhantes de variação temporal e em profundidade da temperatura da água foram observadas nos reservatórios estudados (fig. 1-4). Dois períodos distintos e bem definidos foram diferenciados, um dos quais foi caracterizado por um gradiente térmico heterogêneo, que durou de setembro/2006 a março/2007, denominado período estratificado, que abrangeu o final do período seco e chuvoso; e o outro foi caracterizado por um gradiente homogêneo (abril-julho/2007) a levemente heterogêneo (agosto/2007), que representou a maioria dos meses da época de seca, o qual foi caracterizado como um período de circulação da coluna d'água e início de estratificação. As diferenças de temperatura (tab. 1) entre a superfície e o fundo do reservatório confirmam os padrões de maior heterogeneidade durante os períodos de chuvas e de uniformidade durante a seca na coluna d'água nos dois reservatórios.

Durante o período estratificado, a camada de mistura ficou restrita aos primeiros metros da coluna d'água, com os valores de profundidade da zona de mistura ( $Z_{mix}$ ) variando entre 1 m e 2,5 m nos dois reservatórios (fig. 5a, 5c). Neste período, foram também registrados os maiores valores de resistência térmica relativa (RTR), cujos picos ocorreram, principalmente, nas porções

superficiais da coluna d'água de setembro a novembro de 2006; e mais próximo do fundo, de novembro-dezembro de 2006 a março/2007 nos dois reservatórios, indicando uma diminuição gradativa da resistência à circulação no sentido dos meses iniciais do período seco até agosto/2007, mês este de início da estratificação térmica durante o período estudado (fig. 1). Durante a maior parte do período seco, foram observadas as menores diferenças entre as temperaturas da superfície e do fundo dos dois reservatórios. Em geral, os valores dessas diferenças foram maiores no reservatório hipertrófico (tab. 1).

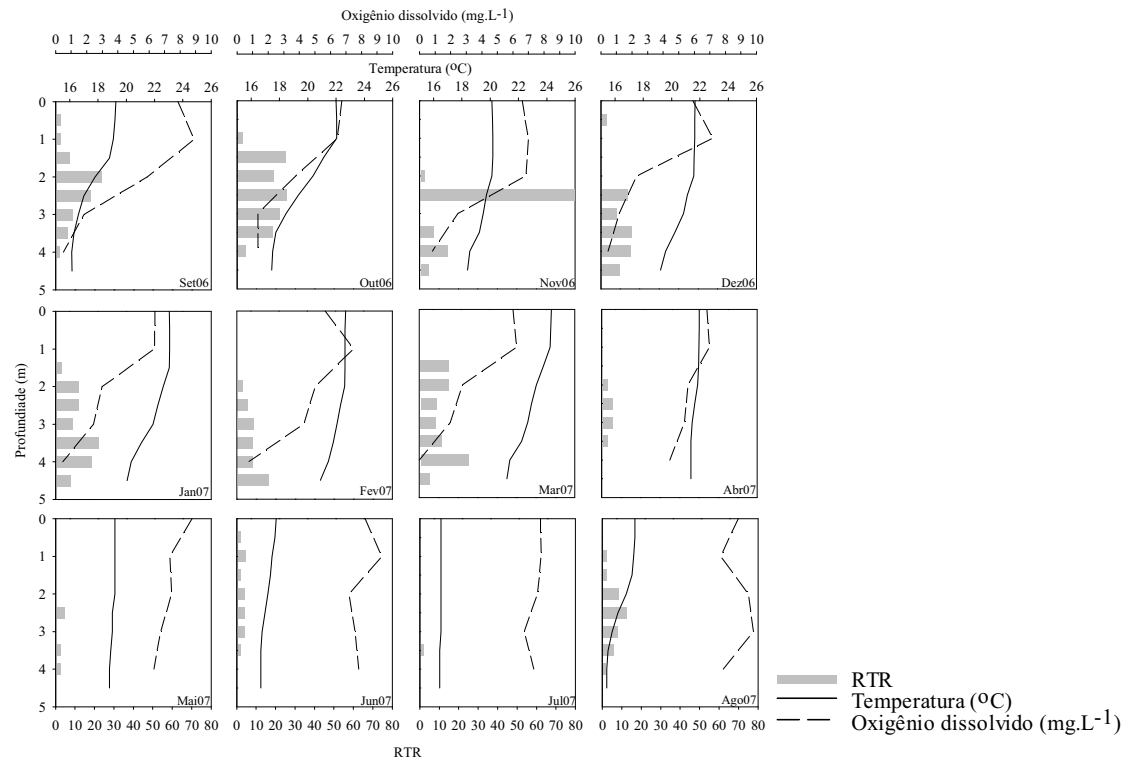


Figura 1. Perfis verticais de temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ), oxigênio dissolvido ( $\text{mg L}^{-1}$ ) e resistência térmica (RTR) no Lago do IAG entre setembro de 2006 e agosto de 2007.

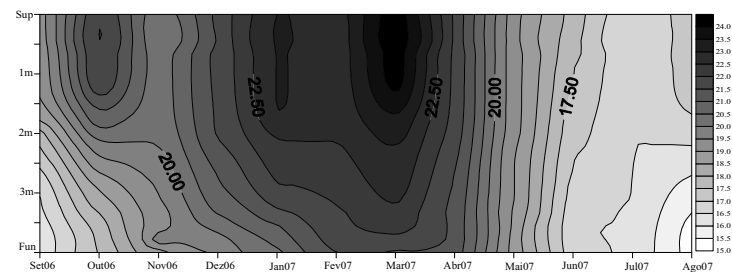


Figura 2. Diagrama de profundidade e tempo de isolinhas de temperatura ( $^{\circ}\text{C}$ ) na região pelágica e na superfície da região litorânea do Lago do IAG entre setembro de 2006 e agosto de 2007.

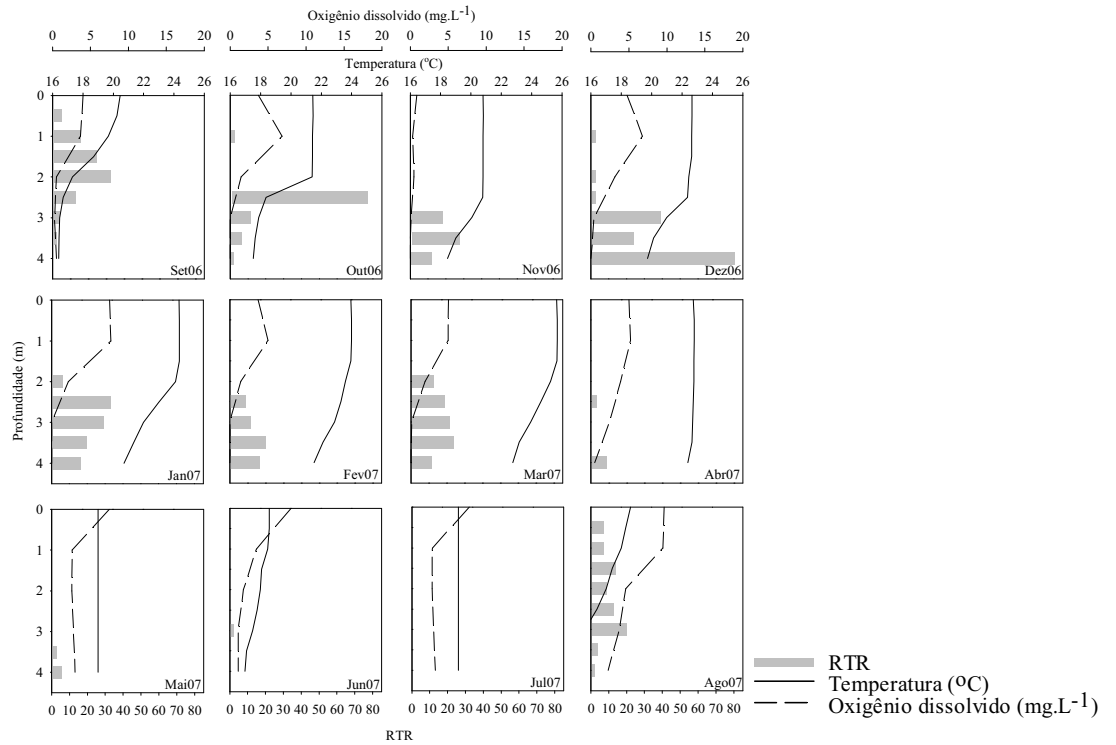


Figura 3. Perfis verticais de temperatura (°C), oxigênio dissolvido ( $\text{mg L}^{-1}$ ) e resistência térmica (RTR) no Lago das Garças entre setembro de 2006 e agosto de 2007.

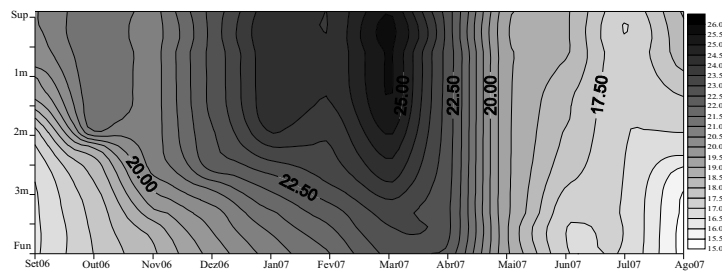


Figura 4. Diagrama de profundidade e tempo de isolinhas de temperatura (°C) na região pelágica do Lago das Garças entre setembro de 2006 e agosto de 2007.

Tabela 1. Diferença de temperatura entre o fundo e a superfície no Lago do IAG e no Lago das Garças entre setembro de 2006 e agosto de 2007.

Mês	Lago do IAG - °C	Lago das Garças - °C
Setembro/2006	3,1	4,0
Outubro/2006	4,5	3,9
Novembro/2006	1,7	2,3
Dezembro/2006	2,4	2,9
Janeiro/2007	3,0	3,6
Fevereiro/2007	1,8	2,4
Março/2007	3,1	2,9
Abril/2007	0,6	0,4
Mai/2007	0,4	0,0
Junho/2007	1,1	-0,2
Julho/2007	0,1	0,0
Agosto/2007	2,0	3,3

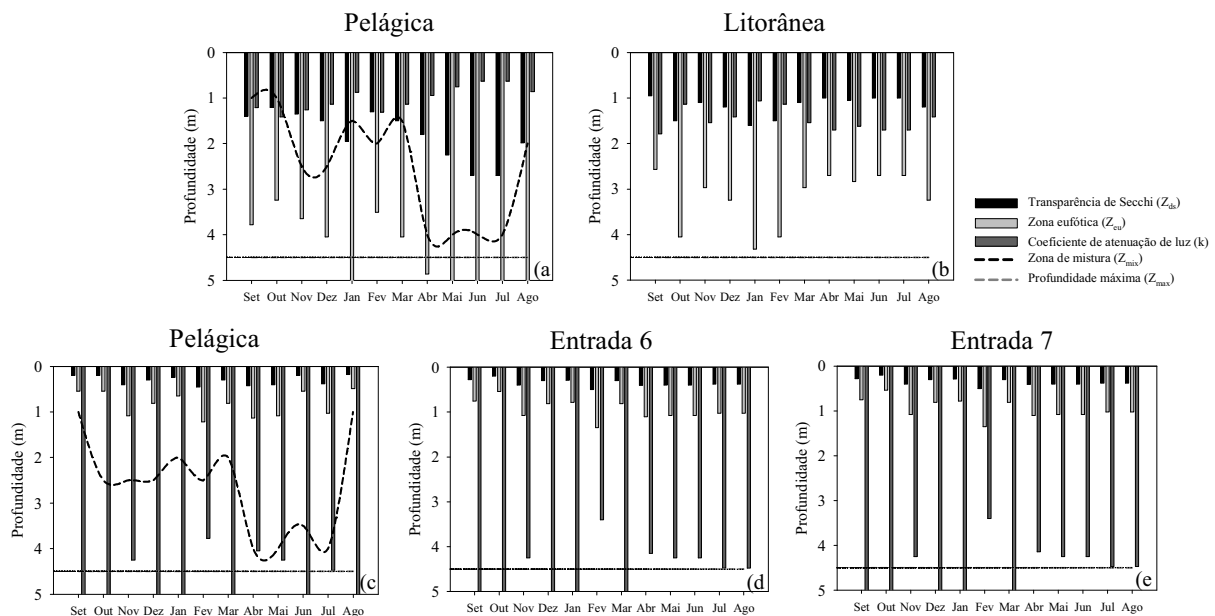


Figura 5: Transparência da água (m), zona eufótica (m), coeficiente de atenuação de luz (k), zona de mistura (m) e profundidade máxima (m) nas regiões pelágica (a) e litorânea (b) do Lago do IAG e pelágica (c) e entradas (d, e) do Lago das Garças entre setembro de 2006 e agosto de 2007.

A profundidade da zona eufótica ( $Z_{eu}$ ) foi nitidamente maior no reservatório oligotrófico do que no hipertrófico, com valores superando 2,5 m durante todo o período e atingindo o fundo do reservatório na maioria dos meses secos e em janeiro/2007; e em outubro/2006 e janeiro-fevereiro/2007 na região litorânea. No reservatório hipertrófico, a zona eufótica foi maior

durante o final do período chuvoso e início do seco, porém, não ultrapassou 1,5 m em nenhuma das regiões estudadas (fig. 5c).

A transparência da água ( $Z_{ds}$ ) seguiu a mesma tendência da profundidade da zona eufótica, com os maiores valores medidos para o reservatório oligotrófico, especialmente durante o período seco na região pelágica e em outubro/2006, janeiro-fevereiro/2007 na litorânea. No reservatório hipertrófico, a transparência foi, no entanto, menos variável e levemente maior no início da seca nas três regiões presentemente estudadas (fig. 5).

Quanto ao coeficiente de atenuação vertical da luz ( $k$ ), o padrão de variação foi oposto ao da transparência e da zona eufótica. Os valores foram nitidamente maiores no reservatório hipertrófico e ultrapassaram 3,5 m em todos os meses e em todas as regiões desse sistema. No Lago do IAG, maior variabilidade e valores um pouco maiores ocorreram durante o período chuvoso na região pelágica e, ao contrário, foram levemente maiores durante o período seco na região litorânea (fig. 5).

Tabela 2. Valores mínimo, máximo e médio, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV%) das variáveis abióticas em cinco profundidades na região pelágica do Lago do IAG no período setembro de 2006 a agosto de 2007.

	pH	Cond	Alcal	Turb	OD	CO <sub>2</sub> total	CO <sub>2</sub> livre	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	CO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	NID	NT	PSR	PDT	PT	NT/PT	NID/PO <sub>4</sub>	SHLO <sub>4</sub>	SE/PO <sub>4</sub>	SE/NID	
Coluna integrada	Min	4,1	23,6	0,08	0,2	2,7	16,7	0,5	0,00002	5,0	42,0	11,5	122,9	222,7	4,0	4,2	6,1	49,5	41,9	1,6	268,6	1,3	
	Máx	7,0	63,6	0,37	34,0	7,6	583,5	576,2	0,16683	14,4	350,3	41,7	654,7	4127,4	9,6	22,3	32,4	614,2	302,5	2,8	855,3	9,8	
	Méd	5,0	37,2	0,2	13,8	4,7	131,3	124,3	0,01	7,1	158,2	206,6	364,8	1342,3	5,4	8,6	15,0	217,9	159,3	2,2	533,4	4,3	
	DP	0,7	12,2	0,1	11,5	1,9	155,6	155,4	5,3	0,05	3,6	85,0	158,3	198,7	1235,5	2,2	5,2	8,4	183,4	104,6	0,4	188,4	2,5
	CV (%)	14,0	16,9	25,0	78,0	15,5	120,1	168,4	24,7	310,5	0,0	41,5	95,2	45,4	81,9	43,0	36,1	44,3	91,0	61,9	16,3	38,1	42,8
Superfície	Min	4,99	23,0	0,1	0,2	6,3	6,7	0,7	5,6	0,0	61,0	10,0	106,8	228,7	4,0	4,0	4,0	23,2	43,6	1,8	267,9	2,9	
	Máx	7,36	38,0	0,2	27,0	9,3	390,1	384,4	10,5	0,0	290,1	192,7	430,9	2781,2	10,7	11,6	22,9	456,7	238,2	3,0	836,1	11,2	
	Méd	5,7	28,0	0,1	13,1	7,4	80,0	74,5	7,6	0,0	158,3	58,9	222,2	799,6	5,4	7,1	15,6	170,6	101,6	2,4	548,4	6,5	
	DP	0,8	4,0	0,0	10,4	0,9	106,6	106,6	1,6	0,0	66,9	55,1	98,4	686,7	2,3	2,4	6,7	169,4	56,8	0,4	173,4	2,8	
	CV (%)	14,6	14,2	20,5	79,6	12,8	133,2	143,1	20,7	256,2	0,0	42,2	93,5	44,3	85,9	42,2	34,3	43,2	99,3	55,9	16,6	31,6	43,4
1 m	Min	4,27	25,0	0,1	0,2	2,3	8,8	0,7	5,4	0,0	32,0	10,0	80,7	221,2	4,0	4,0	4,5	17,5	44,6	1,7	270,5	1,7	
	Máx	7,43	38,0	0,2	27,0	9,4	699,8	694,4	11,2	0,0	422,0	293,8	567,3	3855,2	10,6	53,2	30,5	776,2	313,6	3,0	834,3	15,9	
	Méd	5,4	29,7	0,1	12,8	5,6	148,3	142,5	8,0	0,0	178,7	108,4	292,3	1121,9	5,2	10,9	16,3	232,8	143,4	2,4	569,3	5,8	
	DP	0,9	3,9	0,0	9,9	2,2	204,8	204,8	1,8	0,0	115,8	86,5	152,1	1013,0	2,2	14,1	8,7	238,0	92,8	0,4	181,3	4,1	
	CV (%)	15,8	13,2	23,2	77,7	40,2	138,1	143,7	23,0	312,9	5,7	64,8	79,8	52,1	90,3	43,1	128,7	53,4	102,2	64,7	17,1	31,8	70,7
3 m	Min	4,27	26,0	0,1	0,2	1,2	8,9	0,6	5,4	0,0	49,2	11,9	139,6	314,1	4,0	4,0	4,0	19,3	50,2	1,7	269,9	0,9	
	Máx	7,43	40,0	0,2	33,0	9,7	693,8	686,2	12,7	0,0	859,9	453,7	1156,8	6082,6	11,0	25,1	36,1	2071,6	639,5	3,0	831,9	8,5	
	Méd	5,4	31,1	0,1	16,0	4,3	161,3	154,8	9,0	0,0	230,6	204,4	444,8	1607,1	5,1	6,8	18,3	349,2	227,1	2,3	572,2	4,0	
	DP	0,9	4,6	0,0	12,8	2,9	191,9	191,3	2,5	0,0	8,5	232,5	149,7	316,2	1698,3	2,2	5,9	10,4	567,8	188,2	0,4	165,9	2,5
	CV (%)	15,8	14,8	27,5	80,1	66,3	119,0	123,5	27,6	328,5	86,9	100,8	73,3	71,1	105,7	42,9	88,0	56,8	162,6	82,9	18,1	29,0	62,6
Fundo	Min	4,7	27,0	0,1	0,4	0,0	32,8	0,6	5,4	0,0	5,0	20,4	179,6	248,0	4,0	4,0	4,0	24,6	48,8	1,7	288,8	0,7	
	Máx	8,3	203,0	1,2	80,0	7,9	1376,4	1362,2	73,2	0,7	35,2	223,6	1078,7	1262,2	6570,1	10,8	42,3	54,0	2632,1	697,8	4,0	952,7	7,4
	Méd	5,5	82,8	0,3	21,2	3,2	256,8	242,6	19,7	0,1	11,4	111,9	420,5	541,4	2160,7	5,5	11,8	27,0	377,3	273,2	2,7	545,8	3,3
	DP	0,9	58,4	0,3	22,5	3,3	382,3	380,6	20,7	0,2	11,3	74,8	345,7	326,6	2077,2	2,4	13,8	14,7	728,3	206,1	0,6	200,9	2,1
	CV (%)	17,0	70,6	106,1	106,3	103,3	148,9	156,9	105,0	345,8	98,8	66,8	82,2	60,3	96,1	43,9	117,5	54,3	193,0	75,4	22,3	36,8	63,7

Tabela 3. Valores mínimo, máximo e médio, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV%) das variáveis abióticas em cinco profundidades na região pelágica do Lago das Garças no período setembro de 2006 a agosto de 2007.

	pH	Cond	Alcal	Turb	OD	CO <sub>2</sub> total	CO <sub>2</sub> livre	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	CO <sub>3</sub> <sup>=</sup>	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	NID	NT	PSR	PDT	PT	NT:PT	NID:PO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	SiH <sub>4</sub> O <sub>4</sub>	Si:P	
Coluna integrada	Mín	6,32	208,2	0,7	4,9	0,3	35,6	39,2	0,0	5,0	7,9	555,9	923,3	2577,1	4,0	8,4	50,1	42,9	153,2	1,4	23,3	
	Máx	9,5	312,2	1,7	67,2	5,0	222,0	112,2	3,8	58,4	380,7	6464,0	7976,2	22613,5	113,1	71,7	298,8	202,5	861,4	3,5	657,3	
	Méd	149,6	257,0	1,2	24,3	2,6	99,8	68,8	0,5	25,4	108,7	3286,9	3421,0	9089,4	28,4	33,5	157,9	126,0	488,4	2,2	238,9	
	DP	5,41	31,7	0,3	21,7	1,3	58,7	49,4	21,5	1,1	18,6	2666,4	2593,6	7137,1	33,3	22,7	83,3	57,4	222,8	0,6	205,7	
	CV	8,07	12,3	28,1	89,4	52,5	58,8	97,1	31,3	202,6	73,4	81,1	75,8	78,5	117,4	67,7	52,8	45,5	45,6	26,8	86,1	
Superfície	Mín	5,4	173,0	0,7	6,0	0,9	33,6	0,0	39,9	5,0	8,0	10,0	23,0	2807,0	4,0	5,4	86,7	24,5	12,7	1,5	177,8	
	Máx	9,6	340,8	1,3	78,5	9,7	344,7	76,5	6,5	74,4	645,4	1558,4	1754,3	6658,6	12,7	27,8	296,9	119,9	878,4	3,6	979,3	
	Méd	7,1	241,2	1,0	28,6	5,4	128,6	87,8	55,5	1,1	24,6	556,9	740,3	4664,0	6,1	18,0	163,4	72,9	321,1	2,3	545,2	
	DP	1,5	57,3	0,2	24,1	2,4	107,2	105,3	12,6	2,1	25,3	540,7	596,9	1352,2	3,2	6,9	61,8	31,5	277,3	0,5	227,3	
	CV	21,7	23,7	19,8	84,3	44,3	83,3	119,9	22,7	189,8	102,9	97,1	80,6	29,0	52,8	38,2	37,8	43,2	86,3	23,8	41,7	
1 m	Mín	6,0	173,0	0,7	5,5	0,3	31,2	0,1	41,8	0,0	8,0	10,0	23,0	2539,5	4,0	5,0	48,6	22,5	12,7	1,3	183,9	
	Máx	9,1	340,6	1,3	69,5	9,5	136,6	93,8	77,6	3,4	77,3	1620,8	1925,9	6534,4	11,6	29,0	265,6	141,5	713,4	3,6	995,0	
	Méd	7,3	241,8	1,0	26,9	5,1	73,5	31,5	57,0	0,7	27,0	647,7	822,3	4626,7	5,7	18,3	143,1	82,1	309,5	2,3	511,6	
	DP	1,3	58,2	0,2	24,4	2,4	40,9	37,0	12,0	1,1	26,7	145,3	701,2	1435,6	2,4	7,0	56,3	35,1	243,5	0,6	229,3	
	CV	17,0	24,1	20,2	90,9	47,9	55,6	117,4	21,1	163,5	99,0	125,7	85,3	31,0	41,1	38,0	39,4	42,7	78,7	26,4	44,8	
2 m	Mín	6,2	180,0	0,7	5,0	0,5	37,6	0,1	43,5	0,0	5,0	313,8	601,6	1651,7	4,0	4,4	37,5	20,6	241,6	1,4	94,5	
	Máx	9,1	340,7	1,4	73,0	5,4	152,2	90,3	85,7	4,1	131,4	426,6	5598,9	14577,7	15,9	32,0	178,1	222,3	747,8	3,7	1009,5	
	Méd	7,1	243,7	1,0	25,3	2,5	74,6	29,3	61,9	0,5	31,2	1475,3	1588,6	5510,0	6,6	19,1	118,7	111,6	526,1	2,2	492,9	
	DP	1,0	57,3	0,2	24,9	1,5	36,3	30,1	12,9	1,2	37,8	1373,7	1382,5	3572,6	3,9	7,8	44,4	61,9	168,5	0,6	259,3	
	CV	14,5	23,5	20,5	98,4	62,8	48,6	102,6	20,8	241,4	121,4	126,5	93,1	87,0	64,8	59,2	40,7	37,4	55,5	32,0	26,7	52,6
3 m	Mín	6,1	213,0	0,7	4,3	0,0	43,1	0,3	43,4	0,0	5,0	1113,8	249,1	3582,7	4,0	12,6	43,1	67,0	138,7	1,5	20,1	
	Máx	8,9	351,0	2,5	78,0	5,3	289,3	180,9	150,4	5,3	65,2	383,2	13703,9	13191,1	42951,4	172,7	226,4	495,3	377,2	2481,7	4,3	700,2
	Méd	6,7	300,6	1,5	29,0	1,4	124,6	60,1	90,4	0,5	24,3	58,6	4918,5	4871,2	14352,4	41,2	51,7	166,1	187,9	723,9	2,6	280,2
	DP	0,8	48,5	0,6	27,7	1,8	75,9	58,2	36,0	1,5	19,3	106,7	4218,6	4163,3	13539,7	54,8	60,2	123,6	108,8	635,9	0,8	226,6
	CV	12,1	16,1	40,8	95,4	131,7	60,9	96,9	39,8	330,3	79,4	182,0	85,8	85,5	94,3	133,2	116,4	74,5	57,9	87,8	31,3	80,9
Fundo	Mín	6,1	230,0	0,7	2,0	0,0	46,1	0,4	43,5	0,0	5,0	1077,5	271,8	3344,9	4,0	9,0	32,4	61,2	43,5	1,7	10,4	
	Máx	9,0	500,0	3,8	76,0	6,3	455,6	269,2	230,7	9,1	109,0	28005,5	28122,5	52665,2	398,3	301,5	1008,8	369,2	2077,0	4,4	633,0	
	Méd	6,6	374,9	1,9	26,2	1,1	177,2	92,9	117,0	0,8	29,8	9249,3	9190,9	21379,0	101,1	82,2	365,2	157,6	721,8	2,9	219,7	
	DP	0,8	82,1	1,0	26,1	1,9	120,3	88,6	60,0	2,6	33,1	108,4	9452,4	9404,7	20497,9	145,0	92,6	344,8	88,5	595,7	0,9	217,8
	CV	12,1	21,9	52,9	99,9	166,4	67,9	95,3	51,3	339,9	110,8	176,2	102,2	102,3	95,9	143,4	112,7	94,4	56,2	82,5	32,3	99,2

O pH foi aproximadamente 1,2 vezes maior no reservatório hipertrófico do que no oligotrófico. Em ambos os reservatórios, entretanto, os maiores valores desta variável foram observados, em geral, nos estratos superiores da coluna d'água. No reservatório oligotrófico, foi observada uma tendência à distribuição heterogênea dos valores de pH durante o final do período seco e na maioria dos meses do chuvoso (fig. 6a). No hipertrófico, a estratificação dos valores de pH ocorreu, principalmente, durante a seca e, especialmente, em junho e agosto/2007 e em setembro/2006. Na época chuvosa, tal heterogeneidade foi menos pronunciada e restrita aos meses de outubro-novembro/2006 e março/2007. Neste caso, os valores aumentaram no sentido do fundo do reservatório (fig. 7a).

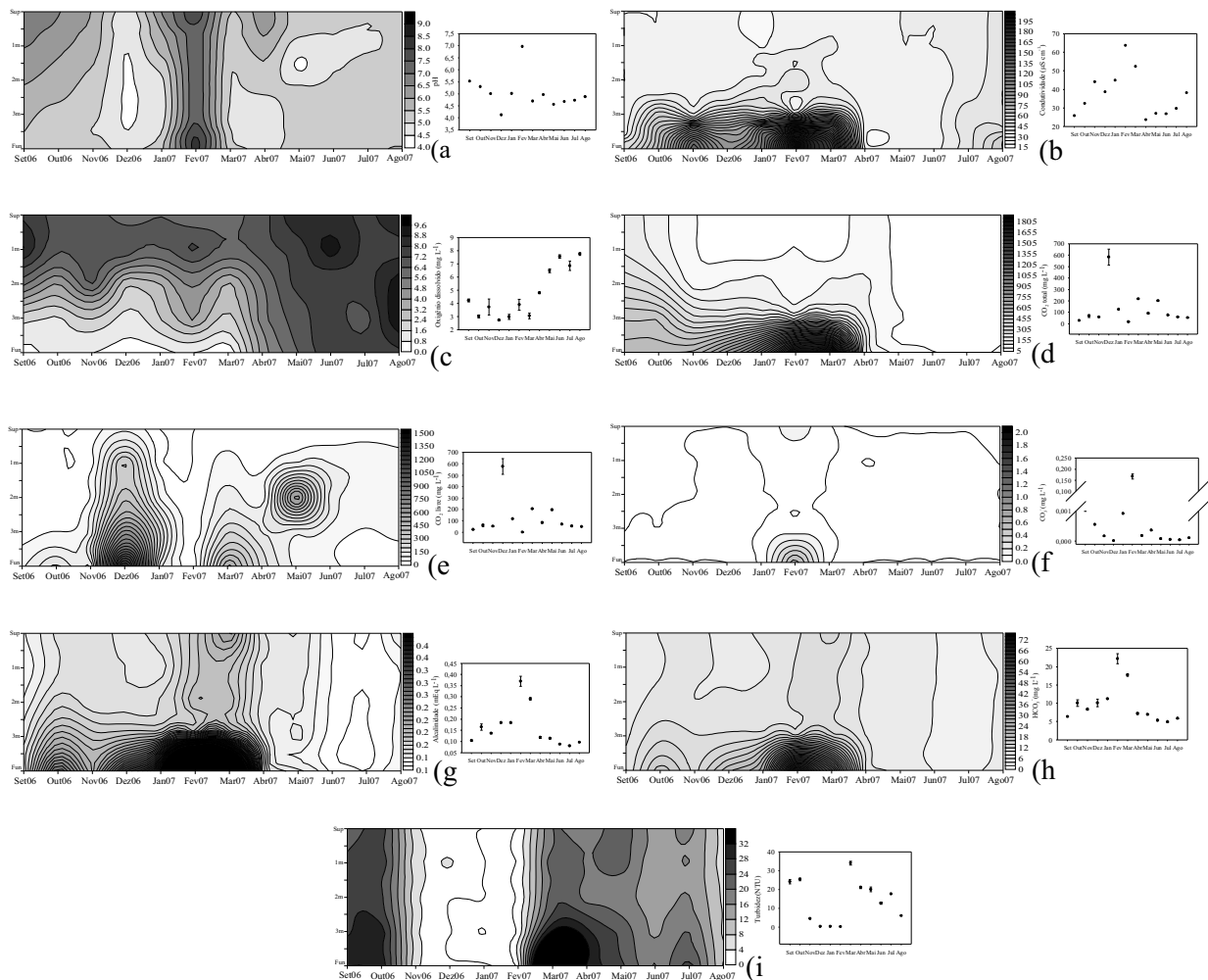


Figura 6. Diagrama de profundidade e tempo de isolinhas e flutuação temporal dos valores integrados de cinco profundidades de pH (a), condutividade ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) (b), oxigênio dissolvido ( $\text{mg L}^{-1}$ ) (c),  $\text{CO}_2$  total ( $\text{mg L}^{-1}$ ) (d),  $\text{CO}_2$  livre ( $\text{mg L}^{-1}$ ) (e),  $\text{CO}_3^{2-}$  ( $\text{mg L}^{-1}$ ) (f),  $\text{HCO}_3^-$  ( $\text{mg L}^{-1}$ ) (h), alcalinidade ( $\text{mEq L}^{-1}$ ) (g) e turbidez (NTU) (i) na região pelágica do Lago do IAG de setembro de 2006 e agosto de 2007.



Condutividade, alcalinidade,  $\text{CO}_2$  total e  $\text{CO}_2$  livre foram respectivamente sete, sete e meia, uma e duas vezes maiores no reservatório hipertrófico enquanto  $\text{HCO}_3^-$  e  $\text{CO}_3^{=}$  foram aproximadamente uma e duas vezes maiores no oligotrófico. A distribuição destas variáveis tendeu a ser heterogênea durante o período chuvoso e homogênea principalmente durante o início e em quase todos os meses do período seco (figs. 6 b,d-h e 7b,d-h) nos dois reservatórios, com os valores aumentando em direção ao fundo dos reservatórios, durante o período estratificado. Neste mesmo período,  $\text{CO}_2$  total e  $\text{CO}_2$  livre também apresentaram valores elevados nas camadas superficiais da coluna d'água no reservatório hipertrófico (figuras 7 d,e).

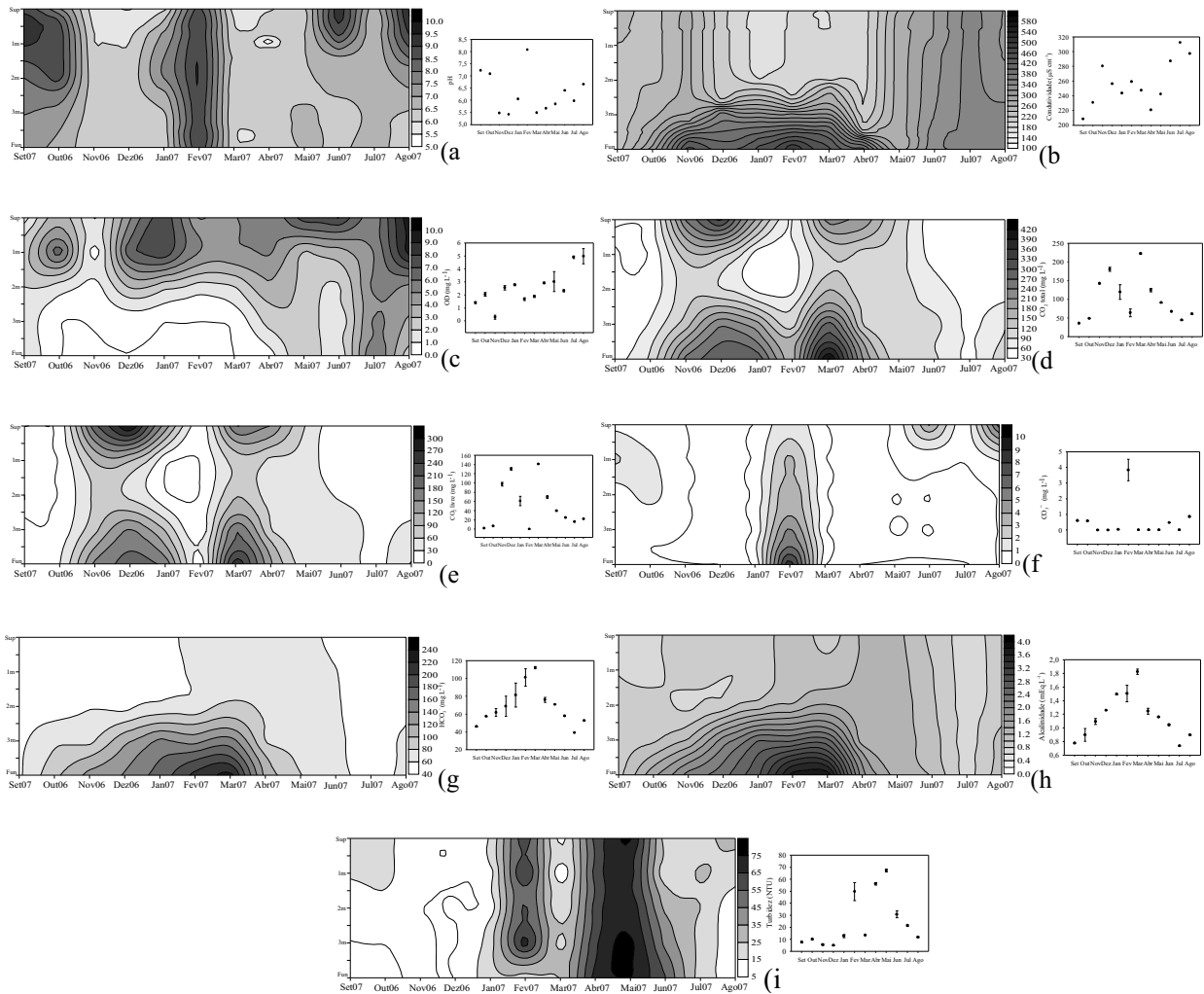


Figura 7. Diagrama de profundidade e tempo de isolinhas e flutuação temporal dos valores integrados de cinco profundidades de pH (a), condutividade ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) (b), oxigênio dissolvido ( $\text{mg L}^{-1}$ ) (c),  $\text{CO}_2$  total ( $\text{mg L}^{-1}$ ) (d),  $\text{CO}_2$  livre ( $\text{mg L}^{-1}$ ) (e),  $\text{CO}_3^{=}$  ( $\text{mg L}^{-1}$ ) (f),  $\text{HCO}_3^-$  ( $\text{mg L}^{-1}$ ) (g), alcalinidade ( $\text{mEq L}^{-1}$ ) (h) e turbidez (NTU) (i) na região pelágica do Lago das Garças, de setembro de 2006 a agosto de 2007.

A concentração de OD foi, em média, ca. duas vezes maior no reservatório oligotrófico do que no hipertrófico e esta variável apresentou tendência a uma distribuição heterogênea durante, praticamente, todo o período estudado em ambos os reservatórios. No oligotrófico, entretanto, a estratificação foi mais intensa durante o final do período seco e durante todo o chuvoso (fig. 1, 6c), enquanto que no hipertrófico maiores diferenças entre superfície e fundo foram observadas em setembro-outubro e dezembro/2006 e em janeiro, junho e agosto/2007 (fig. 3c). Curvas heterógradas positivas de OD foram observadas em ambos os reservatórios em função das maiores concentrações de OD em diversos meses da época de chuva (dezembro/2006, fevereiro e março/2007) e da seca (abril e junho/2007 e setembro/2006) no oligotrófico e em alguns meses do período chuvoso (outubro-novembro/2006 e janeiro-fevereiro/2007) no hipertrófico. Curva heterógrada, porém negativa, de OD foi observada no reservatório oligotrófico em agosto/2007, devido a uma diminuição da concentração desta variável a partir da superfície, seguida por aumento entre 2,5 m e 3 m e posterior redução no sentido do fundo (figs. 1 e 3).

Comparando os dois reservatórios, a turbidez foi aproximadamente 1,7 vezes maior no hipertrófico do que no oligotrófico. Em relação aos períodos climáticos, esta foi tanto maior quanto apresentou tendência de distribuição heterogênea nos meses finais do período chuvoso e durante todo o seco, com maiores valores neste intervalo, principalmente, nas profundidades próximas ao fundo do reservatório oligotrófico (fig. 6i). No hipertrófico, durante todo o período seco, uma distribuição homogênea foi observada nos meses iniciais e a tendência à estratificação durante os meses finais (maiores valores nas camadas superficiais). No período chuvoso, uma distribuição praticamente homogênea da turbidez foi observada nos meses iniciais e outra, heterogênea, nos finais. Neste caso, foi mais alta nos estratos superiores em janeiro-fevereiro/2007 e decresceu para o fundo no mês seguinte (março). Considerando todo o intervalo do presente estudo, maiores valores ocorreram entre abril e junho/2007 (fig. 7i).

Os maiores valores de nitrito no reservatório oligotrófico foram observados no fundo durante a maioria dos meses de chuva (fig. 9c) e, principalmente, durante o final dos meses secos no hipertrófico, em seus estratos superiores (fig. 10c). O teor de nitrato foi maior no final do período seco e durante todo o chuvoso no reservatório oligotrófico, com seus valores aumentando no sentido do fundo do sistema (exceto em novembro-dezembro/2006) (fig. 9a) e, ao contrário, foi maior no final do período chuvoso, estratificado, nos estratos inferiores e, na maioria dos meses secos, principalmente nos primeiros metros da coluna d'água do reservatório hipertrófico (fig. 10a). Apesar da ausência de padrão de distribuição vertical bem definido

durante o período do presente estudo no reservatório oligotrófico, maiores concentrações de amônio foram observadas durante quase todo o período seco, especialmente no fundo do reservatório (fig 9e). No hipertrófico, ao contrário, os maiores valores foram medidos no fundo do reservatório durante a época de chuva, quando a estratificação foi mais bem definida em relação à época de seca (fig. 10e).

Resumidamente, apesar das diferenças de distribuição vertical e temporal entre as formas dissolvidas de nitrogênio inorgânico (fig. 9g, 10g) quando consideradas isoladamente, as concentrações somadas apresentaram distribuição vertical heterogênea durante o final do período seco e todo o chuvoso, e homogênea na maioria dos meses do período seco, em ambos os reservatórios. Os valores de NID foram, aproximadamente, nove vezes maiores no reservatório hipertrófico e o amônio foi a principal forma de nitrogênio a contribuir para esta diferença (os valores de amônio foram ca. 19 vezes maiores no hipertrófico do que no oligotrófico).

As concentrações de PSR no reservatório oligotrófico estiveram abaixo do limite de detecção do método durante os meses finais do período seco e todos os do chuvoso. Durante a maioria dos meses secos, foi observada uma distribuição vertical homogênea desta variável, exceto nos meses de junho e agosto/2007, em que houve tendência à estratificação, com os maiores valores medidos nas camadas superficiais e no fundo do reservatório (fig. 9b). No hipertrófico, os maiores valores foram observados no fundo do reservatório durante o todo o período chuvoso estratificado (fig. 10b). Em média, os valores desta variável foram aproximadamente uma vez maiores no reservatório oligotrófico.

Quanto ao fósforo total dissolvido, uma tendência à distribuição vertical heterogênea foi observada em ambos os reservatórios durante o final do período seco e todo o chuvoso; e à distribuição vertical homogênea na maioria dos meses secos. As maiores concentrações foram obtidas nas camadas inferiores da coluna d'água durante a época de chuva nos dois ambientes e entre 1 m e 3 m no reservatório oligotrófico, no final do período seco (fig. 9d, 10d).

O fósforo total seguiu o mesmo padrão de variação do fósforo total dissolvido no reservatório hipertrófico. Em setembro/2006 e em junho e agosto/2007, no entanto, as camadas superficiais da coluna d'água apresentaram concentrações um pouco maiores desta variável em relação às demais (fig. 10f). No reservatório oligotrófico, o padrão de estratificação foi menos definido, com distribuição vertical heterogênea mais pronunciada em meses do período chuvoso (janeiro-março/2007) e do seco (maio e junho/2007); e a tendência de distribuição vertical homogênea em meses de chuva (novembro e dezembro/2006) e de seca (julho-agosto/2007 e

setembro/2006). Os teores de fósforo total e fósforo total dissolvido foram maiores (ca. quatro e 11 vezes, respectivamente) no reservatório hipertrofico.

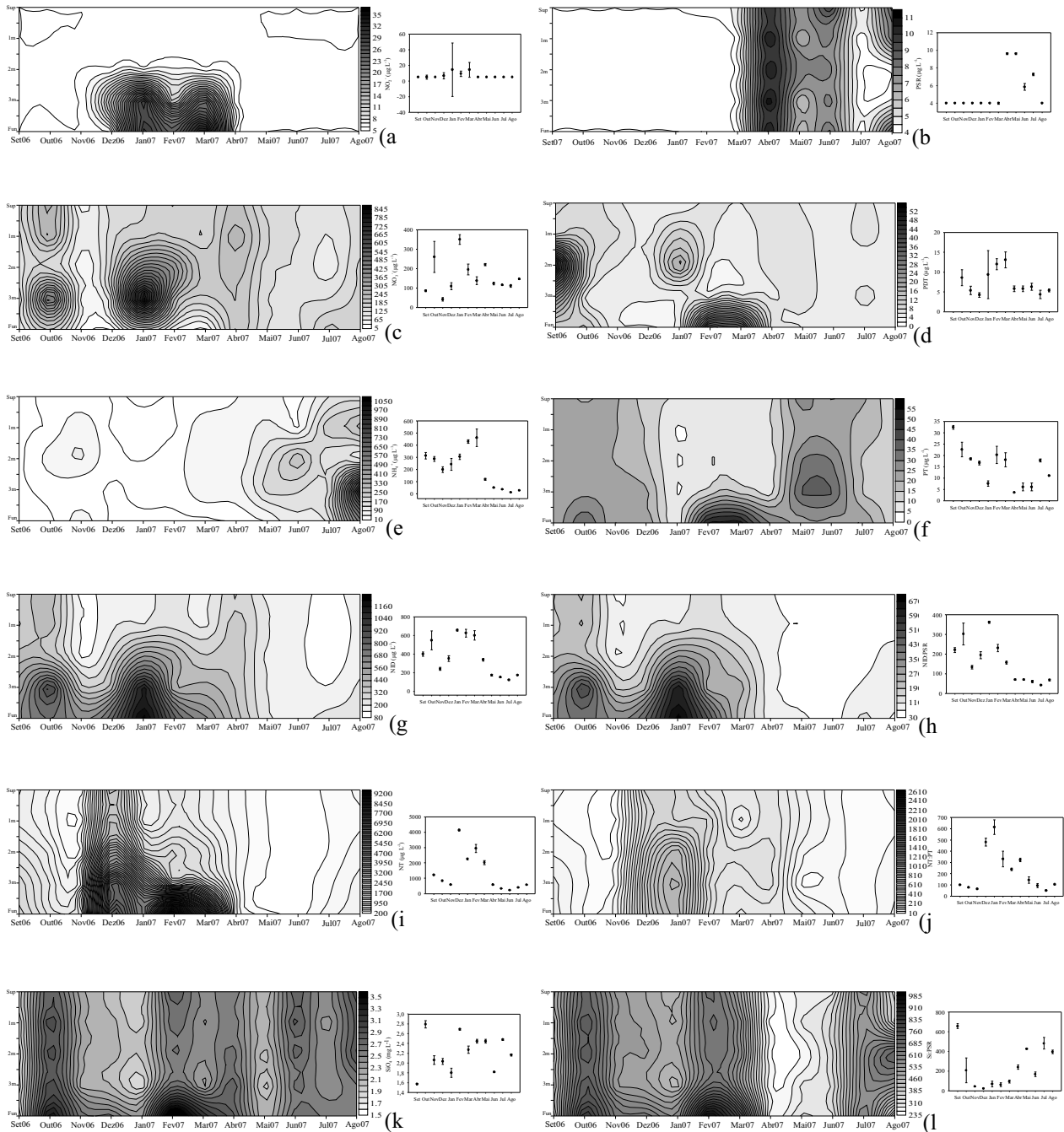


Figura 9. Diagrama de profundidade e tempo de isolinhas e flutuação temporal dos valores integrados de cinco profundidades de  $\text{N-NO}_3^-$  ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) (a),  $\text{N-NO}_2^-$  ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) (c),  $\text{N-NH}_4^+$  ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) (e), NID ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) (g), NT ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) (i),  $\text{SiO}_4$  ( $\text{mg L}^{-1}$ ) (k), PSR ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) (b), PDT ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) (d), PT ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) (f), NT:PT (j), NID:PSR (h) e Si:PSR (l), na região pelágica do Lago do IAG, entre setembro de 2006 e agosto de 2007.

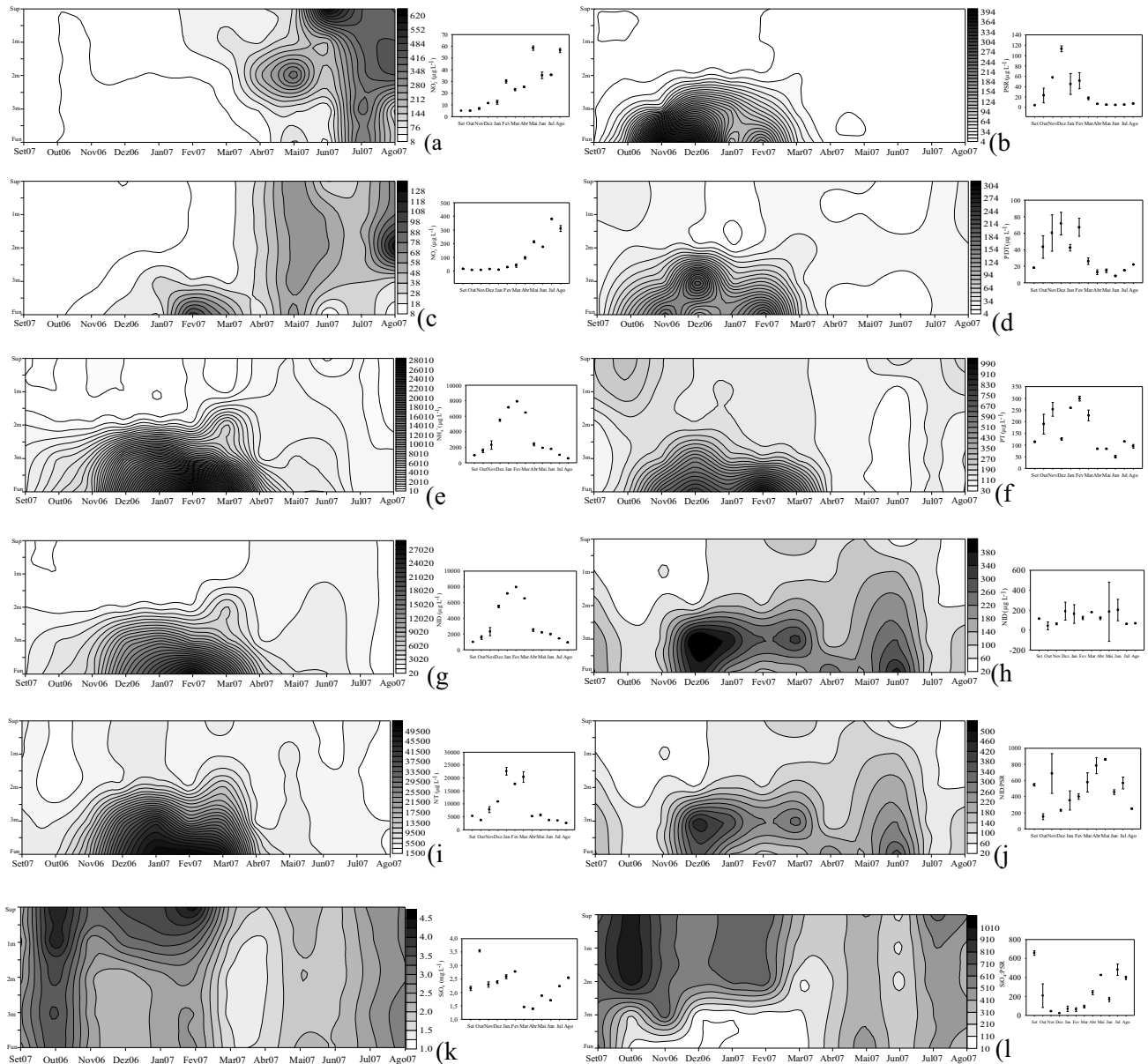


Figura 10. Diagrama de profundidade e tempo de isolinhas e flutuação temporal dos valores integrados de cinco profundidades de  $\text{N-NO}_2^-$  ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) (a),  $\text{N-NO}_3^-$  ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) (c),  $\text{N-NH}_4^+$  ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) (e), NID ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) (g), NT ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) (i),  $\text{SiH}_4\text{O}_4$  ( $\text{mg L}^{-1}$ ) (k), PSR ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) (b), PDT ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) (d), PT ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) (f), NT:PT (h), NID:PSR (j) e Si:PSR (l), na região pelágica do Lago das Garças, entre setembro de 2006 e agosto de 2007.

No reservatório oligotrófico, o padrão de distribuição vertical das razões N:P total e inorgânica (em geral heterogênea na chuva e homogênea na seca) foi mais bem definido em relação ao reservatório hipertrófico, com seus valores aumentando para o fundo do sistema durante o final do período seco (N:P total) e em todo o chuvoso (N:P total e inorgânico) (fig. 9h, 9j). No reservatório hipertrófico, as razões N:P total e inorgânica foram ca. duas vezes maiores e,

apesar do padrão não muito definido e diferente do observado no oligotrófico, também houve uma tendência de aumento dos valores no sentido do fundo do reservatório (fig. 10h, 10j).

Quanto ao ortossilicato, ocorreu uma distribuição vertical heterogênea durante o período chuvoso e outra, homogênea, durante o seco em ambos os reservatórios (fig. 9k, 10k). Seus maiores valores foram observados, principalmente, durante o final do período seco e início do chuvoso, aumentando principalmente para o fundo do reservatório oligotrófico e nas camadas superficiais do hipertrófico. A razão Si:P apresentou o mesmo padrão de distribuição do ortossilicato em ambos os reservatórios, alternando meses com maiores e menores valores. De forma geral, no entanto, a razão Si:P foi menor durante a maioria dos meses do período seco (fig. 9l, 10l).

A integração matemática (gráficos ao lado dos de isolinhas) dos valores de cada variável abiótica das cinco profundidades da zona pelágica em cada reservatório demonstrou a existência de proporcionalidade entre os valores das épocas de chuva e seca e, portanto, não modificou o padrão de variação temporal, para a maioria das variáveis.

Os valores mínimos, máximos e médios, o desvio padrão e o coeficiente de variação das variáveis abióticas em cada uma das cinco profundidades e dos integrados durante o intervalo estudado estão apresentados nas tabelas 3-4.

### **4.3. Análise integrada das variáveis abióticas**

Figuras 11-12 representam, respectivamente, a ordenação pela PCA, Análise de Componentes Principais, das unidades amostrais do reservatório oligotrófico (profundidades integradas na região pelágica e subsuperficial na litorânea) e do hipertrófico (profundidades integradas na região pelágica e subsuperficial nas entradas) em função das variáveis abióticas. Os resultados desta análise, assim como as correlações de Pearson das variáveis abióticas com os dois primeiros eixos da ordenação, foram resumidos nas tabelas 5-6.

Os dois primeiros eixos de ordenação da PCA relativa ao reservatório oligotrófico (fig. 11) resumiram, conjuntamente, 64 % da variabilidade dos dados. O primeiro eixo foi responsável por 44,5 % e o segundo por 19,5 % da explicação (tab. 5).

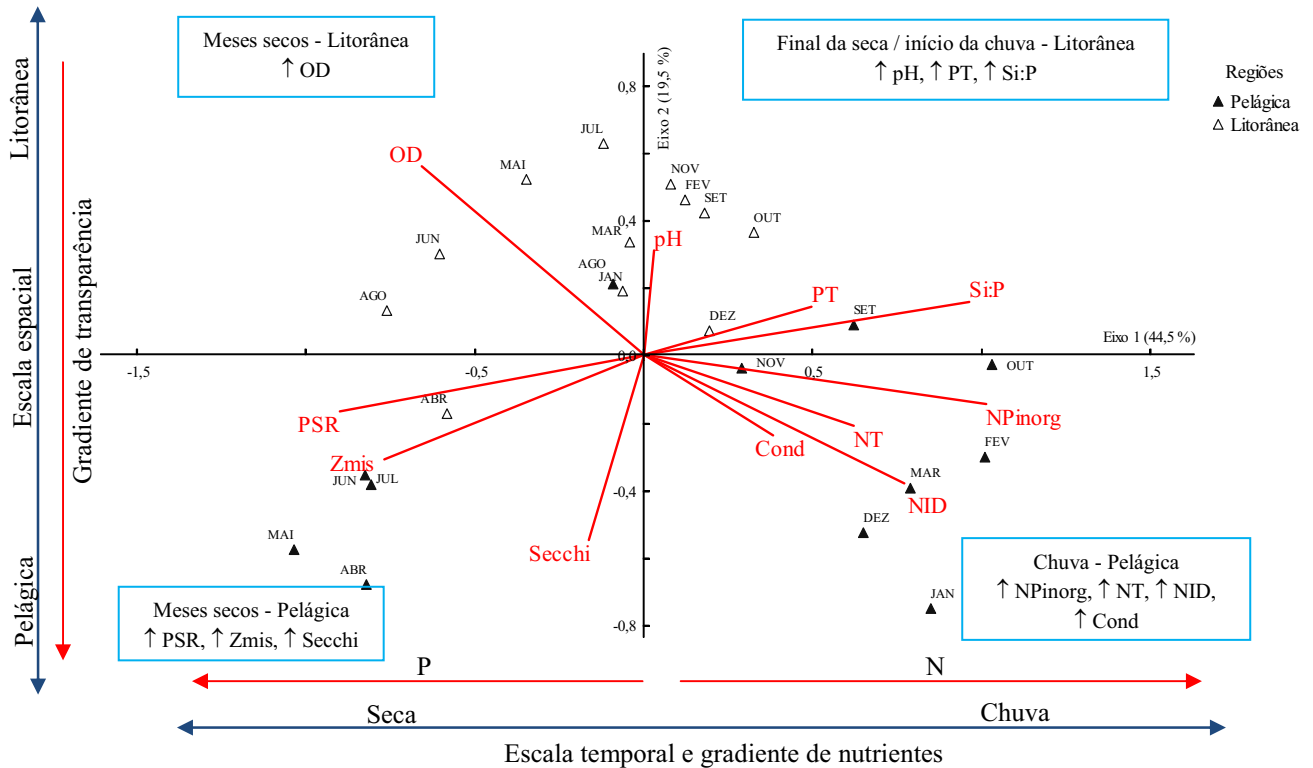


Figura 11. Ordenação pela PCA das unidades amostrais em função das variáveis abióticas oxigênio dissolvido (OD), nitrogênio total (NT), nitrogênio inorgânico dissolvido (NID), fósforo total (PT), fósforo solúvel reativo (PSR), condutividade (Cond), pH (pH), razão N:P molar inorgânico (NP<sub>inorg</sub>), zona de mistura (Z<sub>mis</sub>) e razão sílica:fósforo (Si:P), nas regiões pelágica e litorânea (ênfatisadas na legenda) do Lago do IAG, entre setembro de 2006 e agosto de 2007.

Tabela 5. Correlações de Pearson entre as variáveis abióticas no Lago do IAG e os dois primeiros eixos de ordenação da PCA.

Variável	Eixo 1	Eixo 2
Oxigênio dissolvido (OD)	- 0,662	0,611
Nitrogênio total (NT)	0,643	- 0,375
Nitrogênio orgânico dissolvido (NID)	0,716	- 0,504
Fósforo total (PT)	0,574	0,308
Fósforo solúvel reativo (PSR)	- 0,776	- 0,334
Condutividade (Cond.)	0,505	- 0,398
Zona de mistura (Z <sub>mis</sub> )	- 0,716	0,455
pH (pH)	0,138	0,207
Transparência de Secchi (Secchi)	- 0,329	- 0,605
Razão N:P molar inorgânico (NP <sub>inorg</sub> )	0,821	- 0,313
Razão Si:P molar (Si:P)	0,801	0,322
Autovalor	9,0	3,9
“Broken stick”	5,6	3,7
Explicabilidade (%)	44,5	19,5

Razão molar N:P inorgânico (0,821), razão molar Si:P (0,801), NID (0,716), nitrogênio total (0,643), fósforo total (0,574) e condutividade (0,505) foram as variáveis mais fortemente e positivamente correlacionadas com o primeiro eixo da análise, ordenando, do lado positivo do eixo, as unidades amostrais referentes ao período de transição seca-chuva (mistura-estratificação) e ao chuvoso (estratificado). As unidades amostrais referentes aos meses setembro-dezembro/2006 foram isoladas no quadrante superior direito do gráfico associadas, principalmente, aos maiores valores de PT e razão molar Si:P, enquanto que os demais meses do período chuvoso foram ordenados no quadrante inferior direito, relacionados com os maiores valores das formas totais e dissolvidas de nitrogênio, a razão molar N:P inorgânico e a condutividade.

Fósforo solúvel reativo (-0,776), zona de mistura (-0,716) e OD (-0,662) também apresentaram alta correlação com o eixo 1, porém, associadas negativamente, responsáveis pela ordenação da maioria das unidades amostrais referentes ao período de seca.

Oxigênio dissolvido (-0,611) foi a única variável positivamente correlacionada com o segundo eixo da análise, associada à maioria das unidades amostrais da região litorânea. Transparência de Secchi (-0,605) e NID (-0,504) foram negativamente correlacionadas com o eixo 2, associadas a, praticamente, todas as unidades amostrais da região pelágica.

Em síntese, o componente principal 1 representou a escala temporal e a existência de um gradiente nutricional no reservatório oligotrófico, isolando as unidades amostrais referentes ao período chuvoso em função, principalmente, dos maiores valores de N; e as unidades do período seco, em função dos mais altos valores de P e da zona de mistura. O componente principal 2 representou a escala espacial, isolando as unidades amostrais da região litorânea em função dos maiores valores de OD; e as unidades amostrais da região pelágica em função da maior transparência de Secchi (fig. 11).



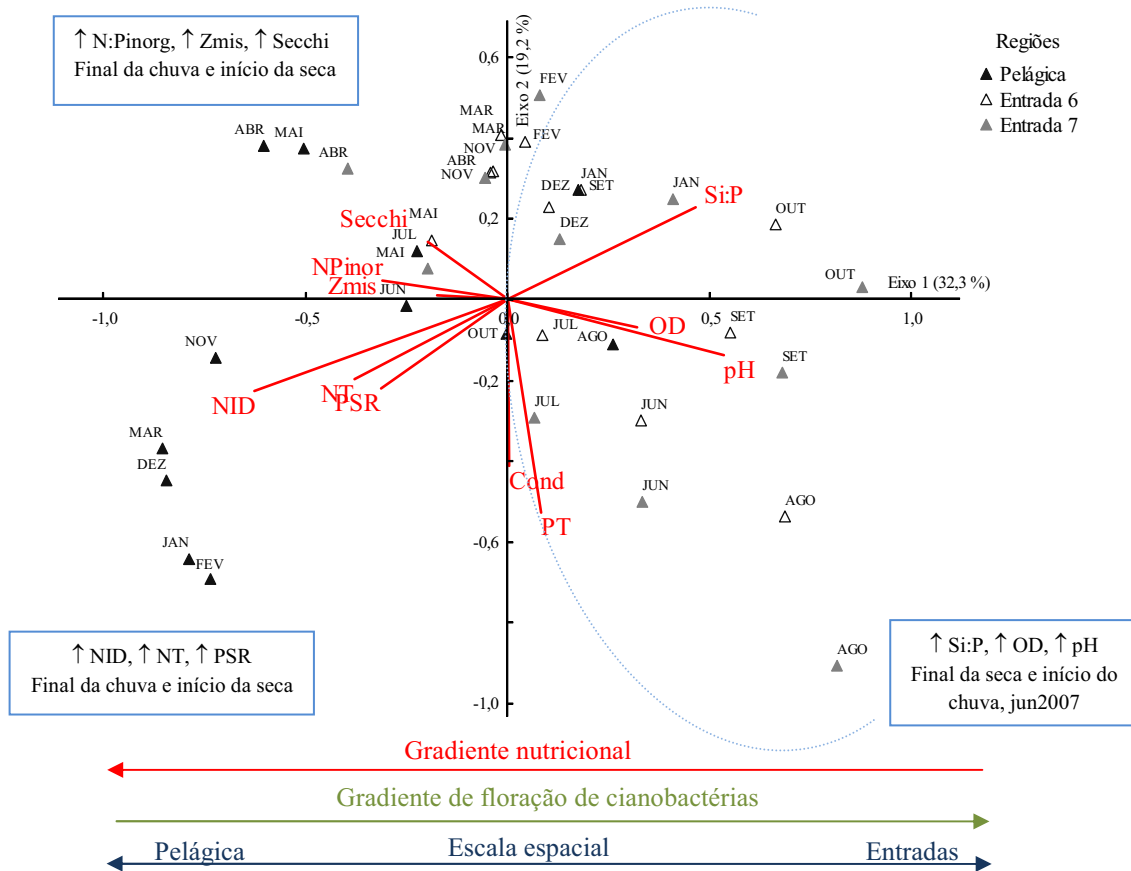


Figura 12. Ordenação pela PCA das unidades amostrais em função das variáveis abióticas oxigênio dissolvido (OD), nitrogênio total (NT), nitrogênio inorgânico dissolvido (NID), fósforo total (PT), fósforo solúvel reativo (PSR), condutividade (Cond), temperatura (Temp), pH (pH), razão N:P molar inorgânico (NP<sub>Inorg</sub>), zona de mistura (Z<sub>mis</sub>) e razão sílica:fósforo (Si:P), na região pelágica e nas entradas (ênfatisadas na legenda) do Lago das Garças, entre setembro de 2006 e agosto de 2007.

Tabela 6. Correlações de Pearson entre as variáveis abióticas no Lago das Garças e os dois primeiros eixos de ordenação da PCA.

Variável	Eixo 1	Eixo 2
Oxigênio dissolvido (OD)	<b>0,565</b>	0,069
Nitrogênio total (NT)	<b>- 0,617</b>	- 0,444
Nitrogênio orgânico dissolvido (NID)	<b>- 0,791</b>	- 0,477
Fósforo total (PT)	0,287	<b>- 0,727</b>
Fósforo solúvel reativo (PSR)	<b>- 0,559</b>	- 0,469
Condutividade (Cond.)	0,054	<b>- 0,642</b>
pH (pH)	<b>0,731</b>	- 0,374
Zona de mistura (Z <sub>mis</sub> )	- 0,419	0,103
Razão N:P molar inorgânico (NP <sub>Inorg</sub> )	<b>- 0,557</b>	0,215
Razão Si:P molar (Si:P)	<b>0,682</b>	0,476
Autovalor	7,8	4,6
“Broken stick”	6,6	4,4
Explicabilidade (%)	32,3	19,2

Na PCA relativa ao reservatório hipertrófico (fig. 12), o primeiro eixo da análise resumiu 32,3 % e o segundo 19,2 %, totalizando 51,5 % da variabilidade total dos dados.

As variáveis mais bem correlacionadas com o primeiro eixo da análise foram, positivamente, pH (0,731), razão molar Si:P (0,682) e OD (0,565), às quais foram associadas as unidades amostrais do final do período seco e do início do chuvoso. Negativamente, NID (-0,791), NT (-0,617), PSR (-0,559) e razão molar N:P inorgânico (-0,557) contribuíram mais para a ordenação das unidades amostrais do final do período chuvoso e a maioria do seco. No eixo 2, PT (-0,727) e condutividade (-0,642) foram as variáveis mais bem e negativamente correlacionadas, contribuindo para a ordenação, principalmente, dos meses finais do período seco (isolados no quadrante inferior direito) (tab. 6).

Sintetizando, as unidades amostrais foram separadas ao longo do componente principal 1 em função de um gradiente nutricional, com as unidades amostrais do final da época chuvosa e da maior parte da seca associadas aos maiores valores das formas dissolvidas de N e P; e as unidades amostrais do final da época seca e início da chuvosa aos menores valores destas variáveis e aos maiores de razão molar Si:P e de OD e pH. O componente principal 2 evidenciou, por outro lado, também um gradiente iônico, especialmente de P. Neste caso, os meses finais do período seco, reunidos no quadrante inferior direito do gráfico, foram associados aos maiores valores destas últimas variáveis. Observou-se uma tendência de separação das regiões estudadas, com a maioria das unidades amostrais da região pelágica isoladas do lado esquerdo do gráfico associadas aos maiores valores de nutrientes e a maior parte das unidades das entradas 6 e 7 isoladas do lado positivo do gráfico, relacionadas ao pH, OD e à razão molar Si:P (fig. 12).

#### **4.4. Variáveis biológicas**

##### **4.4.1. Biomassa fotossintética**

Considerados os valores médios, a biomassa fotossintética fitoplanctônica foi aproximadamente 14 vezes maior na região pelágica do reservatório hipertrófico do que na do oligotrófico; e ca. 40 vezes maior nas entradas do reservatório hipertrófico do que na região litorânea do oligotrófico.

Em geral, as maiores biomassas fotossintéticas fitoplanctônicas foram medidas, em ambos os reservatórios, nos estratos superiores da coluna d'água, exceto no oligotrófico durante os meses janeiro-abril/2007, quando houve picos de clorofila *a* fitoplanctônica a partir de 3 m de profundidade (fig. 13a).

O padrão de distribuição temporal e espacial na região pelágica dos dois reservatórios foi mais bem definido no hipertrófico, com maiores valores e também heterogeneidade vertical principalmente em junho/2006 e durante o final da época seca e maior parte da chuvosa; e menores valores e tendência à distribuição vertical homogênea no início da seca (fig. 14a). No reservatório oligotrófico (fig. 13a), uma tendência à distribuição heterogênea foi observada durante maior parte do período chuvoso e, principalmente, entre junho e agosto/2007. Os valores integrados apresentaram o mesmo padrão temporal de variação.

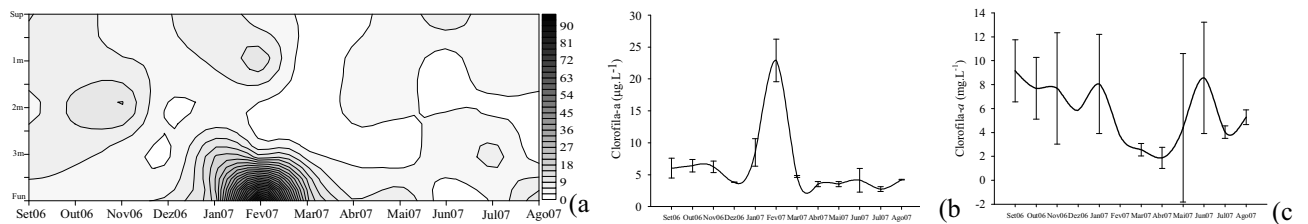


Figura 13. Diagrama de profundidade e tempo de isolinhas (a), variação temporal dos valores integrados de cinco profundidades (b) na região pelágica e variação temporal na região litorânea (c) de clorofila *a* ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) fitoplantônica no Lago do IAG entre setembro de 2006 e agosto de 2007.

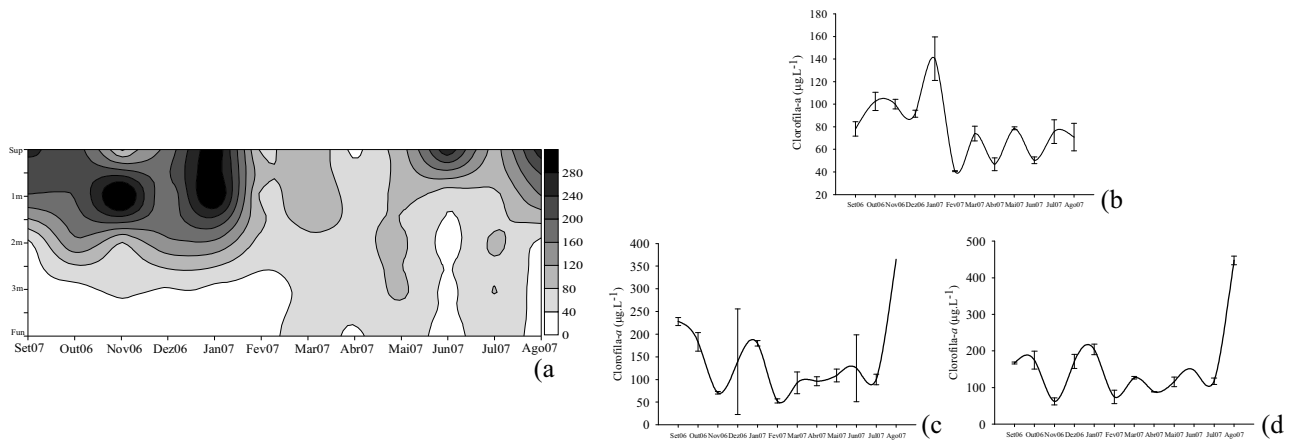


Figura 14. Diagrama de profundidade e tempo de isolinhas (a), variação temporal dos valores integrados de cinco profundidades (b) na região pelágica e variação temporal nas entradas 6 (c) e 7 (d) de clorofila *a* ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) fitoplantônica no Lago das Garças entre setembro de 2006 e agosto de 2007.

Na região litorânea do oligotrófico (fig. 13c) e nas entradas do hipertrófico (fig. 14c-d), os maiores valores foram observados durante o final do período seco e na maioria dos meses do período de chuvas.

#### 4.4.2. Estrutura específica do fitoplâncton: diatomáceas e demais grupos algais

##### 4.4.2.1. Composição da comunidade

Maior riqueza foi registrada na região pelágica do reservatório oligotrófico (193 táxons) e nas entradas do hipertrófico (170 na entrada 7 e 162 na entrada 6). Na região pelágica do hipertrófico, foram registrados 101 táxons enquanto que na litorânea do oligotrófico, 127. Esses táxons foram distribuídos em 12 e 13 classes, respectivamente, no reservatório oligotrófico e no hipertrófico (tab. 7).

Chlorophyceae, Chrysophyceae e Bacillariophyceae contribuíram com 70-74 % da riqueza total no reservatório oligotrófico (regiões pelágica e litorânea). No hipertrófico, Chlorophyceae, Cyanobacteria e Euglenophyceae contribuíram com 80,3 e 71 % na região pelágica e na entrada 6; e Chlorophyceae, Cyanobacteria e Bacillariophyceae com 73,6 % na entrada 7. Essas foram, portanto, as classes mais representativas em termos de composição florística da comunidade nesses ambientes e suas respectivas regiões durante o período ora estudado. O número de táxons e as respectivas porcentagens por classe estão apresentados na tabela 7 e na figura 15.

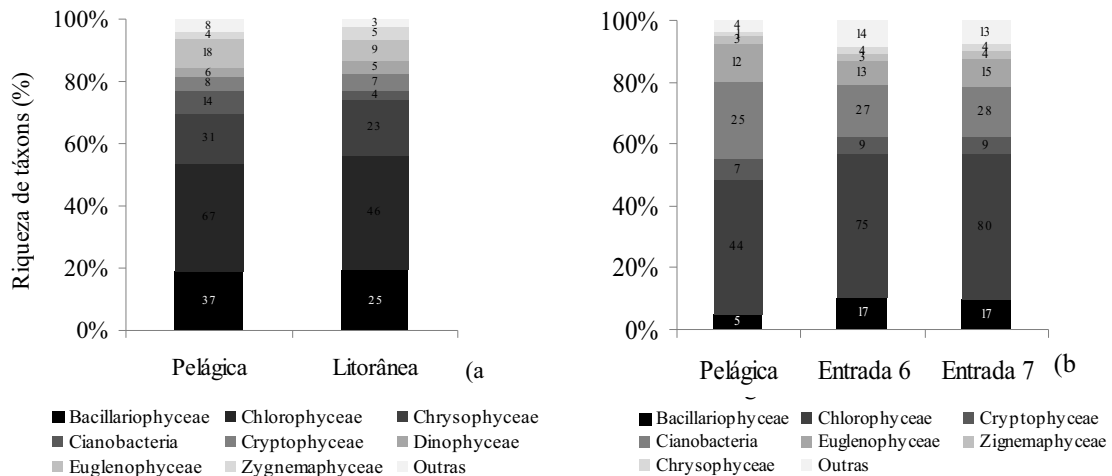


Figura 15. Riqueza específica das classes fitoplanctônicas mais representativas nas regiões pelágica e litorânea do Lago do IAG (a) e na região pelágica e nas entradas do Lago das Garças (b).

As Bacillariophyceae contribuíram, especificamente, com 37 e 25 táxons, respectivamente, nas regiões pelágica e litorânea, o que corresponde a 19-20 % do número total registrado, atrás apenas de Chlorophyceae (35-36%). No reservatório hipertrófico, as diatomáceas foram mais representativas nas entradas, contribuindo com 17 táxons (10-10,5% do número total de táxons) em cada um desses ambientes, sendo superadas pelas Chlorophyceae (46,3-47,1%) e Cyanobacteria (16,5-16,7%). Na região pelágica, as Bacillariophyceae foram

menos representativas, apresentando apenas cinco táxons, ou seja, equivalente a 5 % do número total de táxons registrados. Neste caso, foi superada, além de por Chlorophyceae (43,6%) e Cyanobacteria (24,8%), também por Euglenophyceae (11,9%).

Tabela 7. Riqueza de espécies por classe fitoplancônica e contribuição (%) das classes em termos de riqueza nas unidades amostrais do Lago do IAG (a) e do Lago das Garças (b).

	Lago do IAG		Lago das Garças		
	Pelágica	Litorânea	Pelágica	Entrada 6	Entrada 7
Bacillariophyceae	37 (19)	25 (20)	5 (5)	17 (10,5)	17 (10)
Chlorophyceae	67 (35)	46 (36)	44 (43,6)	75 (46,3)	80 (47,1)
Chrysophyceae	31 (16)	23 (18)	1 (1)	4 (2,5)	4 (2,4)
Cyanobacteria	14 (7)	4 (3)	27 (24,8)	27 (16,7)	28 (16,5)
Craspedomonadophyceae	---	---	1 (1)	1 (0,6)	2 (1,2)
Cryptophyceae	8 (4)	7 (6)	7 (6,9)	9 (5,6)	9 (5,3)
Dinophyceae	6 (3)	5 (4)	1 (1)	2 (1,2)	2 (1,2)
Euglenophyceae	18 (9)	9 (7)	12 (11,9)	13 (8)	15 (8,8)
Eustigmatophyceae	1 (1)	1 (1)	---	---	---
Haptophyceae	---	---	1 (1)	---	---
Prasinophyceae	1 (1)	2 (2)	1 (1)	1 (0,6)	---
Prymnesiophyceae	---	---	---	1 (0,6)	1 (0,6)
Raphidophyceae	1 (1)	---	---	---	---
Xanthophyceae	1 (1)	---	---	3 (1,9)	3 (1,8)
Zygnemaphyceae	4 (2)	5 (4)	3 (3)	3 (1,9)	4 (2,4)
Não identificadas	4 (2)	---	---	6 (3,7)	5 (2,9)
<b>Total</b>	<b>193 (100)</b>	<b>127 (100)</b>	<b>101 (100)</b>	<b>162 (100)</b>	<b>170 (100)</b>

#### 4.4.2.2. Densidade total, densidade de diatomáceas e contribuição das classes algais

Entre as regiões de cada reservatório, maiores diferenças entre as médias das densidades e as biomassas totais foram verificadas no reservatório hipertrófico, especialmente das duas entradas (2-2,5 vezes para densidade e 3,2-3,9 vezes para biomassa) quando comparadas com a região pelágica. No reservatório oligotrófico, por sua vez, as médias das densidades e das biomassas totais foram 1-1,3 vezes maiores na região litorânea (tab. 8). Comparando os ambientes estudados, as médias de densidade e biomassa total foram, respectivamente, 4 e 6 (região pelágica) e 70 e 19-24 (entradas) vezes maiores no reservatório hipertrófico.

Assim como a densidade total geral, tanto as médias da densidade quanto da biomassa total das diatomáceas foram maiores nas entradas do reservatório hipertrófico (2-2,5 vezes) em relação à região pelágica. No oligotrófico, as médias de densidade total do grupo foram pouco diferentes entre as regiões estudadas (respectivamente, 102 e 97 ind mL<sup>-1</sup> na pelágica e na litorânea), enquanto que as médias de biomassa total foram ca. 2,75 vezes maiores na região

litorânea (tab. 8, fig. 7a-7b, 8a-8c). Comparando os dois ambientes entre si, as maiores médias de densidade e biomassa total de diatomáceas foram observadas no reservatório hipertrófico, tanto na região pelágica (3,4 vezes densidade, 5 vezes biomassa) quanto nas duas entradas (7,3-8,8 vezes densidade, 1,8-4,5 vezes biomassa) (tab. 3, fig. 16c-16d, 17d-17f).

A variabilidade temporal da densidade e da biomassa total geral foi maior e praticamente igual entre as regiões no reservatório oligotrófico (respectivamente, CV = 296 % e 167% na pelágica e CV = 296 % e 165 % na litorânea). Os mínimos foram registrados, respectivamente, em dezembro/2006 ( $1.829 \text{ ind mL}^{-1}$ ) e maio/2007 ( $0,4 \text{ mg L}^{-1}$ ) na região pelágica e em dezembro/2006 ( $2.436 \text{ ind mL}^{-1}$ ) e março/2007 ( $0,5 \text{ mg L}^{-1}$ ) na litorânea; e os máximos foram registrados em maio/2007 ( $7.456 \text{ ind mL}^{-1}$ ) e março/2007 ( $9,1 \text{ mg L}^{-1}$ ) na região pelágica e em março/2007 ( $8.533 \text{ ind mL}^{-1}$ ) e setembro/2006 ( $5,4 \text{ mg L}^{-1}$ ) na litorânea. No reservatório hipertrófico, a maior variabilidade foi observada nas entradas (CV = 115 % densidade e 138 % biomassa na entrada 6, e CV = 115 % densidade e 156 % biomassa na entrada 7) em relação à região pelágica (CV = 56 % densidade e CV = 120 % biomassa) (tab. 8).

Considerando a densidade total das diatomáceas, a variabilidade temporal foi maior ou igual no reservatório hipertrófico (CV = 105% na pelágica e entrada 6 e CV = 149 % na entrada 7) em relação ao oligotrófico (CV = 105 % na pelágica e 68 % na litorânea). A biomassa total do grupo foi, ao contrário, mais variável no reservatório oligotrófico (CV = 165 % na pelágica e CV = 184 % na litorânea), especialmente na região litorânea. No hipertrófico, variou entre 114 % na pelágica e entrada 7 e 144 % na entrada 6 (tab. 8).

Tabela 8. Amplitude, média, desvio padrão ( $\text{ind mL}^{-1}$ ) e coeficiente de variação (CV %) da densidade e biomassa total geral e de diatomáceas do fitoplâncton, nas regiões pelágica e litorânea do Lago do IAG e pelágica e entradas do Lago das Garças, entre setembro de 2006 e agosto de 2007.

		Lago do IAG		Lago das Garças		
		Pelágica	Litorânea	Pelágica	Entrada 6	Entrada 7
Densidade total geral	Mín-Máx	1.829-7.456	2.436-8.533	6.767-35.119	38.776-733.665	33.710-1.572.601
	Média ± DP	$4.815 \pm 1.631$	$5.050 \pm 1.918$	$18.315 \pm 10.281$	$353.324 \pm 405.111$	$365.278 \pm 418.995$
	CV (%)	296	296	56	115	115
Biomassa total geral	Mín-Máx	0.4-9.1	0.5-5.4	7-118	12-473	13-569
	Média ± DP	$5.0 \pm 8.4$	$3.7 \pm 6.1$	$30 \pm 36$	$97 \pm 134$	$118-184$
	CV (%)	167	165	120	138	156
Densidade total de diatomáceas	Mín-Máx	2-393	8-204	0-1.383	0-2.630	44-4796
	Média	$102 \pm 107$	$97 \pm 66$	$349 \pm 367$	$710 \pm 747$	$862 \pm 1286$
	CV (%)	105	68	105	105	149
Biomassa total de diatomáceas	Mín-Máx	0-0.6	0.01-3.5	0-6.8	0-12	0-21
	Média ± DP	$0.2 \pm 0.2$	$0.6 \pm 1.1$	$2 \pm 2$	$2 \pm 4$	$5 \pm 6$
	CV (%)	90	179	114	144	114

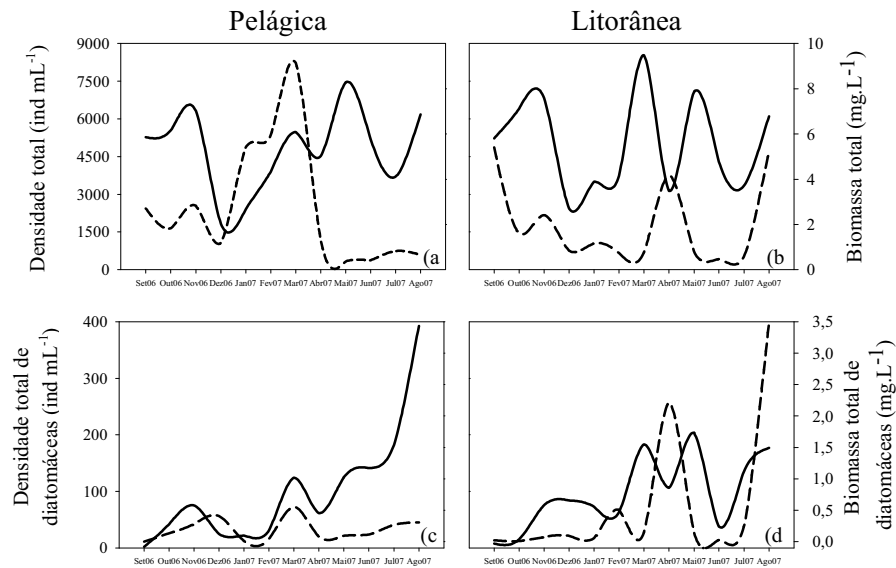


Figura 16. Densidade total fitoplancônica ( $\text{ind mL}^{-1}$ ) e total de diatomáceas obtidas a partir dos dados integrados de cinco profundidades na região pelágica (a) e da subsuperfície na região litorânea (b) do Lago do IAG. Linhas pontilhadas representam a densidade e linha cheias, a biomassa.

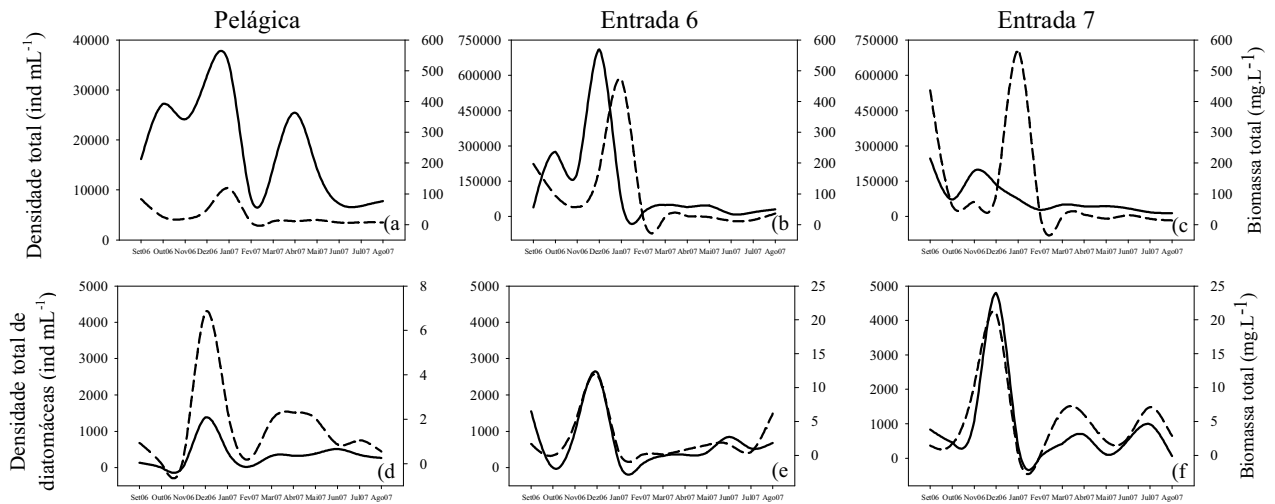


Figura 17. Densidade total fitoplancônica ( $\text{ind mL}^{-1}$ ) e total de diatomáceas obtidas a partir dos dados integrados de cinco profundidades na região pelágica (a, d) e da subsuperfície nas entradas 6 (b, e) e 7 (c, g) do Lago das Garças.

Tabela 9. Amplitude, média, desvio padrão e coeficiente de variação (CV %) da densidade (ind mL<sup>-1</sup>) e biomassa (mg mL<sup>-1</sup>) total das classes fitoplanctônicas, nas regiões pelágica e litorânea do Lago do IAG, entre setembro de 2006 e agosto de 2007.

	Pelágica				Litorânea			
	Densidade	%	Biomassa	%	Densidade	%	Biomassa	%
Chrysophyceae	Min-Max	107-1.093	2-60	0,1-0,16	0,3-14,1	68-1.416	0,1-0,31	0,2-25,3
	Média ± DP	354 ± 267	12 ± 16	0,1 ± 0,1	5,8 ± 5,3	426 ± 385	0,1 ± 0,1	6 ± 7
	CV (%)	75	146	116	92	90	129	125
Bacillariophyceae	Min-Max	2-393	0-6	0-0,6	0,0-46,9	8-204	0,01-3,5	0,4-68,8
	Média ± DP	102 ± 107	2 ± 1	0,2 ± 0,2	16,5 ± 16,1	97 ± 66	0,6 ± 1,1	25 ± 25
	CV (%)	105	80	90	98	68	179	101
Chlorophyceae	Min-Max	474-5.077	16-90	0,05-1,47	1,8-74,5	8-204	0,1-1,2	1,4-73,6
	Média ± DP	2.150 ± 1.697	47 ± 29	0,4 ± 0,5	24,2 ± 24,8	97 ± 66	0,4 ± 0,4	22 ± 19
	CV (%)	79	62	126	94	68	115	85
Cyanobacteria	Min-Max	13-5.718	0-76	0,01-0,04	0,0-10,0	8-4.400	0,000-0,009	0,0-1,3
	Média ± DP	1.992 ± 1.916	34 ± 30	0,01 ± 0,01	1,3 ± 2,8	1.601 ± 1.654	0,004 ± 0,003	0,4 ± 0,5
	CV (%)	96	89	112	213	103	88	110
Cryptophyceae	Min-Max	5-136	0-2	0,01-0,13	0,2-26,2	9-209	0,001-0,4	0,1-60,8
	Média ± DP	36 ± 35	1 ± 1	0,1 ± 0,04	7,0 ± 8,5	77 ± 53	0,2 ± 0,1	15 ± 16
	CV (%)	97	101	68	122	69	67	109
Dinophyceae	Min-Max	0-309	0-20	0-8,1	0-95,2	0-1.261	0-4,1	0-75,8
	Média ± DP	144 ± 252	4 ± 6	1,9 ± 2,8	39,1 ± 39,6	269 ± 453	0,8 ± 1,1	27 ± 27
	CV (%)	176	163	147	101	168	145	99
Euglenophyceae	Min-Max	1-89	0-3	0-0,18	0,4-15,4	0-39	0-0,06	0-8,1
	Média ± DP	31 ± 25	1 ± 1	0,1 ± 0,1	3,5 ± 4,1	17 ± 14	0,02 ± 0,02	2 ± 3
	CV (%)	83	100	86	118	85	113	145
Eustigmatophyceae	Min-Max	0-3	0-0,03	0-0,002	0,0-0,5	0-4	0-0,003	0-0,05
	Média ± DP	0 ± 1	0,003 ± 0,01	0 ± 0,001	0,04 ± 0,1	0 ± 1	0,0002 ± 0,0007	0,004 ± 0,01
	CV (%)	346	332	346	346	346	332	332
Prasinophyceae	Min-Max	0-9	0-0,1	0-0,001	0-0,2	0-125	0-0,12	0-14,6
	Média ± DP	1 ± 2	0 ± 0	0,0001 ± 0,0003	0,02 ± 0,1	10 ± 36	0,01 ± 0,03	1 ± 4
	CV (%)	346	332	346	346	346	332	332
Raphidophyceae	Min-Max	0-3	0-0,07	0-0,001	0-1,2	---	---	---
	Média ± DP	0 ± 1	0 ± 0	0,001 ± 0,003	0,1 ± 0,4	---	---	---
	CV (%)	346	332	346	346	---	---	---
Xantophyceae	Min-Max	0-2	0-0,2	0-0,002	0-0,5	---	---	---
	Média ± DP	0 ± 1	0 ± 0	0,0002 ± 0,0005	0,1 ± 0,1	---	---	---
	CV (%)	346	232	255	265	---	---	---
Zygnemaphyceae	Min-Max	0-38	0-1	0-0,21	0-25,1	0-66	0-0,01	0-17,5
	Média ± DP	6 ± 11	0 ± 0	0,02 ± 0,1	2,1 ± 7,2	10 ± 22	0,002 ± 0,003	1 ± 5
	CV (%)	186	179	330	337	219	176	327
Não identificadas	Min-Max	0-31	0-1	0-0,01	0-1,3	0-51	0-0,14	0-0,6
	Média ± DP	9 ± 10	0 ± 0	0,002 ± 0,002	0,3 ± 0,4	9 ± 15	0,01 ± 0,04	0,1 ± 0,2
	CV (%)	117	145	123	159	219	308	181



Tabela 10. Amplitude, média, desvio padrão e coeficiente de variação (CV %) da densidade (ind mL<sup>-1</sup>) e biomassa (mg mL<sup>-1</sup>) total das classes fitoplanctônicas, nas regiões pelágica e nas entradas 6 e 7 do Lago das Garças, entre setembro de 2006 e agosto de 2007.

	Pelágica						Entrada 6						Entrada 7					
	Densidade		Biomassa		%		Densidade		Biomassa		%		Densidade		Biomassa		%	
	Min-Máx	Média ± DP	Min-Máx	Média ± DP	Min-Máx	Média ± DP	Min-Máx	Média ± DP	Min-Máx	Média ± DP	Min-Máx	Média ± DP	Min-Máx	Média ± DP	Min-Máx	Média ± DP	Min-Máx	Média ± DP
<b>Chrysophyceae</b>	0-553	134 ± 190	0-3,8	0-0,9	0-0,1	0,01 ± 0,03	44-1.592	402 ± 464	0,1 ± 0,3	0,001-1,1	0,001-0,2	0,05 ± 0,08	0-1,006	274 ± 337	0,01 ± 0,01	0-0,03	0-13,9	2,3 ± 5,2
	142	136	136	142	346	346	115	115	134	310	151	129	123	116	116	116	231	231
	0-1,383	0-1,383	0-7,1	0-6,8	0-21,5	0-21,5	0-2,630	0-2,630	0-7,8	0-12	0-17,2	5 ± 5,7	44-4796	44-4796	0,01-20,7	0,01-20,7	0,05-21	0,05-21
<b>Bacillariophyceae</b>	349 ± 367	2 ± 2	2 ± 2	1,6 ± 1,8	9,1 ± 7,5	9,1 ± 7,5	710 ± 747	710 ± 747	1,7 ± 2,3	2,5 ± 3,5	5 ± 5,7	5 ± 5,7	862 ± 1286	862 ± 1286	3,6 ± 5,9	3,6 ± 5,9	5,1 ± 5,9	5,1 ± 5,9
	105	93	93	114	82	82	105	105	134	144	114	127	149	149	165	165	114	114
	297-5,736	1,2-4,3	1,2-4,3	0,05-1,2	0,2-14,7	0,2-14,7	3,765-197,063	3,765-197,063	5,6-80,3	0,4-28,7	0,2-37,9	0,2-37,9	394-146,189	394-146,189	0,1-33,5	0,1-33,5	0,1-28,9	0,1-28,9
<b>Chlorophyceae</b>	2,236 ± 1,761	16 ± 13	16 ± 13	0,5 ± 0,5	4,4 ± 4,5	4,4 ± 4,5	3,6038 ± 65,430	3,6038 ± 65,430	30,7 ± 27,6	5,1 ± 9,6	8,5 ± 12,4	8,5 ± 12,4	37,428 ± 65,616	37,428 ± 65,616	5,5 ± 10,6	5,5 ± 10,6	6,3 ± 8,2	6,3 ± 8,2
	79	76	76	92	102	102	182	182	90	184	145	95	175	175	192	192	131	131
	3,838-31,595	36,3-98,2	36,3-98,2	2,0-113,9	19,1-98	19,1-98	3,828-77,318	3,828-77,318	9,8-88,3	9,1-463,4	29,7-98,2	29,7-98,2	8,054-94,056	8,054-94,056	8,3-559,3	8,3-559,3	26-98,3	26-98,3
<b>Cianobacteria</b>	14,753 ± 10,637	74 ± 20	74 ± 20	25,3 ± 36,2	65,7 ± 27,9	65,7 ± 27,9	33,099 ± 24,721	33,099 ± 24,721	52,3 ± 27,7	76,7 ± 132,6	65,9 ± 21,4	65,9 ± 21,4	37,965 ± 27,462	37,965 ± 27,462	103,1 ± 179,6	103,1 ± 179,6	72,5 ± 20,6	72,5 ± 20,6
	72	27	27	143	43	43	75	75	53	173	33	33	72	72	174	174	28	28
	0-819	0-5,8	0-5,8	0-2,2	0-0,003	0-0,003	0-4,806	0-4,806	0-16	0-16	0-29,7	0-29,7	66-4,870	66-4,870	0,02-10,9	0,02-10,9	0,03-34,2	0,03-34,2
<b>Cryptophyceae</b>	329 ± 241	3 ± 2	3 ± 2	0,6 ± 0,6	0,0002 ± 0,0008	0,0002 ± 0,0008	1,511 ± 1,471	1,511 ± 1,471	4,1 ± 4,6	2,6 ± 3,2	8,1 ± 10,2	8,1 ± 10,2	1,503 ± 1,339	1,503 ± 1,339	2,8 ± 3,0	2,8 ± 3,0	8,2 ± 10,1	8,2 ± 10,1
	73	93	93	100	346	346	97	97	113	122	126	126	89	89	107	107	122	122
	0-37	0-0,1	0-0,1	0-1,1	0-16,8	0-16,8	0-69	0-69	0-0,2	0-1,1	0-14	0-14	0-146	0-146	0-4,2	0-4,2	0-0,001	0-0,001
<b>Dinophyceae</b>	3 ± 11	0,01 ± 0,04	0,01 ± 0,04	0,1 ± 0,3	5,3 ± 6,0	5,3 ± 6,0	15 ± 27	15 ± 27	0,02 ± 0,05	0,4 ± 1,0	1,2 ± 4,0	1,2 ± 4,0	34 ± 57	34 ± 57	0,8 ± 1,6	0,8 ± 1,6	0,0001 ± 0,0003	0,0001 ± 0,0003
	346	346	346	346	112	112	184	184	243	227	327	327	167	167	197	197	286	286
	73-1,301	0,3-9,2	0,3-9,2	0,2-4,5	0,4-30,8	0,4-30,8	45-2,680	45-2,680	0,03-6,7	0-9,4	0,02-11,5	0,02-11,5	30-1,364	30-1,364	0,01-4,4	0,01-4,4	0,001-1,6	0,001-1,6
<b>Euglenophyceae</b>	387 ± 335	3 ± 3	3 ± 3	1,4 ± 1,2	12,2 ± 11,4	12,2 ± 11,4	629 ± 791	629 ± 791	1,6 ± 1,9	1,9 ± 2,6	6,4 ± 9,9	6,4 ± 9,9	538 ± 428	538 ± 428	1,5 ± 1,4	1,5 ± 1,4	4,9 ± 5,6	4,9 ± 5,6
	87	96	96	89	94	94	126	126	118	139	154	154	79	79	92	92	114	114
	0-62	0-3,8	0-3,8	0-0,003	0-2,9	0-2,9	0-478	0-478	0-1,2	0-0,007	0-0,003	0-0,003	0-346	0-346	0-0,005	0-0,005	0-4,5	0-4,5
<b>Cnspedomonadophyceae</b>	5 ± 18	1 ± 1	1 ± 1	0,0003 ± 0,0009	0,5 ± 1,1	0,5 ± 1,1	55 ± 143	55 ± 143	0,1 ± 0,4	0,001 ± 0,002	0,0003 ± 0,001	0,0003 ± 0,001	37 ± 101	37 ± 101	0,001 ± 0,001	0,001 ± 0,001	0,4 ± 1,3	0,4 ± 1,3
	346	136	136	346	234	234	260	260	287	260	299	299	274	274	274	274	308	308
	0-30	0-0,4	0-0,4	0-0,007	0-8,6	0-8,6	0-29	0-29	0-0,3	0-0,01	0-0,05	0-0,05	---	---	---	---	---	---
<b>Prasinophyceae</b>	3 ± 9	0,03 ± 0,12	0,03 ± 0,12	0,001 ± 0,002	2,2 ± 3,0	2,2 ± 3,0	2 ± 8	2 ± 8	0,02 ± 0,1	0,001 ± 0,002	0,005 ± 0,02	0,005 ± 0,02	---	---	---	---	---	---
	346	346	346	346	134	134	346	346	346	346	346	346	---	---	---	---	---	---
	---	---	---	---	---	---	0-150	0-150	0-0,8	0-0,1	0-0,6	0-0,6	0-60	0-60	0-0,04	0-0,04	0-0,1	0-0,1
<b>Prymnesiophyceae</b>	---	---	---	---	---	---	17 ± 44	17 ± 44	0,1 ± 0,2	0,01 ± 0,03	0,06 ± 0,18	0,06 ± 0,18	5 ± 17	5 ± 17	0,003 ± 0,1	0,003 ± 0,1	0,01 ± 0,04	0,01 ± 0,04
	---	---	---	---	---	---	266	266	301	266	296	296	346	346	346	346	346	346
	0-434	0-3,1	0-3,1	0-0,007	0-4,3	0-4,3	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
<b>Haptophyceae</b>	105 ± 141	1 ± 1	1 ± 1	0,02 ± 0,03	0,4 ± 1,2	0,4 ± 1,2	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
	135	125	125	135	346	346	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
	---	---	---	---	---	---	0-208	0-208	0-1	0-0,7	0-2,4	0-2,4	0-146	0-146	0-0,6	0-0,6	0-1,8	0-1,8
<b>Xantophyceae</b>	---	---	---	---	---	---	66 ± 85	66 ± 85	0,3 ± 0,3	0,1 ± 0,2	0,4 ± 0,9	0,4 ± 0,9	64 ± 52	64 ± 52	0,1 ± 0,2	0,1 ± 0,2	0,2 ± 0,5	0,2 ± 0,5
	---	---	---	---	---	---	129	129	129	220	225	225	81	81	319	319	323	323
	0-1,876	0-0,8	0-0,8	0-0,3	0-0,7	0-0,7	0-1,107	0-1,107	0-2,4	0-0,5	0-0,5	0-0,5	0-657	0-657	0-1,4	0-1,4	0-0,1	0-0,1
<b>Zygnemaphyceae</b>	276 ± 651	0,1 ± 0,2	0,1 ± 0,2	0,04 ± 0,1	0,2 ± 0,2	0,2 ± 0,2	165 ± 329	165 ± 329	0,4 ± 0,8	0,1 ± 0,1	0,06 ± 0,1	0,06 ± 0,1	140 ± 204	140 ± 204	0,1 ± 0,4	0,1 ± 0,4	0,4 ± 1,3	0,4 ± 1,3
	236	255	255	236	126	126	200	200	195	256	203	203	145	145	308	308	308	308
	---	---	---	---	---	---	0,600	0,600	0-86,8	0-89,9	0-50,3	0-50,3	0-1,246	0-1,246	0-0,1	0-0,1	0-0,03	0-0,03
<b>Não identificadas</b>	---	---	---	---	---	---	192 ± 212	192 ± 212	7,8 ± 24,9	7,5 ± 26,0	4,2 ± 14,5	4,2 ± 14,5	172 ± 347	172 ± 347	0,01 ± 0,02	0,01 ± 0,02	0,01 ± 0,01	0,01 ± 0,01
	---	---	---	---	---	---	111	111	319	346	343	343	202	202	276	276	132	132

Clorofíceas (47 % pelágica, 48 % litorânea), crisofíceas (12 % em ambas as regiões) e cianobactérias (34 % pelágica, 29 % litorânea) apresentaram as maiores porcentagens médias de contribuição para a densidade total sendo, portanto, as classes mais representativas deste atributo nas duas regiões do reservatório oligotrófico. Dinofíceas (39,1 % pelágica, 27 % litorânea) foram, por outro lado, a principal classe a contribuir em ambas as regiões do reservatório, considerando a biomassa total, seguidas pelas clorofíceas (24,2 %) e bacilariofíceas (16,5 %) na região pelágica e pelas bacilariofíceas (25 %), clorofíceas (22 %) e criptofíceas (15 %) na litorânea. Em termos de biomassa total fitoplanctônica, foi nítido o aumento da importância das bacilariofíceas, assim como das dinofíceas, substituindo as cianobactérias nas duas regiões estudadas (tab. 9).

De forma geral, a variação temporal da contribuição das classes algais foi, praticamente, similar nas duas regiões do reservatório. Considerando a densidade total, clorofíceas e crisofíceas aumentaram sua abundância relativa durante o final do período seco e durante todo o chuvoso, quando houve diminuição das cianobactérias. Em relação à biomassa total, clorofíceas e crisofíceas foram mais importantes durante o período seco, sendo substituídas pelas dinofíceas durante o chuvoso. As bacilariofíceas aumentaram sua contribuição, principalmente, durante a maior parte da época seca, sendo também importantes em dezembro/2006 na região pelágica e em fevereiro/2007 na litorânea. Comparativamente, maior variabilidade foi observada no que tange a biomassa total das classes, especialmente na região litorânea do Lago do IAG (fig. 18).

No reservatório hipertrófico, as cianobactérias apresentaram médias de abundância relativa entre 52,3 % e 74 % (tab. 4) e foram, portanto, o grupo dominante em todas as regiões estudadas, tanto com relação à densidade quanto à biomassa total. As clorofíceas foram a segunda classe mais importante ao considerar a densidade, tendo contribuído com 16 %, 30,7 % e 31 % de abundância, respectivamente, na região pelágica, entrada 6 e entrada 7 deste reservatório. Com base na biomassa, as cianobactérias foram seguidas pelas euglenofíceas (12,2 %) e bacilariofíceas (9,1 %) na região pelágica, pelas clorofíceas (8,5 %) e criptofíceas (8,1 %) na entrada 6 e pelas criptofíceas (8,2 %) e clorofíceas (6,3 %) na entrada 7.

As cianobactérias dominaram durante quase todo o intervalo estudado, diminuindo no sentido dos meses do início do período seco, especialmente ao considerar a biomassa. As clorofíceas aumentaram sua contribuição, em geral, durante o início do período seco, porém, apresentaram picos em novembro/2006 (com base em densidade nas entradas 6 e 7 e com base na biomassa na região pelágica e na entrada 7). Euglenofíceas, criptofíceas e bacilariofíceas também apresentaram maiores biomassas durante o período seco (fig. 19).

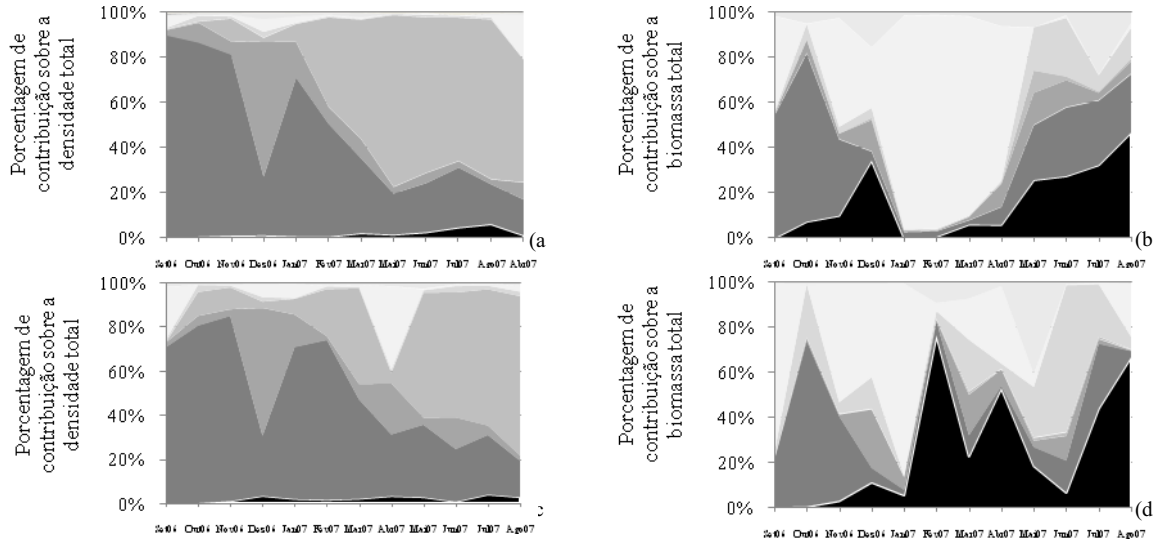


Figura 18. Porcentagem de contribuição das classes algais mais representativas do fitoplâncton sobre a densidade total e a biomassa total na região pelágica (a, b) e litorânea (c, d) do Lago do IAG.

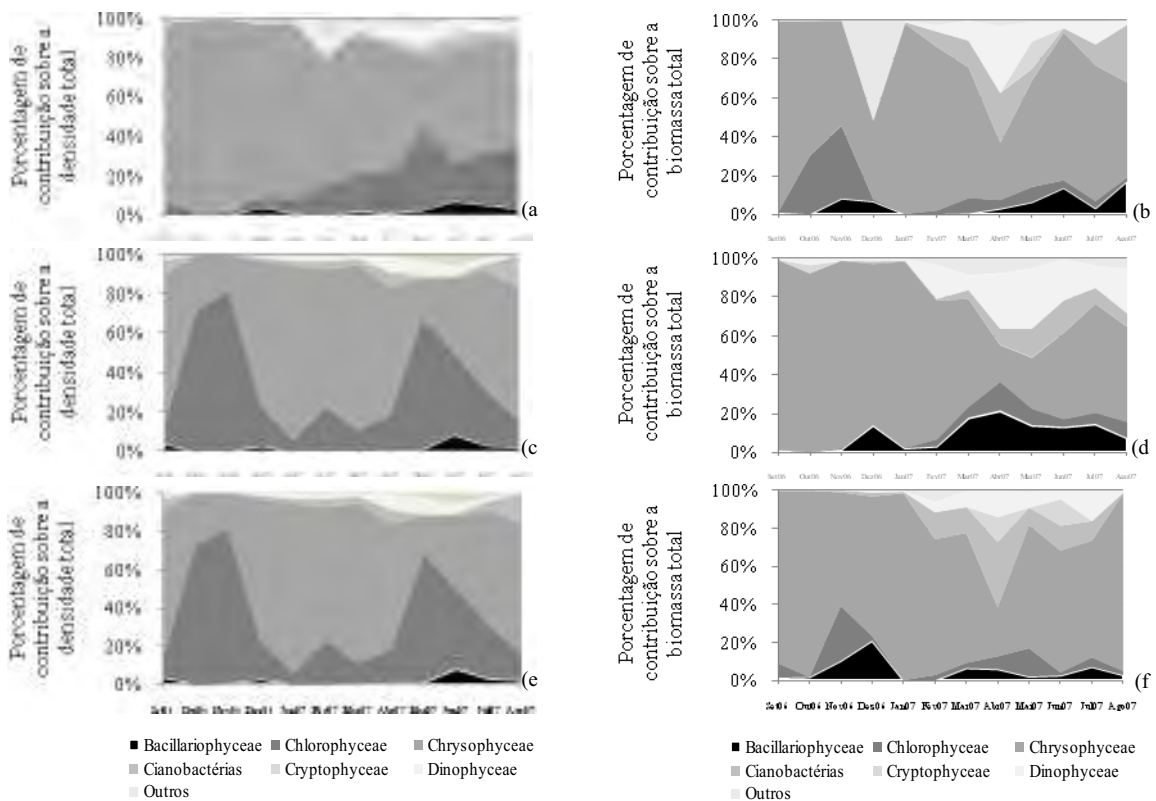


Figura 19. Porcentagem de contribuição das classes algais mais representativas do fitoplâncton sobre a densidade total e a biomassa total na região pelágica (a, b) e entrada 6 (c, d) e entrada 7 (e, f) do Lago das Garças.

#### 4.4.2.3. Descritoras biológicas do fitoplâncton e sucessão temporal

No reservatório oligotrófico, a contribuição total das espécies descritoras gerais do fitoplâncton para a densidade e biomassa médias durante o período avaliado foi, respectivamente, 84,2 % e 84,3 % na região pelágica e 76,2 % e 81,7 % na litorânea (tab. 11). No hipertrófico, a contribuição total das descritoras para a densidade foi 68,1 % na pelágica, 78 % na entrada 6 e 74,4 % na entrada 7, e para a biomassa 80,6 % na pelágica e 86,6 % nas entradas 6 e 7 (tab. 12).

Tabela 11. Porcentagem de contribuição das espécies descritoras da comunidade na região pelágica e na litorânea do Lago do IAG entre setembro de 2006 e agosto de 2007.

Táxon	Pelágica		Litorânea	
	Densidade	Biomassa	Densidade	Biomassa
<i>S. nidulans</i>	40,4 %	---	29,5 %	---
<i>O. lacustris</i>	21,9 %	12,4 %	17,6 %	14,0 %
<i>C. planctogloea</i>	7,2 %	---	8,4 %	---
<i>C. elegans</i>	4,6 %	---	5,2 %	---
<i>M. dybowskii</i>	4,5 %	---	8,8 %	---
<i>K. pinguis</i>	3,8 %	---	6,7 %	---
<i>P. gatunense</i>	---	65,6 %	---	20,7 %
<i>P. umbonatum</i>	---	3,3 %	---	17,0 %
<i>Aulacoseira</i> sp.	---	3,0 %	---	---
<i>P. nobilis</i> var. <i>regularis</i>	---	---	---	22,6 %
<i>C. erosa</i>	---	---	---	7,3 %
<b>Contribuição total descritoras</b>	<b>82,4 %</b>	<b>84,3 %</b>	<b>76,2 %</b>	<b>7,3 %</b>
<b>Contribuição diatomáceas descritoras</b>	<b>---</b>	<b>3,0 %</b>	<b>---</b>	<b>22,6 %</b>

Tabela 12. Porcentagem de contribuição das espécies descritoras da comunidade na região pelágica e nas entradas do Lago das Garças, entre setembro de 2006 e agosto de 2007.

Táxon	Pelágica		Entrada 6		Entrada 7	
	Densidade	Biomassa	Densidade	Biomassa	Densidade	Biomassa
<i>C. raciborskii</i>	52,8 %	24,2 %	25,3 %	16,4 %	26,3 %	13,9 %
<i>A. delicatissima</i>	9,4 %	---	6,5 %	---	2,8 %	---
<i>M. aeruginosa</i>	3,3 %	10,1 %	---	---	---	2,3 %
<i>A. gracile</i>	2,6 %	---	---	---	---	---
<i>G. unigramulatum</i>	3,0 %	---	2,9 %	---	---	---
<i>C. vulgaris</i>	---	---	40,1 %	5,1 %	34,2 %	3,5 %
<i>Palmelococcus</i> sp.	---	---	3,0 %	---	4,7 %	---
<i>A. conferta</i>	---	---	---	---	4,7%	---
<i>M. panniformis</i>	---	42,9 %	---	55,0 %	---	60,6 %
<i>C. meneghiniana</i>	---	3,4 %	---	---	---	---
<i>S. brasiliense</i>	---	---	---	4,1 %	---	3,1 %
<i>P. agardhii</i>	---	---	---	3,2 %	---	3,2 %
<i>C. erosa</i>	---	---	---	2,9 %	---	---
<b>Contribuição total descritoras</b>	<b>68,1 %</b>	<b>80,6 %</b>	<b>78 %</b>	<b>86,6 %</b>	<b>74,4 %</b>	<b>86,6 %</b>
<b>Contribuição diatomáceas descritoras</b>	<b>3,4 %</b>	<b>---</b>	<b>---</b>	<b>---</b>	<b>---</b>	<b>---</b>

No reservatório oligotrófico, respectivamente, seis e quatro espécies foram consideradas descritoras do fitoplâncton com base na densidade e na biomassa da comunidade, sendo apenas uma (*O. lacustris*) comum aos dois atributos (tab. 11).

*Synechococcus nidulans* foi a espécie que mais contribuiu para a densidade média relativa nas duas regiões do reservatório (respectivamente, 40,4 % e 29,5 %), seguida por *Oocystella lacustris* (21,9 %), *Chlamydomonas planctogloea* (7,2 %), *Chromulina elegans* (4,6 %), *Monoraphidium dybowskii* (4,5 %) e *Kirchneriella pinguis* (3,8 %) na região pelágica; e por *O. lacustris* (17,6 %), *M. dybowskii* (8,8 %), *C. planctogloea* (8,4 %), *K. pinguis* (6,7 %) e *C. elegans* (5,2 %) na litorânea (tab. 11).

As tendências de sucessão temporal das espécies anteriormente citadas e comuns às duas regiões foram similares nestes ambientes. *Synechococcus nidulans* aumentou em densidade durante maior parte do período seco, *O. lacustris* no final deste mesmo período e início do chuvoso e *C. planctogloea*, *C. elegans*, *K. pinguis* e *M. dybowskii* durante a maioria dos meses de chuva (fig. 20a1-a6, b1-b7).

*Peridinium gatunense* (65,6 %) destacou-se como a principal espécie descritora da biomassa na região pelágica, seguido por *O. lacustris* (12,4 %), *Peridinium umbonatum* (3,3 %) e *Aulacoseira* sp. (3 %). Na região litorânea, *Pinnularia nobilis* var. *regularis* (22,6 %) foi a espécie de maior importância, seguida por *P. gatunense* (20,7 %), *P. umbonatum* (17 %), *O. lacustris* (14 %) e *Cryptomonas erosa* (7,3 %) (tab. 11).

*Peridium gatunense* apresentou uma tendência de variação temporal mais bem definida na região pelágica, aumentando sua contribuição durante o período chuvoso (fig. 20c2). Na litorânea, esta espécie apresentou picos em alguns meses do início (abril/2007) e do final do período seco (agosto/2007 e setembro/2006) e em alguns meses do chuvoso (novembro/2006 e janeiro/2007) (fig. 20d3). *Oocystella lacustris* e *P. umbonatum* aumentaram em densidade e biomassa durante o final do período seco. *Cryptomonas erosa* contribuiu mais durante a maior parte do período seco e início do chuvoso. Incremento gradativo da biomassa de *Aulacoseira* sp. foi observado no decorrer dos meses do período seco, até agosto/2007 (fig. 20).

No reservatório hipertrófico, cinco espécies foram consideradas descritoras ambientais com base em suas densidades nas três regiões estudadas; quatro na região pelágica e seis em cada uma das entradas o foram com base na biomassa. Destas, apenas *Cylindrospermopsis raciborskii* foi comum às três regiões, tanto com base na densidade quanto na biomassa (tab. 12).

*Cylindrospermopsis raciborskii* (52,8 %) foi a principal espécie a contribuir com a densidade média na região pelágica, seguida por *Aphanocapsa delicatissima* (9,4 %), *Microcystis*

*aeruginosa* (3,3 %), *Geitlerinema unigranulatum* (3 %) e *Aphanizomenon gracile* (2,6 %). *Chlorella vulgaris* (34,2-40,1 %) e *C. raciborskii* (25,3-26,3 %) foram as principais espécies a contribuir nas entradas, seguidas na entrada 6 por *A. delicatissima* (6,5 %), *Palmelococcus* sp. (3 %) e *G. unigranulatum* (2,9 %) e na 7 por *Palmelococcus* sp. e *A. conferta* (4,7 %) e *A. delicatissima* (2,8 %) (tab. 12).

*Microcystis panniformis* (42,9-60,6 %) e *C. raciborskii* (13,9-24,2 %) foram as principais espécies descritoras com base na biomassa nas três regiões estudadas, seguidas por *M. aeruginosa* (10,1 %) e *Cyclotella meneghiniana* (3,4 %) na região pelágica, por *C. vulgaris* (5,1 %), *Sphaerocavum brasiliense* (4,1 %), *Planktothrix agardhii* (3,2 %) e *Cryptomonas erosa* (2,9 %) na entrada 6 e por *Chlorella vulgaris* (3,5 %), *Planktothrix agardhii* (3,2 %), *Sphaerocavum brasiliense* (3,1 %) e *Microcystis aeruginosa* (2,3 %) na entrada 7.

*Cylindrospermopsis raciborskii*, *G. unigranulatum* e *C. vulgaris* apresentaram o mesmo padrão de distribuição temporal nas três regiões do presente estudo, aumentando tanto em densidade quanto em biomassa durante o final do período seco e na maior parte do chuvoso. Aumento da biomassa de *Sphaerocavum brasiliense* também foi observado no final do período seco. *Aphanocapsa delicatissima* apresentou um pico de biomassa no início do período seco (abril/2007) e *A. conferta* na fase de transição entre o período chuvoso e o seco (março/2007). *Cryptomonas erosa* mostrou tendência de aumento de sua biomassa durante a época seca (exceto junho/2007). *Aphanizomenon gracile* foi a espécie que mais contribuiu para a densidade, enquanto que *M. aeruginosa* e *Planktothrix agardhii* o fizeram para a biomassa durante o período chuvoso. *Palmelococcus* sp., *M. aeruginosa* e *Cyclotella meneghiniana* não apresentaram padrão bem definido de distribuição temporal, com picos em dezembro/2006 e maio/2007, respectivamente, no final do período seco e em dezembro/2006 nas regiões onde foram consideradas descritoras (fig. 21).

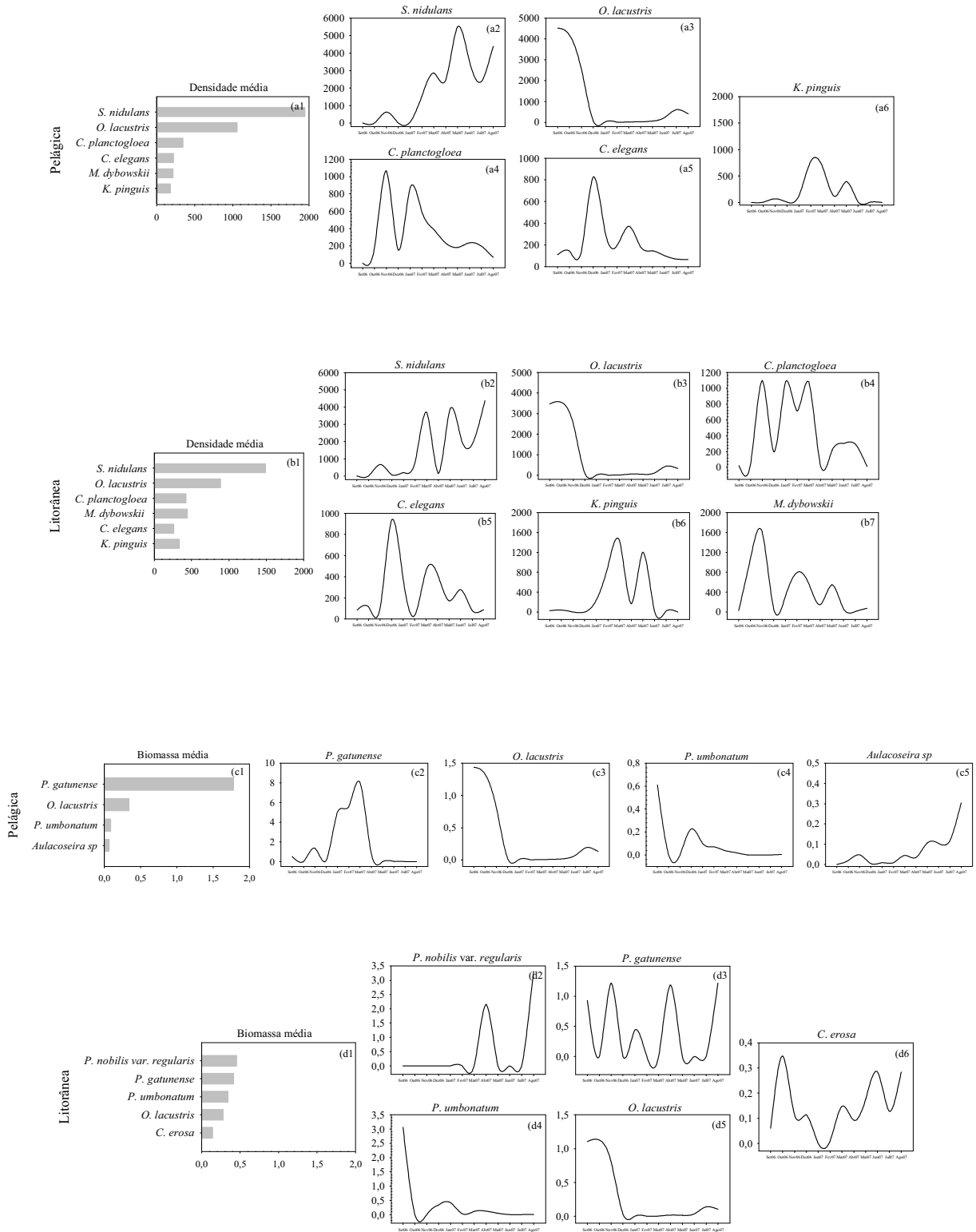


Figura 20. Densidade (ind mL<sup>-1</sup>) (a1, b1), biomassa média (mg L<sup>-1</sup>) (c1, d1) e variabilidade temporal da densidade e biomassa totais das espécies descritoras biológicas na região pelágica (a2-a6, c2-c5) e litorânea (b2-b7, d2-d6) do Lago do IAG.

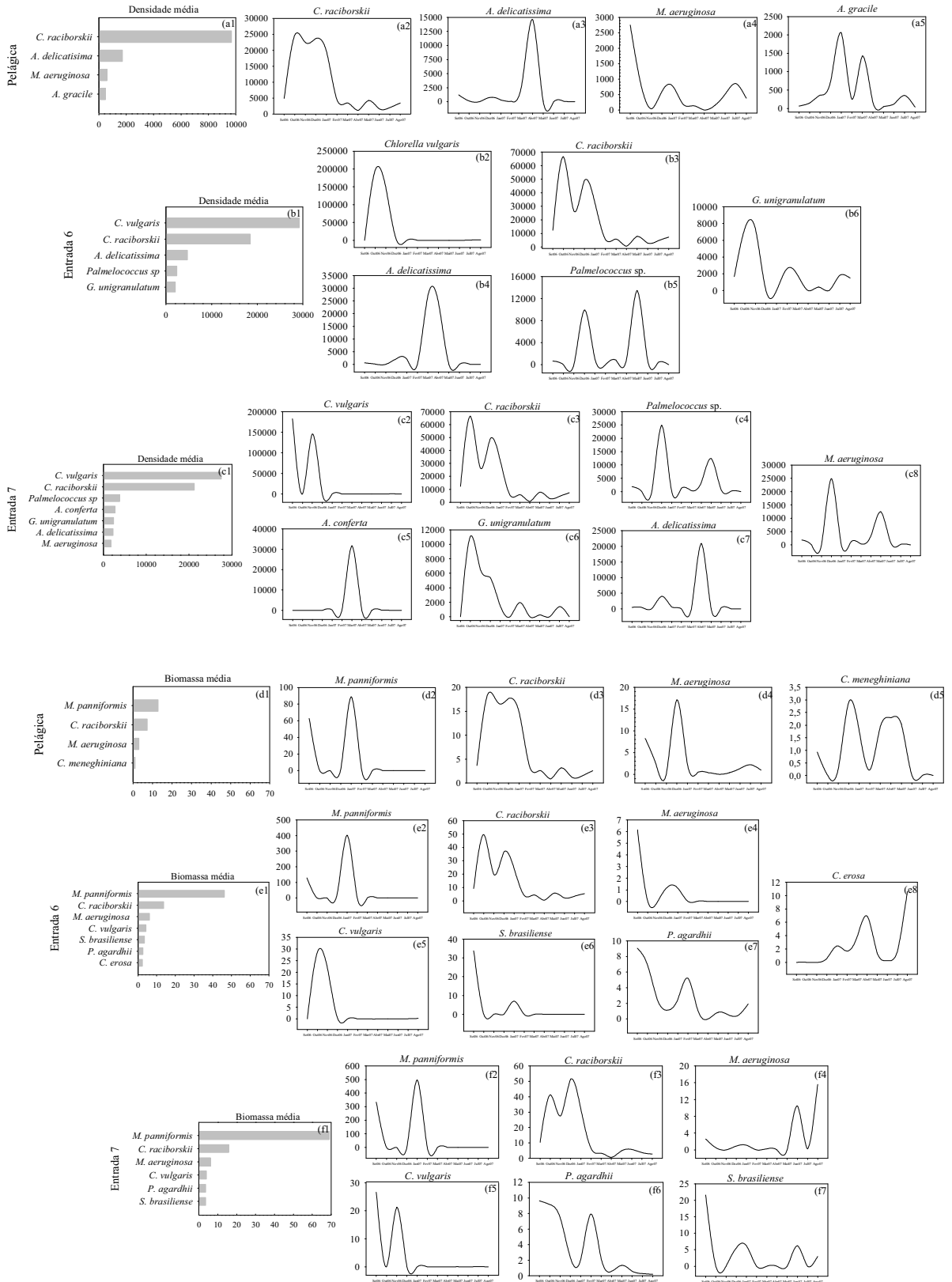


Figura 21. Densidade ( $\text{ind mL}^{-1}$ ) (a1, b1, c1) e biomassa ( $\text{mg L}^{-1}$ ) (d1, e1, f1) médias e variabilidade temporal das espécies descritoras biológicas na região pelágica (a2-a5, d2-d5), entrada 6 (b2-b6, e2-e8) e entrada 7 (c2-c8, f2-f7) do Lago dos Garças.



#### 4.4.2.4. Descritoras biológicas da comunidade fitoplanctônica de diatomáceas e sucessão temporal

As espécies de diatomáceas descritoras da comunidade fitoplanctônica contribuíram, respectivamente, com 84,2 % e 88,2 % da densidade e biomassa média na região pelágica do reservatório oligotrófico e com 73,7 % e 91 % destes atributos na região litorânea (tab. 13). No hipertrófico, totalizaram 100 % (densidade) e 98 % (biomassa) de contribuição na região pelágica; 87,2 % (densidade) e 90,2 % (biomassa) na entrada 6; e 91 % (densidade) e 93,7 % (biomassa) na entrada 7 (tab. 14).

Tabela 13. Porcentagem de contribuição das espécies descritoras da comunidade na região pelágica e litorânea do Lago do IAG entre setembro de 2006 e agosto de 2007.

Táxon	Pelágica		Litorânea	
	Densidade	Biomassa	Densidade	Biomassa
<i>Aulacoseira</i> sp.	80,3 %	33,7 %	51,7 %	6,8 %
<i>Eunotia rhomboidea</i>	3,9 %	---	3,4 %	---
<i>Melosira varians</i>	---	---	10,8 %	---
<i>Eunotia bilunaris</i>	---	---	7,7 %	---
<i>Navicula cryptotenella</i>	---	---	3,3 %	---
<i>Pinnularia nobilis</i> var. <i>regularis</i>	---	---	---	77,9 %
<i>Pinnularia divergens</i> var. <i>malayensis</i>	---	11,3 %	---	6,8 %
<i>Pinnularia romanorum</i>	---	21,9 %	---	3,0 %
<i>Surirella linearis</i> var. <i>constricta</i>	---	16,2 %	---	---
<i>Pinnularia divergens</i> var. <i>divergens</i>	---	5,1 %	---	---
<b>Contribuição total</b>	<b>84,2 %</b>	<b>88,2 %</b>	<b>73,7 %</b>	<b>91,0 %</b>

Tabela 14. Porcentagem de contribuição das espécies descritoras da comunidade na região pelágica e nas entradas do Lago das Garças entre setembro de 2006 e agosto de 2007.

Táxon	Pelágica		Entrada 6		Entrada 7	
	Densidade	Biomassa	Densidade	Biomassa	Densidade	Biomassa
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	41,9 %	63,7 %	32,5 %	55,2 %	45,4 %	70,7 %
<i>Ulnaria acus</i>	39,2 %	34,3 %	11,1 %	13,0 %	19,9 %	20,4 %
<i>Discostella stelligera</i>	9,0 %	---	---	---	---	---
<i>Nitzschia palea</i>	7,0 %	---	15,4 %	---	8,8 %	---
<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>granulata</i>	3,0 %	---	3,0 %	---	7,1 %	---
<i>Cyclotella</i> sp. 1	---	---	12,4 %	---	9,9 %	---
<i>Ulnaria ulna</i>	---	---	5,3 %	19,4 %	---	---
<i>Nitzschia acicularis</i>	---	---	4,9 %	---	---	---
<i>Melosira varians</i>	---	---	3,0 %	---	---	---
<i>Fragilaria</i> sp.	---	---	---	3,0 %	---	---
<i>Pinnularia divergens</i> var. <i>mesoleptiformis</i>	---	---	---	---	---	3,0 %
<b>Contribuição total</b>	<b>100,0 %</b>	<b>98,0 %</b>	<b>87,5 %</b>	<b>90,2 %</b>	<b>91,1 %</b>	<b>93,7 %</b>

No reservatório oligotrófico, cinco espécies foram consideradas descritoras da comunidade com base na densidade, sendo três delas exclusivas da região litorânea (*Aulacoseira*

sp., *Eunotia rhomboidea* e *Melosira varians*). Considerando a biomassa, seis espécies foram as mais importantes, sendo uma (*Pinnularia nobilis* var. *regularis*) exclusiva da entrada 7 e uma (*Aulacoseira* sp.) comum às duas regiões (tab. 13).

*Aulacoseira* sp. foi a espécie que mais contribuiu para a densidade (80,3 %) e a biomassa (33,7 %) média da região pelágica e apenas para a densidade (51,7 %) na litorânea. Na região pelágica, com base nos dados de densidade, foi seguida apenas por *E. rhomboidea* (3,9 %) e com base na biomassa, por *Pinnularia romanorum* (21,9 %), *Surirella linearis* var. *constricta* (16,2 %), *Pinnularia divergens* var. *malayensis* (11,3 %) e *Pinnularia divergens* var. *divergens* (5,1 %). Na região litorânea, antecedeu *Melosira varians* (10,8 %), *Eunotia bilunaris* (7,7 %), *E. rhomboidea* (3,4 %) e *Navicula cryptotenella* (3,3 %). A principal espécie descritora com base na biomassa nesta mesma região do reservatório foi *Pinnularia nobilis* var. *regularis* (77,9 %), seguida por *Aulacoseira* sp. e *Pinnularia divergens* var. *malayensis* (6,8 %) e por *Pinnularia romanorum* (3 %) (tab. 13).

O padrão de distribuição temporal das espécies descritoras, tanto com base na densidade quanto na biomassa foi, em geral, similar entre as duas regiões do reservatório. *Aulacoseira* sp. teve sua densidade aumentada, de forma gradativa, durante o período seco (até agosto/2007), enquanto que *E. rhomboidea* teve o mesmo aumento durante o período chuvoso, principalmente na região pelágica, onde também apresentou um pico em julho/2007. *Navicula cryptotenella* e *E. bilunaris* também apresentaram tendência de aumento de suas respectivas densidades durante o período chuvoso, porém, com picos no início do seco e *M. varians* na transição dos períodos de chuva e seca (março/2007). Das espécies descritoras, exclusivamente com base em biomassa, *S. linearis* var. *constricta*, *P. divergens* var. *divergens* e *P. divergens* var. *malayensis* apresentaram seus máximos durante o período chuvoso, enquanto que *P. nobilis* var. *regularis* nos meses do período seco (fig. 21).

No reservatório hipertrófico, com base na densidade, cinco espécies foram consideradas descritoras na região pelágica e na entrada 7 e oito na entrada 6; e com base na biomassa, respectivamente, duas, quatro e três espécies foram as mais importantes na região pelágica, na entrada 6 e na entrada 7 (tab. 14). Destas, *Cyclotella meneghiniana* (32,5-70,7 %) e *Ulnaria acus* (11,1-39,2 %) foram as espécies que mais contribuíram para os valores médios relativos dos dois atributos na região pelágica e na entrada 7 seguidas, com base na densidade, por *Discostella steligera* (9 %), *Nitzschia palea* (7 %) e *Aulacoseira granulata* var. *granulata* (3 %) na região pelágica e por *Cyclotella* sp. 1 (9,9 %), *Nitzschia palea* (8,8 %) e *Aulacoseira granulata* var. *granulata* (7,1 %) na entrada 7. Com base na biomassa, foram apenas seguidas por *Pinnularia*

*divergens* var. *mesoleptiformis* (3 %) na entrada 7. *Cyclotella meneghiniana* (32,5 %) foi também a principal espécie na entrada 6 seguida, no entanto, por *Nitzschia palea* (15,4 %), *Cyclotella* sp. 1 (12,4 %), *Ulnaria ulna* (5,3 %), *Nitzschia acicularis* (4,9 %) e *A. granulata* var. *granulata* e *Melosira varians* (cada uma com 3 %) com base na densidade; e por *Ulnaria ulna* (19,4 %), *Ulnaria acus* (13 %) e *Fragilaria* sp. (3 %) com base na biomassa.

Como tendência geral, *C. meneghiniana* sofreu incrementos de densidade e biomassa durante o período chuvoso e início do seco, acompanhadas por *U. acus*, especialmente, durante a época de chuva e por *N. palea*, principalmente, na de seca. *Aulacoseira granulata* var. *granulata*, *D. stelligera*, *N. acicularis* e *Aulacoseira* sp. 1 contribuíram, principalmente, durante os meses iniciais e intermediários da época seca, enquanto que *Cyclotella* sp. 1, *Fragilaria* sp., *U. ulna* e *P. divergens* var. *mesoleptiformis*, o fizeram no final deste mesmo período (fig. 23).

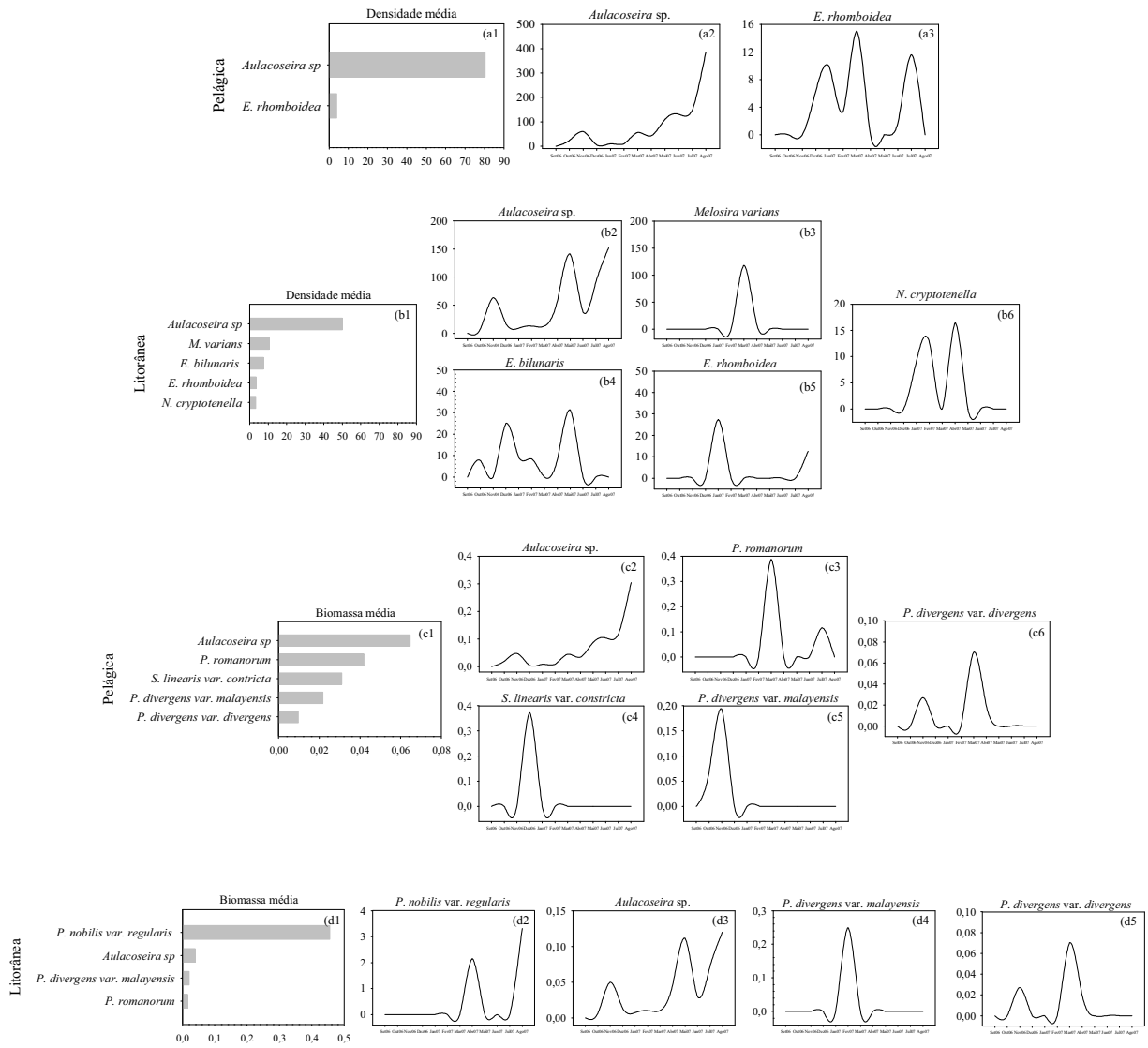


Figura 22. Densidade ( $\text{ind mL}^{-1}$ ) (a1, b1) e biomassa ( $\text{mg L}^{-1}$ ) (c1, d1) médias e variabilidade temporal das espécies de diatomáceas descritoras biológicas na região pelágica (a2-a3, c2-c6) e litorânea (b2-b6, d2-f5) do Lago do IAG.

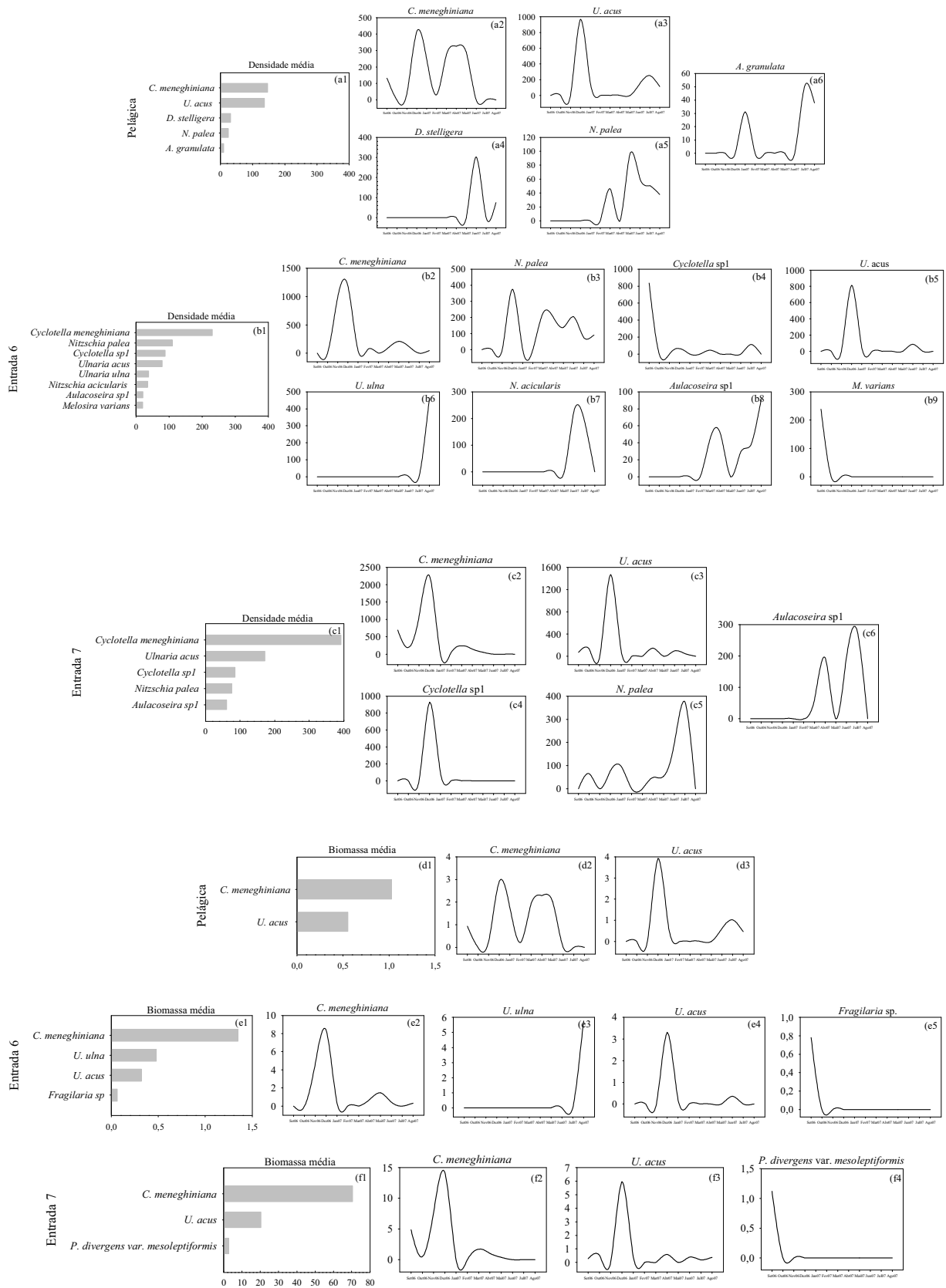


Figura 23: Densidade ( $\text{ind mL}^{-1}$ ) (a1, b1, c1) e biomassa ( $\text{mg L}^{-1}$ ) (d1, e1, f1) médias e variabilidade temporal das espécies de diatomáceas descritoras biológicas na região pelágica (a2-a6, d2-d3), entrada 6 (b2-b9, c2-c5) e entrada 7 (c2-c6, f2-f4) do Lago das Garças.

#### 4.4.2.5. Índices biológicos

Comparando a região pelágica dos reservatórios, a maior riqueza média de táxons foi observada no oligotrófico (53 táxons), não no hipertrófico (36 táxons). Considerando as regiões litorâneas, no entanto, os maiores valores ocorreram nas entradas do reservatório hipertrófico (46 táxons em cada uma) do que na litorânea do oligotrófico (30 táxons) (tab. 15).

Considerando as regiões em cada reservatório, no oligotrófico a pelágica (53 táxons) apresentou, em média, maior riqueza do que a litorânea (30 táxons), enquanto que no hipertrófico as entradas (46 táxons em cada uma) superaram a região pelágica (36 táxons) no que tange ao número de táxons (tab. 15).

No reservatório oligotrófico, aumento da riqueza foi observado no sentido do período chuvoso, com os maiores valores registrados entre novembro/2006 e março/2007 e os menores durante a maioria dos meses do seco. No hipertrófico, os maiores valores de riqueza foram verificados, de modo geral, nos meses finais do período chuvoso e nos iniciais do seco (exceto em fevereiro/2007) e os menores durante o final do período seco e os iniciais do chuvoso, com redução drástica em outubro e novembro/2006 (fig. 24-25).

Excetuada a dominância observada na região litorânea do reservatório oligotrófico e na entrada 7 do hipertrófico, os valores médios dos índices biológicos foram, de forma geral, semelhantes entre si considerando densidade e biomassa em ambos os reservatórios. Valores médios iguais ou ligeiramente maiores de diversidade e equitabilidade foram observados no reservatório hipertrófico (diversidade média 2,5-3,1, equitabilidade média 0,5-2,2) em relação ao oligotrófico (diversidade média 2,3-2,8, equitabilidade média 0,4-0,6). Os coeficientes de variação da diversidade foram, considerando a região pelágica dos reservatórios, ligeiramente maiores no oligotrófico (49 %) em termos de biomassa, porém, ao considerar a densidade, mais elevados no hipertrófico (44 %). Em relação às demais regiões, valores iguais ou ligeiramente maiores foram observados nas entradas do reservatório hipertrófico (32-39 %) do que na litorânea do oligotrófico (23-32 %). No caso da equitabilidade, maiores diferenças dos coeficientes de variação foram observadas nos dados de biomassa entre as regiões pelágicas dos dois reservatórios, com maior valor no oligotrófico (tab. 15).

Os valores médios da dominância foram, ao contrário dos demais, iguais ou maiores no reservatório oligotrófico. No entanto, no que tange à densidade, os maiores coeficientes de variação deste índice foram observados no reservatório hipertrófico (67-81 % com base em densidade e 81-199 % com base em biomassa) em relação ao oligotrófico (43-44 % com base em

densidade e 79-92 % com base em biomassa) (tab. 10). Amplitude, média, desvio padrão e coeficiente de variação dos dados foram resumidos na tabela 15.

Tabela 15. Amplitude, média e desvio padrão (entre parênteses) e coeficiente de variação da riqueza, diversidade, equitabilidade e dominância do perifiton (com base em dados de densidade e biomassa), na região pelágica e na litorânea do Lago do IAG e pelágica e entradas do Lago das Garças, entre setembro de 2006 e agosto de 2007.

	Lago do IAG				Lago das Garças					
	Pelágica		Litorânea		Pelágica		Entrada 6		Entrada 7	
	Densidade	Biomassa	Densidade	Biomassa	Densidade	Biomassa	Densidade	Biomassa	Densidade	Biomassa
Riqueza	32-69 (53 ± 12) 23		21-37 (30 ± 6) 19		18-45 (36 ± 8) 24		16-61 (46 ± 14) 61		22-63 (46 ± 15) 33	
Diversidade	1,1-3,7 (2,4 ± 0,8) 31	0,6-3,8 (2,3 ± 1,1) 49	1,7-3,8 (2,8 ± 0,6) 23	1,4-3,9 (2,5 ± 0,8) 32	0,6-4,4 (2,9 ± 1,3) 44	0,7-3,9 (2,5 ± 1,1) 43	1,0-4,4 (3,1 ± 1,1) 36	1,0-3,5 (2,6 ± 0,8) 32	1,1-4,3 (3,0 ± 1,0) 35	0,9-3,7 (2,5 ± 1,0) 39
Equitabilidade	0,2-0,6 (0,4 ± 0,1) 29	0,1-0,6 (0,4 ± 0,2) 40	0,3-0,7 (0,6 ± 0,1) 20	0,3-0,8 (0,5 ± 0,2) 30	0,8-2,1 (1,8 ± 0,3) 19	1,8-3,0 (2,2 ± 0,4) 20	0,2-0,8 (0,6 ± 0,2) 31	0,3-0,6 (0,5 ± 0,1) 28	0,2-0,9 (0,6 ± 0,2) 36	0,1-0,6 (0,5 ± 0,2) 35
Dominância	0,2-0,7 (0,4 ± 0,2) 44	0-0,9 (0,5 ± 0,4) 79	0,2-0,5 (0,3 ± 0,1) 43	0,1-4,9 (2,2 ± 2,0) 92	0,1-0,9 (0,3 ± 0,3) 81	0-0,8 (0,3 ± 0,3) 107	0,1-0,7 (0,3 ± 0,2) 67	0,0-0,7 (0,3 ± 0,2) 81	0,1-9,8 (1,8 ± 3,7) 199	0,1-0,8 (0,3 ± 0,2) 74

No reservatório oligotrófico, aumento dos valores de riqueza, diversidade e equitabilidade e diminuição dos de dominância foram observados em direção ao período chuvoso, com maiores valores dos três primeiros atributos e menores do último entre novembro/2006 e março/2007 (fig. 24).

No hipertrófico, houve uma tendência geral de aumento da riqueza e da diversidade para o final do período chuvoso e início do seco nas três regiões do reservatório. Redução acentuada destes índices nesses pontos foi também observada nos meses de setembro e outubro/2006 e em janeiro/2007, neste último caso, porém, principalmente no que diz respeito à biomassa.

Com relação à equitabilidade, a variabilidade foi menor do que a dos demais índices, especialmente na região pelágica e na entrada 6. Na primeira, os maiores valores foram medidos em setembro/2006 e janeiro/2007 e o menor em novembro/2006. Na entrada 6, houve uma tendência sutil de aumento durante os meses iniciais da época seca e redução abrupta em novembro/2006 (em termos de densidade) e em janeiro/2007 (considerada a biomassa). Na entrada 7, a equitabilidade também tendeu a aumentar durante os meses iniciais da época seca e, igualmente, com um pico em novembro/2006 (especialmente com relação à densidade).

Quanto à dominância, observou-se um padrão antagônico de variabilidade temporal na região pelágica entre os valores do referido índice quando calculado com base na densidade ou na biomassa. Com base na densidade, a dominância foi maior em outubro-dezembro/2006,

diminuindo no final do verão e no sentido dos meses iniciais da época seca. Os valores calculados com base na biomassa foram, ao contrário, baixos em outubro-novembro/2006 e aumentaram gradativamente para os meses finais do período chuvoso e iniciais do seco. Nas entradas, o padrão de variação foi similar, com maiores valores durante o início do período chuvoso e tendência de decréscimo para os meses secos (até agosto/2007). Apesar do padrão temporal de variação da dominância com base na densidade e na biomassa terem sido o mesmo, foi observada, especialmente na entrada 7, uma relação inversa entre os valores medidos com base nos diferentes atributos, nos meses de novembro-dezembro/2006 e janeiro/2007 (fig. 25).

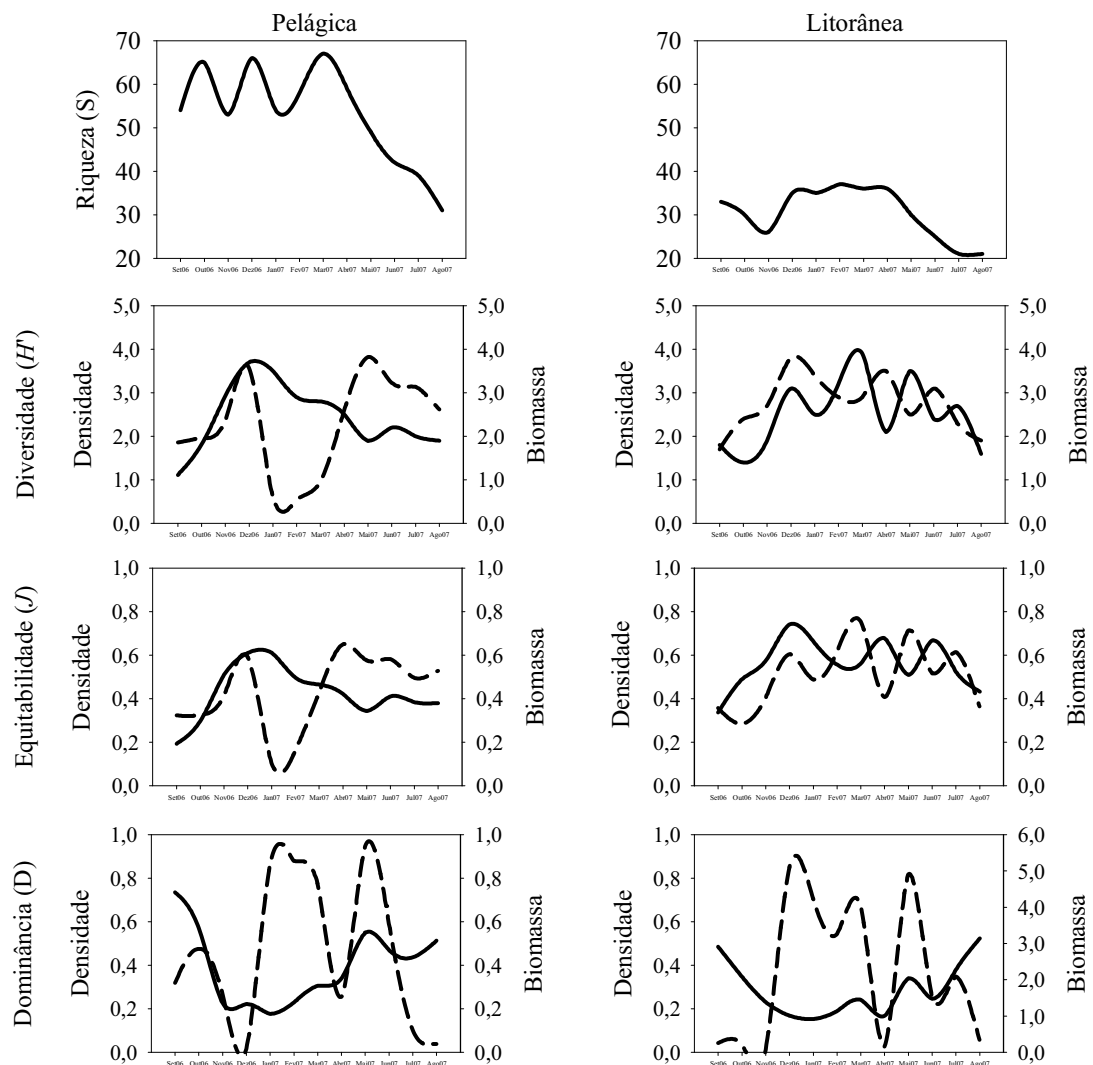


Figura 24. Variação temporal da riqueza de espécies (S), diversidade ( $H'$ ), equitabilidade ( $J'$ ) e dominância (D) do fitoplâncton, nas regiões pelágica e litorânea do Lago do IAG, entre setembro de 2006 e agosto de 2007, com base nos valores de densidade (linha cheia) e biomassa (linha pontilhada).



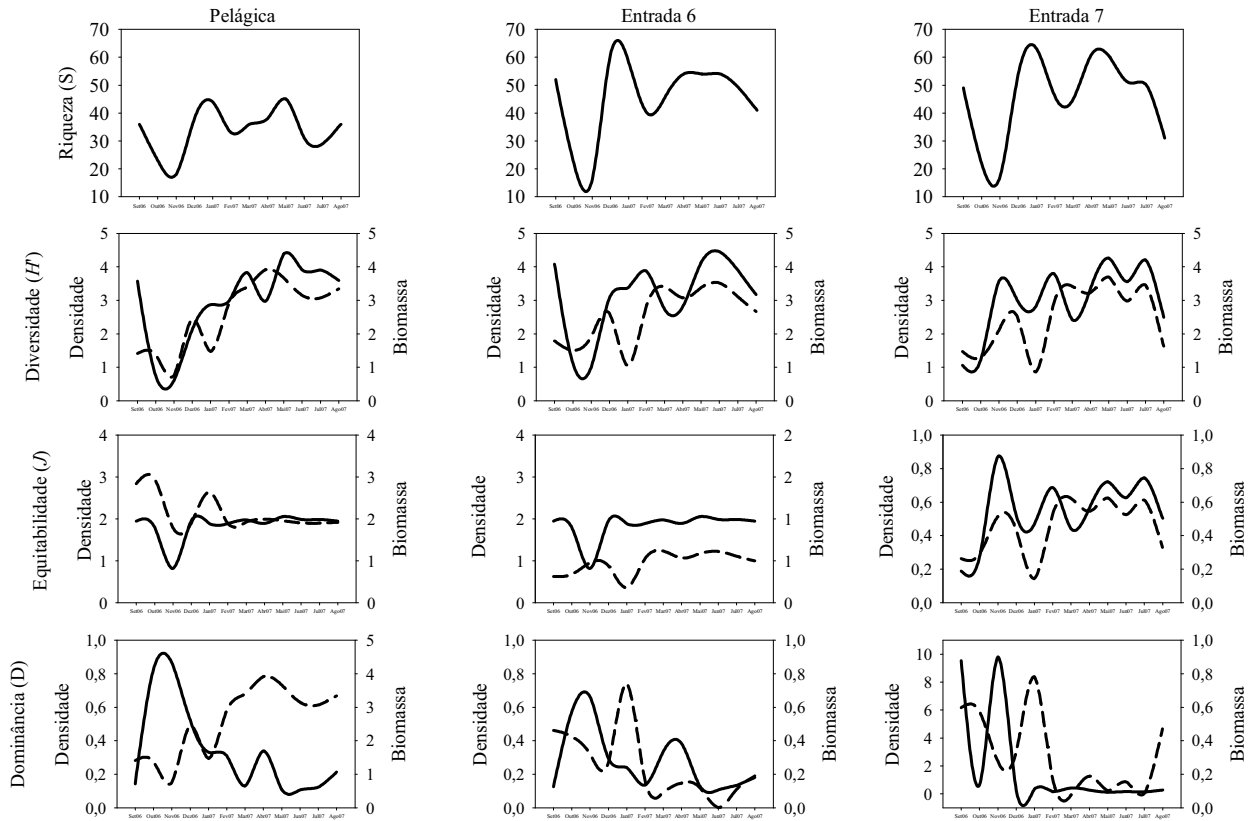


Figura 25. Variação temporal da riqueza de espécies ( $S$ ), diversidade ( $H'$ ), equitabilidade ( $J$ ) e dominância ( $D$ ) do fitoplâncton nas regiões pelágica e nas entradas do Lago das Garças, entre setembro de 2006 e agosto de 2007, com base nos valores de densidade (linha cheia) e biomassa (linha pontilhada).

#### 4.4.2.6. Análise integrada das variáveis abióticas e biológicas

##### 4.4.2.6.1. Análise de Correspondência Canônica: fitoplâncton geral

Os resultados das Análises de Correspondência Canônica (CCA) realizadas para ordenar as unidades amostrais do Lago do IAG e do Lago das Garças a partir dos dados de densidade e biomassa das principais espécies fitoplanctônicas (respectivamente, 20 e 37 espécies para densidade e 18 e 23 para biomassa) e de quatro variáveis abióticas estão sintetizados nas tabelas 16-19 e representados nas figuras 25a-b e 26a-b.

Nas análises relativas ao reservatório oligotrófico, considerando os dois atributos (densidade e biomassa), tanto os autovalores (respectivamente, 0,294 e 0,477 para o eixo 1 e 0,180 e 0,368 para o eixo 2) quanto as correlações espécie-ambiente (respectivamente, 0,879 e 0,908 para o eixo 1 e 0,798 e 0,860 para o eixo 2) foram estatisticamente significativos de acordo com o teste de Monte-Carlo (tab. 16) e indicaram forte relação entre as variáveis abióticas e a distribuição das variáveis biológicas ao longo do período estudado e das unidades amostrais.

Tabela 16. Síntese da Análise de Correspondência Canônica (CCA) entre variáveis abióticas e biológicas (densidade e biomassa fitoplanctônica) do Lago do IAG e correlações das espécies com os dois primeiros componentes principais.

		Densidade		Biomassa	
		Eixo 1	Eixo 2	Eixo 1	Eixo 2
Autovalores ( $\lambda$ )		0,294	0,180	0,477	0,368
Variância explicada (%)		15,1	9,2	10,4	8,0
Explicabilidade acumulada (%)		15,1	24,3	10,4	18,4
Correlação de Pearson (espécie-ambiente)		0,879	0,798	0,908	0,860
Teste de Monte-Carlo ( $p$ ) - autovalores		0,001	0,001	0,05	0,05
Teste de Monte-Carlo ( $p$ ) - correlações espécie-ambiente		0,01	0,01	0,01	0,01
Código	Táxon				
<b>Snid</b>	<i>Synechococcus nidulans</i>	<b>-0,487</b>	-0,413	---	---
<b>Olac</b>	<i>Oocystis lacustris</i>	<b>0,853</b>	-0,058	0,026	<b>0,654</b>
Cplan	<i>Chlamydomonas planctogloea</i>	-0,094	0,143	-0,299	-0,220
<b>Cele</b>	<i>Chromulina elegans</i>	-0,250	<b>0,506</b>	---	---
Mdyb	<i>Monoraphidium dybowskii</i>	0,272	-0,223	0,169	-0,378
Kpin	<i>Kirchneriella pinguis</i>	-0,142	0,122	---	---
Marc	<i>Monoraphidium arcuatum</i>	0,271	-0,167	---	---
<b>Aulasp</b>	<i>Aulacoseira</i> sp.	-0,294	<b>-0,462</b>	0,283	-0,178
Egel	<i>Elakatothrix gelatinosa</i>	-0,369	-0,346	---	---
Cmin	<i>Chroococcus minutus</i>	0,430	0,188	---	---
Corb	<i>Coccomonas orbicularis</i>	-0,256	0,352	---	---
<b>Pumb</b>	<i>Peridinium umbonatum</i>	0,293	0,234	<b>-0,471</b>	0,344
Mal1	<i>Mallomonas</i> sp. 1	-0,352	-0,038	-0,414	-0,310
<b>Cero</b>	<i>Cryptomonas erosa</i>	0,141	<b>-0,566</b>	0,388	0,245
Saqua	<i>Synechocystis aquatilis</i>	0,296	-0,264	---	---
Csor	<i>Chlamydomonas sordida</i>	-0,170	0,267	---	---
Mon1	<i>Monoraphidium</i> sp. 1	-0,408	0,146	---	---
Hem1	<i>Hemidinium</i> sp. 1	-0,398	-0,150	---	---
Phyp	<i>Pseudokephyrion hypermaculatum</i>	-0,205	-0,383	---	---
Pgatu	<i>Peridinium gatunense</i>	---	---	-0,429	0,208
Prom	<i>Pinnularia romanorum</i>	---	---	-0,126	-0,056
Slic	<i>Surirella linearis</i> var. <i>constricta</i>	---	---	-0,410	0,076
Pdml	<i>Pinnularia divergens</i> var. <i>malayensis</i>	---	---	0,180	-0,368
Tvois	<i>Trachelomonas volvocinopsis</i>	---	---	-0,388	0,058
Pslan	<i>Pinnularia subgibba</i> var. <i>lanceolata</i>	---	---	0,308	-0,203
Sqlon	<i>Staurastrum quadrangulare</i> var. <i>longispina</i>	---	---	0,173	-0,001
Pnreg	<i>Pinnularia nobilis</i> var. <i>rectangularis</i>	---	---	-0,069	-0,362
Pgran	<i>Protocchroomonas granulata</i>	---	---	0,173	0,001

Na CCA relativa aos dados de densidade (fig. 25a), 24,3 % da variabilidade dos dados foi explicada pelos dois primeiros eixos e, de acordo com os coeficientes canônicos e as correlações “intraset”, fósforo total (respectivamente, 0,899 e 0,772) e razão molar nitrogênio:fósforo inorgânico (respectivamente, 0,591 e 0,541) foram as variáveis mais importantes na ordenação do eixo 1. Neste primeiro eixo, NT (coeficiente de correlação -0,628, correlação “intraset” 0,123) e razão molar sílica:fósforo inorgânico (coeficiente de correlação -0,079, correlação “intraset” 0,494) foram secundariamente importantes. No eixo 2, NT (respectivamente, 0,739 e

0,709) e razão molar nitrogênio:fósforo inorgânico (respectivamente, 0,572 e 0,615) foram as principais variáveis a influenciar a ordenação, seguidas por PT (-0,448) e razão molar sílica:fósforo (-0,109) de acordo com os coeficientes canônicos e pela razão molar sílica fósforo (0,253) e PT (-0,026) com base nas correlações “*intrasel*”.

Tabela 17. Correlações com eixos, coeficientes canônicos e correlações “*intrasel*” da Análise de Correspondência Canônica (CCA) entre variáveis abióticas e biológicas (densidade e biomassa fitoplanctônicas) do Lago do IAG.

Variável	Correlação com os eixos				Coeficientes canônicos				Correlações “ <i>intrasel</i> ”			
	Densidade		Biomassa		Densidade		Biomassa		Densidade		Biomassa	
	E1	E2	E1	E2	E1	E2	E1	E2	E1	E2	E1	E2
NT	0,140	0,888	-0,857	0,203	-0,628	0,739	-1,482	-1,154	0,123	0,709	-0,778	0,175
PT	0,878	-0,094	-0,028	0,489	0,899	-0,448	0,013	0,189	0,772	-0,075	-0,026	0,420
Si:P	0,562	0,317	-0,069	0,575	-0,079	-0,109	0,921	0,206	0,494	0,253	-0,063	0,494
NPinorg	0,615	0,770	-0,591	0,782	0,866	0,572	-0,300	-1,638	0,541	0,615	-0,537	0,673

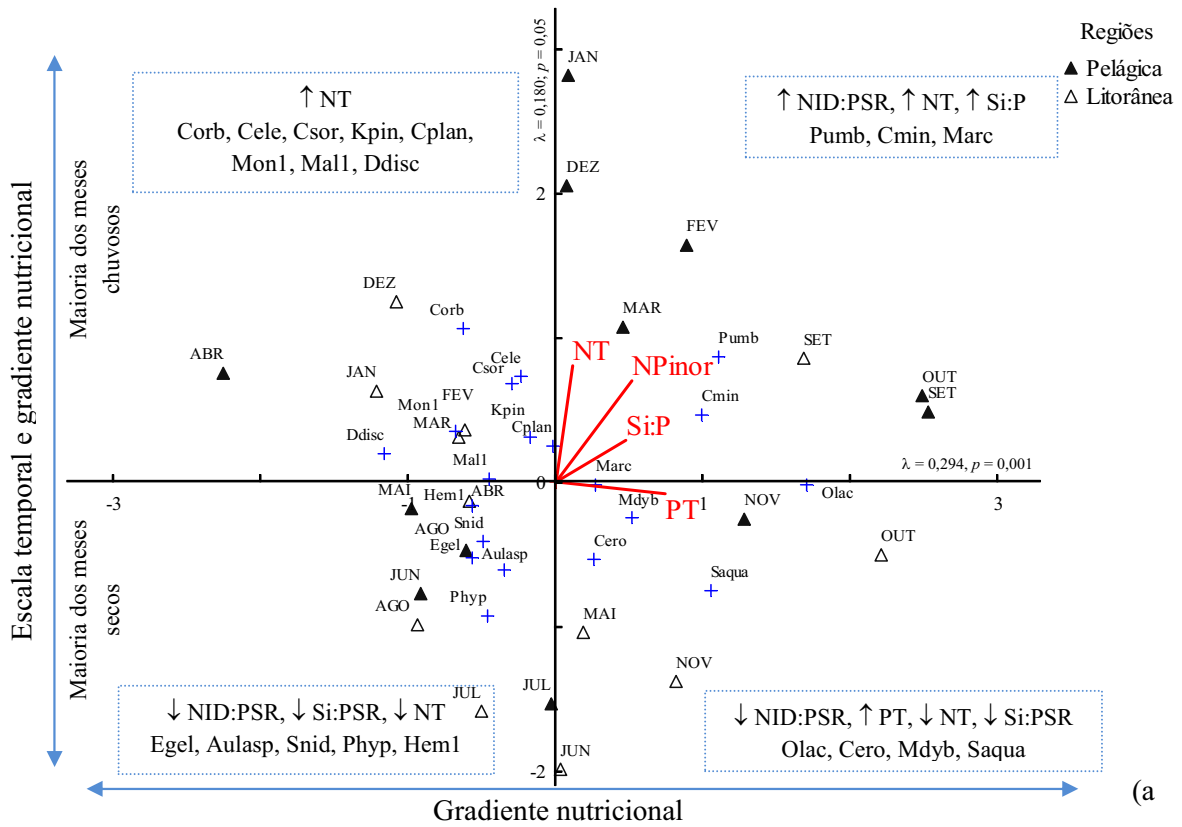
O primeiro eixo de ordenação representou o gradiente nutricional. Do seu lado positivo, relacionadas, principalmente, aos maiores valores de fósforo total e da razão nitrogênio:fósforo inorgânico, foram ordenadas as unidades amostrais do final do período seco e início do chuvoso. Do lado negativo deste eixo, foram ordenadas as demais unidades amostrais relacionadas aos menores valores dessas mesmas variáveis. O segundo eixo de ordenação, além do gradiente nutricional, representou um gradiente temporal. Do seu lado positivo, relacionadas aos maiores valores de NT foram ordenadas a maioria das unidades amostrais referentes ao período chuvoso e, do lado negativo, associadas aos menores valores da razão nitrogênio:fósforo inorgânico e sílica:fósforo e NT, foi ordenada a maior parte dos meses secos. As espécies relacionadas aos maiores valores de NT e da razão nitrogênio:fósforo inorgânico e, principalmente, aos meses de chuva foram: *C. elegans*, *C. orbicularis*, *C. sordida*, *K. pinguis*, *C. planctogloea*, *Monoraphidium* sp. 1, *Mallomonas* sp. 1, *P. umbonatum*, *C. minutus* e *M. arcuatum*. *Aulacoseira* sp., *E. gelatinosa*, *S. nidulans*, *P. hypermaculatum*, *Heminidium* sp. 1, *O. lacustris*, *C. erosa*, *M. dybowskii* e *S. aquatilis* foram relacionadas aos menores valores de NT e da razão nitrogênio:fósforo inorgânico, associadas principalmente aos meses secos.

Na CCA relativa aos dados de biomassa (fig. 25b) deste mesmo reservatório, 18,4 % da variabilidade total dos dados foi explicada pelos dois primeiros eixos e, de acordo com os coeficientes canônicos e correlações “*intrasel*” (respectivamente, -1,482 e -0,778), nitrogênio total foi a variável mais importante na ordenação do eixo 1, seguida pelas razões molares

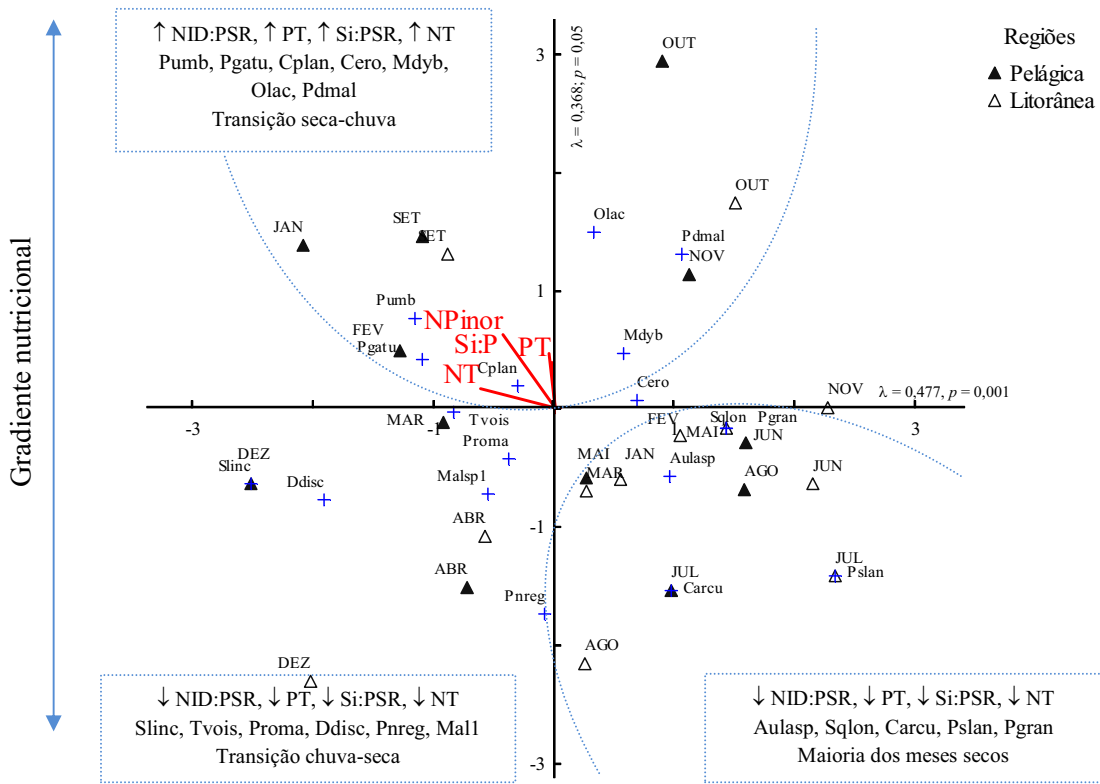
sílica:fósforo (0,921 e -0,063) e nitrogênio:fósforo inorgânico (-0,300 e -0,537) e por PT (0,013 e -0,026). No eixo 2, os coeficientes canônicos e as correlações “*intraset*” indicaram a razão molar nitrogênio:fósforo inorgânico como a principal variável a influenciar a ordenação (-1,639 e 0,673), seguida por NT (-1,154), razão molar sílica:fósforo (0,256) e fósforo total (0,189) de acordo com os coeficientes canônicos e por razão molar sílica:fósforo (0,494), PT (0,420) e NT (0,175) considerando as correlações “*intraset*”.

Neste caso, as unidades amostrais foram distribuídas, ao longo dos dois eixos de ordenação, em função principalmente de um gradiente nutricional. No eixo 1, as unidades amostrais referentes à maioria dos meses de seca foram associadas, do lado negativo do eixo, aos menores valores, principalmente, de NT e os demais meses aos maiores valores desta variável. No eixo 2, a maioria dos meses de transição seca-chuva foi associada aos maiores valores, principalmente, da razão molar nitrogênio:fósforo inorgânico e a maioria dos meses secos aos menores valores desta variável.

*Peridinium umbonatum*, *P. gatunense*, *C. planctogloea*, *C. erosa*, *M. dybowskii*, *O. lacustris* e *P. divergens* var. *malayensis* foram ordenadas nos quadrantes superiores do gráfico, associadas aos meses de transição seca-chuva e às maiores concentrações de N (formas dissolvidas e totais), PT e sílica. *Aulacoseira* sp., *S. quadrangulare* var. *longispina*, *P. subgibba* var. *lanceolata* e *P. granulata* foram as espécies associadas à maioria dos meses secos e às menores razões nitrogênio:fósforo inorgânico e sílica:fósforo e às menores concentrações de NT e PT. As espécies *S. linearis* var. *constricta*, *T. volvocinopsis*, *P. romanorum*, *P. nobilis* var. *regularis* e *Mallomonas* sp. 1, que aparecem posicionadas no quadrante inferior esquerdo do gráfico, foram associadas a essas mesmas variáveis, porém, relacionadas aos meses da transição chuva-seca.



(a)



(b)

Figura 25. Ordenação pela CCA das unidades amostrais do Lago do IAG, em função das variáveis abióticas fósforo total (PT), nitrogênio total (NT), razão molar nitrogênio:fósforo dissolvido (NPinorg) e molar sílica:fósforo (Si:P) e da densidade (a) e biomassa (b) das espécies abundantes (legenda dos códigos das espécies na tab. 11).

As Análises de Correspondência Canônica referentes ao reservatório hipertrófico realizadas a partir dos dados de densidade e biomassa apresentaram autovalores (respectivamente, 0,431 e 0,434 para o eixo 1, 0,214 e 0,223 para o eixo 2) e correlações espécie-ambiente (0,889 e 0,893 para o eixo 1, 0,900 e 0,799 para o eixo 2) estatisticamente significativas (tab. 19), indicando relações fortes e não ao acaso entre as variáveis consideradas.

Respectivamente, 19,6 % e 18,1 % da variabilidade total dos dados foi resumida conjuntamente nos dois primeiros eixos de ordenação das CCA com base nos dados de densidade e biomassa nesse reservatório. Os resultados que consideraram os dois atributos indicaram, de acordo com os coeficientes canônicos e as correlações “*intraset*”, as razões molares sílica:fósforo (respectivamente, 0,874 e 0,683 densidade, 1,071 e 0,815 biomassa) e nitrogênio:fósforo inorgânico (respectivamente, 0,772 e -0,737 densidade, -0,480 e -0,670 biomassa) foram as principais variáveis na ordenação do primeiro eixo, seguidas por nitrogênio total (0,293 e 0,079 densidade, 0,401 e 0,041 biomassa) e PT (-0,064 e 0,369 densidade, -0,105 e 0,217 biomassa). No eixo 2, esses mesmos parâmetros apontaram PT (-1,218 e -0,555 densidade, -1,096 e -0,637 biomassa) como a variável mais importante, seguida por NT (0,942 e 0,426 densidade, 0,942 e 0,311 biomassa). As razões molares nitrogênio:fósforo inorgânico (-0,378 e 0,146 densidade, -0,026 e 0,276 biomassa) e sílica:fósforo (0,112 e -0,070 densidade, 0,235 e -0,055 biomassa) foram secundariamente importantes neste eixo.

Tabela 18. Correlações com eixos, coeficientes canônicos e correlações “*intraset*” da Análise de Correspondência Canônica (CCA) entre variáveis abióticas e biológicas (densidade e biomassa fitoplanctônica) do Lago das Garças.

Variável	Correlação com os eixos				Coeficientes canônicos				Correlações “ <i>intraset</i> ”			
	Densidade		Biomassa		Densidade		Biomassa		Densidade		Biomassa	
	E1	E2	E1	E2	E1	E2	E1	E2	E1	E2	E1	E2
NT	0,088	0,473	0,045	0,390	0,293	0,942	0,401	0,735	0,079	0,426	0,041	0,311
PT	0,405	-0,617	0,243	-0,797	-0,064	-1,218	-0,105	-1,096	0,369	-0,555	0,217	-0,637
Si:P	0,869	-0,077	0,912	-0,069	0,874	0,112	1,071	0,235	0,772	-0,070	0,815	-0,055
NPinorg	-0,829	0,162	-0,750	0,345	-0,683	-0,378	-0,480	-0,026	-0,737	0,146	-0,670	0,276

Considerando tanto densidade (fig. 26a) quanto biomassa (fig. 26b), as unidades amostrais foram ordenadas, ao longo do eixo 1, em função de um gradiente temporal e nutricional. Os meses do final do período seco e da maior parte do chuvoso foram posicionados do lado positivo desse eixo, associados aos maiores valores da razão molar sílica:fósforo e aos menores da razão molar nitrogênio:fósforo inorgânico. Os meses do final do período chuvoso e da maior parte do seco foram, ao contrário, isolados do lado negativo do referido eixo, associados aos maiores valores da razão molar nitrogênio:fósforo inorgânico e aos menores da razão molar sílica:fósforo. Ao longo do eixo 2, as unidades amostrais foram separadas em função de um gradiente de concentração de NT, com a maioria dos meses do período chuvoso e do início do seco isolados do lado positivo do eixo, associados principalmente às maiores concentrações de NT. Do lado negativo deste eixo, foram isolados os meses finais do período seco, associados especialmente aos maiores valores de PT.

As espécies *C. raciborskii*, *M. panniformis*, *A. incerta*, *M. glauca*, *A. granulata*, *A. koordersii*, *M. tenuissima*, *C. epibiotica*, Cianobactéria 1, *Gomphonema* sp. 1, *C. meneghiniana* e *U. acus*, (importantes em termos de densidade) e *P. agardhii*, *C. raciborskii*, *G. unigranulatum*, *C. vulgaris*, *M. panniformis*, *A. incerta*, *A. koordersii*, *C. epibiotica*, *M. trollerii* (importantes em termos de biomassa) foram associadas ao final do período seco e à maior parte do chuvoso, relacionadas aos maiores valores de NT e da razão molar sílica:fósforo, ordenadas no quadrante superior direito do gráfico. *Monoraphidium arcuatum*, *T. minuscula*, *M. contortum*, *M. minutum*, *T. volvocinopsis*, *Prymnesium* sp., *A. delicatissima*, *Synura* sp., *S. quadricauda*, *P. fina*, *M. irregulare* e *Palmelococcus* sp. (importantes em termos de densidade) e *C. erosa*, *T. sculpta*, *T. volvocinopsis*, *Synura* sp., *C. meneghiniana*, *T. armata* e *U. acus* (importantes em termos de biomassa) foram isoladas no quadrante superior esquerdo dos respectivos gráficos, associadas à maior parte dos meses da época seca e relacionadas aos maiores valores de razão molar nitrogênio:fósforo inorgânico. *Phormidium agardhii*, *G. unigranulatum*, *C. vulgaris*, *A. smithii*, *S. brasiliense*, *M. aeruginosa*, *C. planctogloea*, *C. erosa*, *D. opoliensis* var. *bicaudatus*, *A. conferta*, *S. ecornis*, *K. bicaudatus* e *P. muscicola* (importantes em termos de densidade) e *A. granulata*, *C. evidenter-marginatum*, *S. brasiliense*, *M. aeruginosa*, *T. hispida* var. *crenata*, *P. willei* e *U. ulna* posicionadas nos quadrantes inferiores dos dois gráficos foram associadas aos meses finais do período seco e relacionadas aos maiores valores de PT.

Tabela 19. Síntese da Análise de Correspondência Canônica (CCA) entre variáveis abióticas e biológicas (densidade e biomassa fitoplanctônica) do Lago das Garças e correlações das espécies com os dois primeiros componentes principais.

		Densidade		Biomassa	
		Eixo 1	Eixo 2	Eixo 1	Eixo 2
Autovalores ( $\lambda$ )		0,431	0,214	0,434	0,223
Variância explicada (%)		13,1	6,5	12,0	6,1
Explicabilidade acumulada (%)		13,1	19,6	12,0	18,1
Correlação de Pearson (espécie-ambiente)		0,889	0,900	0,893	0,799
Teste de Monte-Carlo ( $p$ ) – autovalores		0,001	0,001	0,001	0,001
Teste de Monte-Carlo ( $p$ ) - correlações espécie-ambiente		0,005	0,005	0,004	0,004
Código	Táxon				
<b>Craci</b>	<b><i>Cylindrospermopsis raciborskii</i></b>	<b>0,695</b>	0,078	<b>0,708</b>	0,042
Adel	<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	-0,295	0,113	---	---
<b>Maer</b>	<b><i>Microcystis aeruginosa</i></b>	0,108	<b>-0,514</b>	-0,050	-0,389
Agra	<i>Aulacoseira granulata</i>	0,300	0,100	0,276	-0,025
Guni	<b><i>Geitlerinema unigranulatum</i></b>	<b>0,597</b>	-0,032	<b>0,597</b>	-0,034
Mgla	<i>Merismopedia glauca</i>	0,301	0,235	---	---
Mpan	<i>Microcystis panniformis</i>	0,387	0,208	0,376	0,076
Tvois	<i>Trachelomonas volvocinopsis</i>	-0,324	0,264	-0,319	0,276
<b>Paga</b>	<b><i>Planktothrix agardhii</i></b>	<b>0,755</b>	0,034	<b>0,717</b>	-0,045
<b>Marc</b>	<b><i>Monoraphidium arcuatum</i></b>	<b>-0,600</b>	0,212	---	---
Cero	<i>Cryptomonas erosa</i>	-0,339	-0,179	-0,363	-0,139
Mten	<i>Merismopedia tenuissima</i>	0,242	0,218	---	---
<b>Seco</b>	<b><i>Scenedesmus ecornis</i></b>	<b>-0,596</b>	0,224	---	---
Mcon	<i>Monoraphidium contortum</i>	-0,350	0,228	---	---
Apha	<i>Aphanocapsa incerta</i>	0,333	0,305	---	---
Squa	<i>Scenedesmus quadricauda</i>	-0,275	0,342	---	---
<b>Pmus</b>	<b><i>Pseudanabaena muscicola</i></b>	-0,276	<b>-0,550</b>	---	---
Cmen	<i>Cyclotella meneghiniana</i>	0,091	0,117	0,199	0,232
Uacu	<i>Ulnaria acus</i>	0,035	0,303	0,095	0,221
Synsp	<i>Synura</i> sp.	-0,287	0,198	-0,251	0,213
Mirr	<i>Monoraphidium irregulare</i>	-0,116	0,267	---	---
Dobi	<i>Desmodesmus opoliensis</i> var. <i>bicaudatus</i>	-0,292	-0,092	---	---
<b>Tmin</b>	<b><i>Trachelomonas minúscula</i></b>	<b>-0,471</b>	0,168	---	---
Prym	<i>Prymnesium</i> sp.	-0,315	0,214	---	---
<b>Cvul</b>	<b><i>Chlorella vulgaris</i></b>	<b>0,498</b>	0,010	<b>0,494</b>	-0,008
Palm	<i>Palmelococcus</i> sp.	-0,099	0,136	---	---
Gsp1	<i>Gomphonema</i> sp. 1	0,130	0,082	---	---
Akoo	<i>Aphanocapsa koordersii</i>	0,277	0,179	0,286	0,150
Ciasp	Cianobactéria sp.	0,188	0,072	---	---
Mmin	<i>Monoraphidium minutum</i>	-0,331	0,152	---	---
Acon	<i>Aphanocapsa conferta</i>	-0,023	-0,003	---	---
Cepi	<i>Chlamydomonas epibiotica</i>	0,227	0,034	0,220	0,003
Asmi	<i>Aphanotece smithii</i>	0,291	0,011	---	---
Cplan	<i>Chlamydomonas planctogloea</i>	-0,109	-0,262	---	---
Pfin	<i>Pseudodidymocystis fina</i>	-0,268	0,121	---	---
<b>Kbic</b>	<b><i>Keratococcus bicaudatus</i></b>	<b>-0,487</b>	0,023	---	---
Sbra	<i>Sphaerocavum brasiliense</i>	0,314	-0,116	0,303	-0,143
Ainc	<i>Aphanocapsa incerta</i>	---	---	0,353	0,216
Tscu	<i>Trachelomonas sculpta</i>	---	---	-0,348	0,239
Tarm	<i>Trachelomonas armata</i>	---	---	-0,198	0,095
Mtro	<i>Merismopedia trollerii</i>	---	---	0,122	0,020
<b>Uuln</b>	<b><i>Ulnaria ulna</i></b>	---	---	-0,034	<b>-0,463</b>
Ther	<i>Trachelomonas hispida</i> var. <i>crenata</i>	---	---	-0,303	-0,019
Cevi	<i>Coelosphaerium evidenter-marginatum</i>	---	---	0,277	-0,032
Persp	<i>Peridinium willei</i>	---	---	-0,356	-0,106



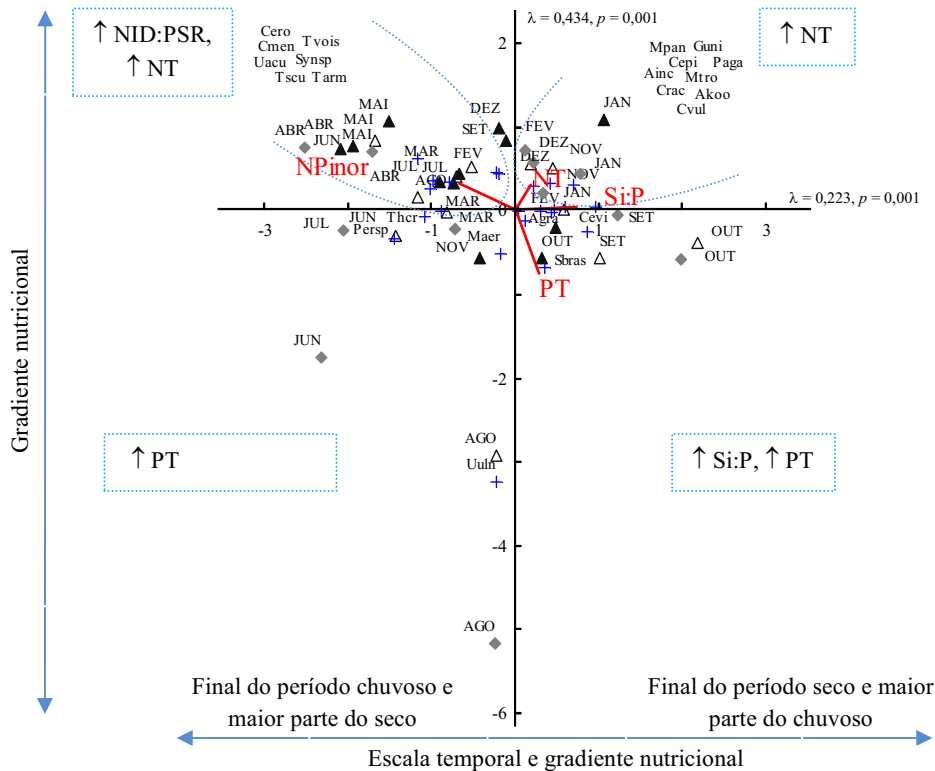
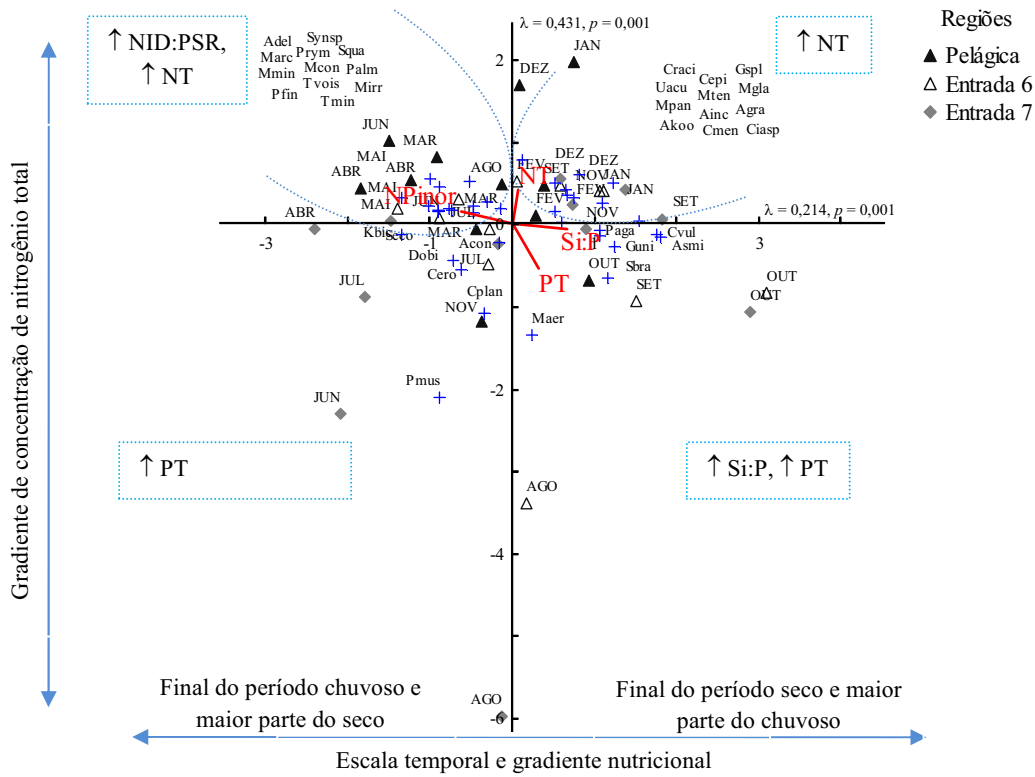


Figura 26. Ordenação pela CCA das unidades amostrais do Lago das Garças em função das variáveis abióticas fósforo total (PT), nitrogênio total (NT), razão molar sílica:fósforo (Si:P) e razão molar nitrogênio:fósforo dissolvido (NP<sub>inorg</sub>) e da densidade (a) e biomassa (b) das espécies abundantes (legenda dos códigos das espécies na tab. 13).

#### 4.4.2.6.2. Análise de Correspondência Canônica: diatomáceas planctônicas e classes algais

As figuras 27a-b e 2a-b representam, graficamente, os resultados das Análises de Correspondência Canônica (CCA) realizadas para ordenar as unidades amostrais do Lago do IAG e do Lago das Garças a partir dos dados de densidade e biomassa das principais espécies de diatomáceas (cinco espécies com base em ambos os atributos no IAG, cinco espécies com base em densidade e oito com base em biomassa no Lago das Garças) e das principais classes fitoplanctônicas (oito classes com base em ambos os atributos nos dois reservatórios).

Nas análises referentes ao reservatório oligotrófico, consideradas densidade e biomassa, tanto os autovalores (respectivamente, 0,431 e 0,434 para o eixo 1, 0,214 e 0,223 para o eixo 2) quanto as correlações espécie-ambiente (respectivamente, 0,889 e 0,893 para o eixo 1, 0,900 e 0,799 para o eixo 2) foram estatisticamente significativas de acordo com o Teste de Monte-Carlo, indicando relações robustas entre as variáveis abióticas e a distribuição das variáveis biológicas ao longo do período estudado e das unidades amostrais (tab. 19).

Tabela 19. Síntese da Análise de Correspondência Canônica (CCA) entre variáveis abióticas e biológicas (densidade e biomassa das diatomáceas e principais classes fitoplanctônicas) do Lago das Garças e correlações das espécies com os dois primeiros componentes principais.

		Densidade		Biomassa	
		Eixo 1	Eixo 2	Eixo 1	Eixo 2
Autovalores ( $\lambda$ )		0,214	0,129	0,340	0,292
Variância explicada (%)		14,4	8,6	12,9	11,0
Explicabilidade acumulada (%)		14,4	23,0	12,9	23,9
Correlação de Pearson (espécie-ambiente)		0,873	0,728	0,902	0,866
Teste de Monte-Carlo ( $p$ ) - autovalores		0,007	0,007	0,005	0,005
Teste de Monte-Carlo ( $p$ ) - correlações espécie-ambiente		0,01	0,01	0,02	0,02
Código	Táxon				
<b>Aulasp</b>	<b><i>Aulacoseira</i> sp.</b>	0,382	0,385	<b>-0,471</b>	-0,015
Ebil	<i>Eunotia bilunaris</i>	-0,246	-0,013	---	---
Erho	<i>Eunotia rhomboidea</i>	-0,192	-0,282	---	---
Ncryp	<i>Navicula cryptotenella</i>	-0,204	-0,210	---	---
Mvar	<i>Melosira varians</i>	-0,004	-0,001	---	---
Prom	<i>Pinnularia romanorum</i>	---	---	0,118	-0,067
Slic	<i>Surirella linearis</i> var. <i>constricta</i>	---	---	0,292	-0,272
Pdim	<i>Pinnularia divergens</i> var. <i>malayensis</i>	---	---	0,135	0,259
Pdiv	<i>Pinnularia divergens</i> var. <i>divergens</i>	---	---	0,168	-0,065
Pnreg	<i>Pinnularia nobilis</i> var. <i>regularis</i>	---	---	-0,311	-0,280
<b>Baci</b>	<b>Bacillariophyceae</b>	<b>-0,504</b>	0,379	-0,296	-0,304
<b>Chloro</b>	<b>Chlorophyceae</b>	<b>0,687</b>	0,172	0,133	<b>0,745</b>
<b>Chryso</b>	<b>Chrysophyceae</b>	-0,115	<b>-0,499</b>	0,134	<b>-0,505</b>
<b>Ciano</b>	<b>Cyanobacteria</b>	<b>-0,564</b>	0,343	-0,049	-0,222
<b>Crypto</b>	<b>Cryptophyceae</b>	0,265	<b>0,454</b>	<b>-0,480</b>	0,372
<b>Dino</b>	<b>Dinophyceae</b>	0,092	-0,023	<b>0,531</b>	-0,103
<b>Eugleno</b>	<b>Euglenophyceae</b>	0,266	-0,404	<b>0,567</b>	-0,179
<b>Zyg</b>	<b>Zygnemaphyceae</b>	<b>0,465</b>	0,105	-0,344	-0,032

Na CCA correspondente aos dados de densidade (fig. 27a), os coeficientes canônicos indicaram a razão molar nitrogênio:fósforo inorgânico (1.081) como a principal variável responsável pela ordenação das unidades amostrais ao longo do eixo 1, seguida pelas formas totais de fósforo (0,675) e nitrogênio (-0,539) e pela razão molar sílica:fósforo (-0,200). As correlações “*intrasel*” indicaram, por sua vez, primeiro o PT (0,679), em seguida as razões molares fósforo:nitrogênio inorgânico (0,671) e sílica:fósforo (0,425) e NT (-0,690) como as principais variáveis neste eixo. No eixo 2, NT foi a variável de maior peso de acordo com os dois parâmetros (respectivamente, 1.356 e -0,690) seguida por, considerando os coeficientes canônicos, PT (0,385) e razão molar sílica:fósforo (-0,082). Afimla, de acordo com as correlações “*intrasel*”, pelas razões molares nitrogênio:fósforo inorgânico (-0,425) e sílica:fósforo (-0,279) e por PT (0,047).

Na análise com base em dados de biomassa deste mesmo reservatório (fig. 27b), de acordo com os coeficientes canônicos e correlações “*intrasel*”, razão molar nitrogênio:fósforo inorgânico (respectivamente, 0,798 e 0,825) e NT (respectivamente, 0,482 e 0,776) foram as variáveis mais importantes na ordenação do eixo 1. PT (respectivamente, -0,437 e 0,165) e razão molar sílica:fósforo (respectivamente, 0,263 e 0,570) também foram, embora num segundo plano, importantes na ordenação deste eixo. No eixo 2, NT (1,356) foi a variável de maior peso de acordo com os coeficientes canônicos, seguida pelas razões molares nitrogênio:fósforo inorgânico (0,835), sílica:fósforo (0,516) e PT (0,421). Considerando as correlações “*intrasel*”, a principal variável foi PT (0,502) e, secundariamente, as razões molares sílica:fósforo (0,447) e nitrogênio:fósforo inorgânico (0,284), seguidas por NT (-0,258).

Tabela 20. Correlações com eixos, coeficientes canônicos e correlações “*intrasel*” da Análise de Correspondência Canônica (CCA) entre variáveis abióticas e biológicas (densidade e biomassa das diatomáceas e classes fitoplanctônicas) do Lago do IAG.

Variável	Correlação com os eixos				Coeficientes canônicos				Correlações “ <i>intrasel</i> ”			
	Densidade		Biomassa		Densidade		Biomassa		Densidade		Biomassa	
	E1	E2	E1	E2	E1	E2	E1	E2	E1	E2	E1	E2
NT	0,242	-0,947	0,861	-0,298	-0,539	-1,072	0,482	1,356	0,212	-0,690	0,776	-0,258
PT	0,778	0,064	0,183	-0,580	0,675	0,385	-0,437	0,421	0,679	0,047	0,165	0,502
Si:P	0,486	-0,0384	0,632	0,516	-0,200	-0,082	0,263	0,516	0,425	-0,279	0,570	0,447
NPinorg	0,769	-0,583	0,914	0,328	1,081	0,000	0,798	0,835	0,671	-0,425	0,825	0,284

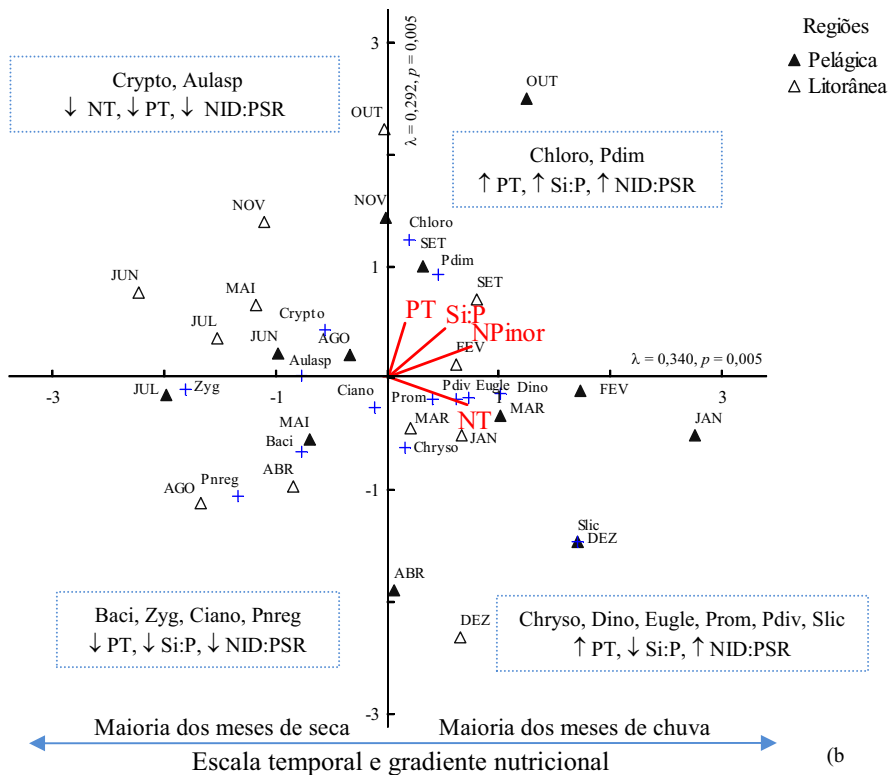
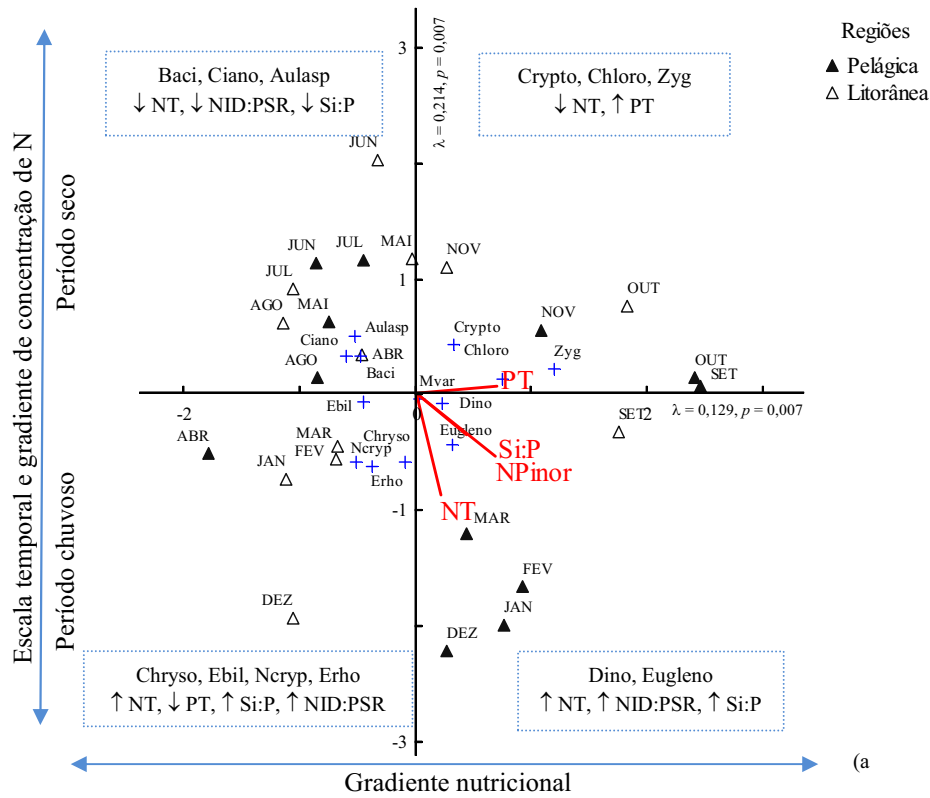


Figura 27. Ordenação pela CCA das unidades amostrais do Lago do IAG em função das variáveis abióticas fósforo total (PT), nitrogênio total (NT), razão molar sílica:fósforo (Si:P) e razão molar nitrogênio:fósforo dissolvido (NPInorg) e da densidade (a) e biomassa (b) das espécies descritoras de diatomáceas e das classes algais (legenda dos códigos das espécies na tab. 15).

Na CCA relativa aos dados de densidade, as unidades amostrais foram distribuídas no eixo 1 ao longo de um gradiente nutricional. Os meses do final do período seco e do início do chuvoso foram isolados do lado positivo deste eixo, associados aos maiores valores das formas totais de nitrogênio e fósforo e às maiores razões molares nitrogênio:fósforo inorgânico e sílica:fósforo. A maioria dos meses do período seco e do final do período chuvoso foram ordenados do lado negativo do eixo 1, associados aos menores valores dessas mesmas variáveis. Escala temporal e gradiente nutricional foram observados ao longo do eixo 2. Praticamente, todos os meses do período seco e os primeiros do chuvoso foram isolados do lado positivo deste eixo, relacionados aos menores valores, principalmente, de N e das razões molares nitrogênio:fósforo inorgânico e sílica:fósforo. Os demais meses do intervalo foram, ao contrário, ordenados do lado negativo do eixo 2, associados aos maiores valores dessas mesmas variáveis.

Dinophyceae, Euglenophyceae, Chrysophyceae, *E. bilunaris*, *N. cryptotenella* e *E. rhomboidea* foram posicionadas nos quadrantes inferiores do gráfico, associadas à maioria dos meses de chuva e relacionadas às maiores concentrações de NT e PT e das razões nitrogênio:fósforo inorgânico e sílica:fósforo, enquanto que Cryptophyceae, Chlorophyceae e Zygnemaphyceae, que aparecem isoladas no quadrante direito superior, foram associadas aos menores valores de NT, porém, aos maiores de PT. Bacillariophyceae, Cyanobacteria e *Aulacoseira* sp. foram ordenadas no quadrante superior esquerdo do gráfico, associadas à quase todos os meses de seca e aos menores valores de NT e das razões nitrogênio:fósforo inorgânico e sílica:fósforo.

Na CCA correspondente aos dados de biomassa, o eixo 1 representou tanto a escala temporal quanto o gradiente nutricional. A maioria das unidades amostrais da época de chuva foram isoladas do lado positivo desse eixo, associadas aos maiores valores de NT e PT e das razões molares nitrogênio:fósforo inorgânico e sílica:fósforo, enquanto que a maioria das unidades amostrais do período seco foram situadas do lado negativo do eixo, associadas aos menores valores das mesmas variáveis abióticas.

Chlorophyceae e *P. divergens* var. *malayensis* foram isoladas no quadrante superior direito, associadas aos meses do final do período seco e início do chuvoso e, principalmente, aos maiores valores de PT e das razões molares nitrogênio:fósforo inorgânico e sílica:fósforo. Chrysophyceae, Dinophyceae, Euglenophyceae, *P. romanorum*, *P. divergens* var. *divergens* e *S. linearis* var. *constricta* foram isoladas no quadrante inferior direito relacionadas, principalmente, aos meses de chuva e às maiores concentrações de NTe da razão molar nitrogênio:fósforo inorgânico. As Bacillariophyceae, representadas neste período especialmente por *Aulacoseira* sp.

e por *P. nobilis* var. *regularis*, e as Cryptophyceae, Zygnemaphyceae e Cyanobacteria foram associadas aos menores valores destas variáveis e, em geral, aos meses iniciais do período seco.

No reservatório hipertrófico, os autovalores e as correlações espécie-ambiente das CCA feitas com base nos dados de densidade (respectivamente, 0,051 e 0,723 para o eixo 1, 0,020 e 0,522 para o eixo 2) e de biomassa (respectivamente, 0,074 e 0,829 para o eixo 1 e 0,007 e 0,424 para o eixo 2) foram estatisticamente significativos de acordo com o teste de Monte-Carlo (tab. 21) e indicaram ocorrência de relações não ao acaso entre as variáveis abióticas e a distribuição das variáveis biológicas ao longo do período estudado e nas unidades amostrais.

Tabela 21. Síntese da Análise de Correspondência Canônica (CCA) entre variáveis abióticas e biológicas (densidade e biomassa das diatomáceas e classes algais) do Lago das Garças e correlações das espécies com os dois primeiros componentes principais.

		Densidade		Biomassa	
		Eixo 1	Eixo 2	Eixo 1	Eixo 2
Autovalores ( $\lambda$ )		0,051	0,020	0,074	0,007
Variância explicada (%)		11,2	4,5	32,5	3,1
Explicabilidade acumulada (%)		11,2	15,7	32,5	35,6
Correlação de Pearson (espécie-ambiente)		0,723	0,522	0,829	0,424
Teste de Monte-Carlo ( <i>p</i> ) - autovalores		0,05	0,05	0,001	0,001
Teste de Monte-Carlo ( <i>p</i> ) - correlações espécie-ambiente		0,02	0,02	0,001	0,001
Código	Táxon				
Cmen	<i>Cyclotella meneghiniana</i>	0,115	0,262	0,193	-0,227
Uacu	<i>Ulnaria acus</i>	-0,045	0,124	0,113	-0,246
Dste	<i>Discostella steligera</i>	-0,167	0,073	---	---
Npal	<i>Nitzschia palea</i>	-0,373	0,065	---	---
Agra	<i>Aulacoseira granulata</i>	0,042	0,097	---	---
Cysp1	<i>Cyclotella</i> sp. 1	0,258	0,078	---	---
Uuln	<i>Ulnaria ulna</i>	0,009	-0,404	-0,024	0,139
Naci	<i>Nitzschia acicularis</i>	-0,182	0,075	---	---
Mvar	<i>Melosira varians</i>	0,225	-0,049	---	---
Fragil1	<i>Fragilaria</i> sp.	---	---	-0,187	-0,081
Pdim	<i>Pinnularia divergens</i> var. <i>malayensis</i>	---	---	0,240	0,005
Baci	Bacillariophyceae	-0,046	0,137	0,152	-0,181
Chloro	Chlorophyceae	0,418	0,173	0,374	0,231
Chryso	Chrysophyceae	-0,096	0,246	---	---
<b>Ciano</b>	<b>Cyanobacteria</b>	<b>0,614</b>	0,002	<b>0,616</b>	-0,024
Crypto	Cryptophyceae	-0,222	0,004	-0,388	0,125
<b>Eugleno</b>	<b>Euglenophyceae</b>	-0,389	0,389	<b>-0,488</b>	-0,099
Zyg	Zygnemaphyceae	-0,268	0,244	---	---
Dino	Dinophyceae	---	---	-0,343	-0,096

Respectivamente, 15,7 % e 35,6 % da variabilidade total dos dados foram conjuntamente resumidas nos dois primeiros eixos de ordenação das CCA providenciada com base nos dados de densidade e biomassa deste reservatório. Considerando ambos os atributos, de acordo com os coeficientes canônicos e com as correlações “*intraset*”, a razão molar sílica:fósforo (0,958 e 0,713 com base em densidade e 0,718 e 0,679 com base em biomassa) foi a principal variável a

influir na ordenação do eixo 1, seguida pela razão molar nitrogênio:fósforo inorgânico (-0,116 e -0,454 com base em densidade, -0,522 e -0,627 com base em biomassa). NT (0,072 e 0,106 com base em densidade, 0,441 e 0,174 com base em biomassa) e PT (0,064 e 0,208 com base em densidade, -0,133 e 0,227 com base em biomassa) foram secundariamente importantes neste eixo. No eixo 2, os mesmos atributos apontaram PT (respectivamente, -0,860 e -0,442) como a variável mais importante na ordenação pela CCA quando preparada usando os dados de densidade seguida, de acordo com os coeficientes canônicos, por razão molar sílica:fósforo (0,559), razão molar nitrogênio:fósforo inorgânico (0,399) e NT (0,360) e por razão molar nitrogênio:fósforo total (0,271), razão molar sílica:fósforo (0,061) e NT (0,015), de acordo com as correlações “*intrasel*”. Na análise considerando os dados de biomassa, os coeficientes canônicos e as correlações “*intrasel*” indicaram NT (respectivamente, -0,909 e -0,446) e razão molar sílica:fósforo (0,421 e 0,251) como as principais variáveis de ordenação, seguidas por razão molar nitrogênio:fósforo inorgânico (respectivamente 0,315 e -0,026) e PT (respectivamente, 0,309 e -0,020).

Tabela 22. Correlações com eixos, coeficientes canônicos e correlações “*intrasel*” da Análise de Correspondência Canônica (CCA) entre variáveis abióticas e biológicas (densidade e biomassa de diatomáceas e classes algais) do Lago das Garças.

Variável	Correlação com os eixos				Coeficientes canônicos				Correlações “ <i>intrasel</i> ”			
	Densidade		Biomassa		Densidade		Biomassa		Densidade		Biomassa	
	E1	E2	E1	E2	E1	E2	E1	E2	E1	E2	E1	E2
NT	-0,146	-0,029	0,211	-0,901	0,072	0,360	0,441	-0,909	0,106	0,015	0,174	-0,446
PT	0,288	-0,846	0,274	-0,041	0,064	-0,860	-0,133	0,309	0,208	-0,442	0,227	-0,020
Si:P	0,987	0,118	0,819	0,508	0,958	0,559	0,718	0,421	0,713	0,061	0,679	0,251
NPinorg	-0,629	0,519	-0,756	-0,053	-0,116	0,399	-0,522	0,315	-0,454	0,271	-0,627	-0,026

Neste reservatório, as unidades amostrais nas CCA referentes aos dois atributos analisados (densidade fig. 28a, biomassa fig. 28b) foram distribuídas ao longo do eixo 1 em função de um gradiente temporal e nutricional. Os meses do final do período seco e da maior parte do chuvoso foram isolados no lado positivo do eixo 1, associados aos maiores valores de razão molar sílica:fósforo, enquanto que os meses finais da época chuvosa e da maior parte dos da época seca foram posicionados no lado negativo deste eixo, relacionados aos maiores valores de razão molar nitrogênio:fósforo inorgânico.

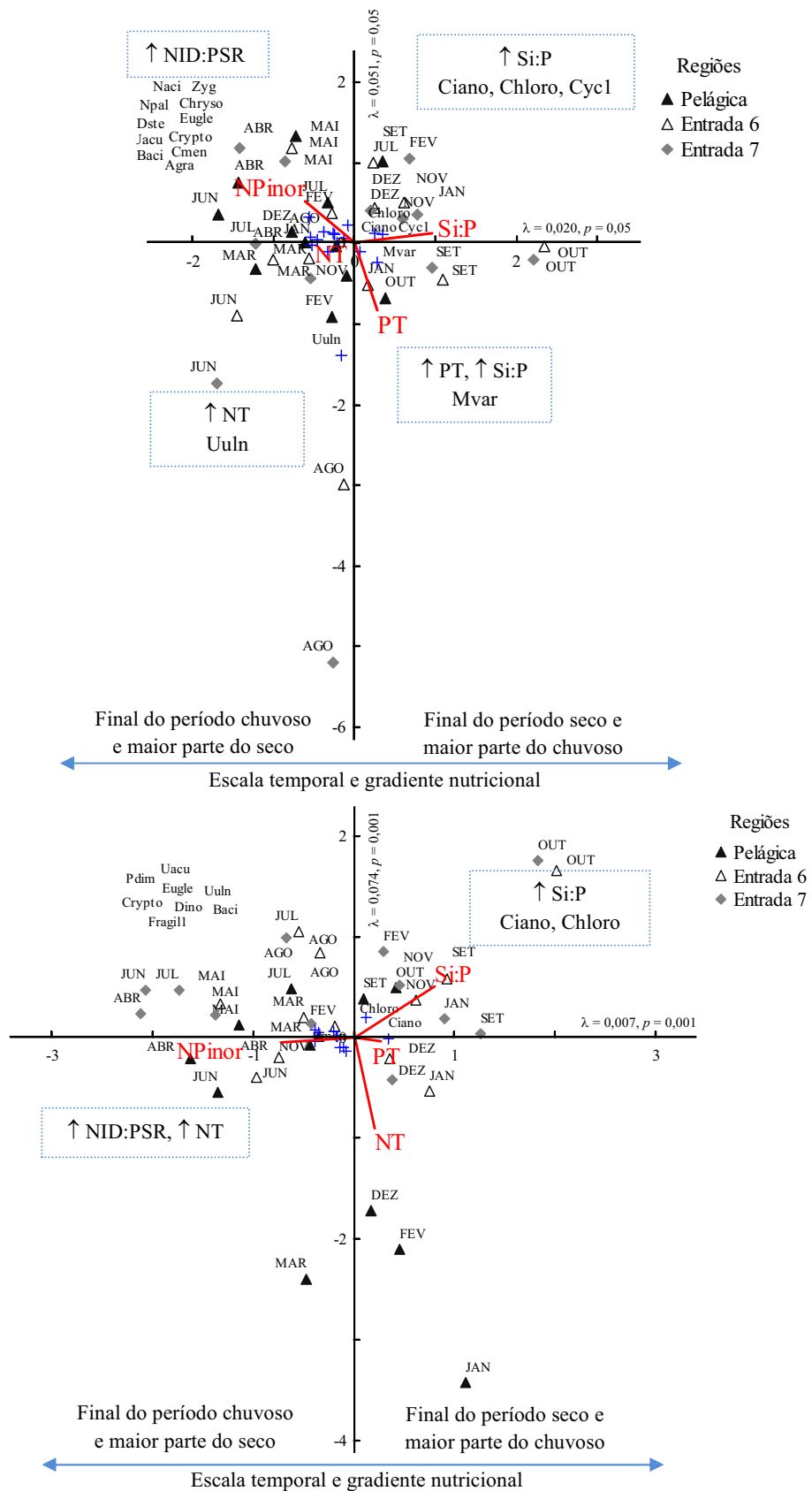


Figura 28. Ordenação pela CCA das unidades amostrais do Lago das Garças em função das variáveis abióticas fósforo total (PT), nitrogênio total (NT), razão molar sílica:fósforo (Si:P) e razão molar nitrogênio:fósforo dissolvido (NP<sub>inorg</sub>) e da densidade (a) e biomassa (b) das espécies descritoras de diatomáceas e das classes algais (legenda dos códigos das espécies na tab. 17).



No eixo 2, não houve um padrão muito bem definido de distribuição temporal das unidades amostrais, mas foi clara a separação de alguns meses do final da época seca e do início da chuvosa no lado negativo do eixo, associados aos maiores valores principalmente de PT (considerando a densidade) e de NT (considerando a biomassa).

Bacillariophyceae, Cryptophyceae, Chrysophyceae, Euglenophyceae, Zygnemaphyceae e as diatomáceas *N. acicularis*, *N. palea*, *D. stelligera*, *U. acus*, *C. meneghiniana* e *A. granulata* (importantes em termos de densidade) e *U. ulna*, *U. acus*, *P. divergens* var. *malayensis* e *Fragilaria* sp. 1 (importantes em termos de biomassa) foram isoladas no quadrante superior esquerdo de ambos os gráficos, associadas aos maiores valores da razão molar nitrogênio:fósforo inorgânico. Cyanobacteria, Chlorophyceae (importantes em termos de densidade e biomassa) e *Cyclotella* sp. 1 (importante em termos de densidade) foram isoladas no quadrante superior direito dos gráficos, associadas aos maiores valores da razão molar sílica:fósforo. Considerando a densidade, *U. ulna* e *M. varians* foram mais importantes no final do período seco e de todo o chuvoso, associadas aos maiores valores principalmente de NT e PT.

#### 4.4.2.6.3. Critério de Informação de Akaike

O critério de informação de Akaike gerou um total de 15 modelos explicativos para cada variável resposta (densidade e biomassa total de diatomáceas) em cada um dos reservatórios (tab. 23-24).

No reservatório oligotrófico, para a variável resposta densidade total de diatomáceas, o décimo e o décimo terceiro modelos apresentaram suporte empírico (respectivamente,  $\Delta AIC_c = 0$  e 2,0,  $w_i = 0,411$  e 0,149 e  $w_i/w_j = 2,8$ ), sendo, portanto, plausíveis. Os preditores destes dois modelos foram, por ordem de valor de importância, respectivamente zona de mistura (0,926) e zona de mistura e PSR (0,292) (tab. 23). Com relação à biomassa total de diatomáceas, os modelos 15, 8 e 12 apresentaram substancial suporte empírico e maiores pesos de Akaike (respectivamente, 0,349, 0,157 e 0,134). Os preditores foram, neste caso, sílica solúvel reativa (modelo 15), sílica solúvel reativa e NID (modelo 8) e sílica solúvel reativa e PSR (modelo 12).

Apesar das baixas taxas de evidência entre os modelos plausíveis, os modelos com maiores pesos de Akaike podem ser considerados os mais parcimoniosos.

Tabela 23. Sumário do critério de informação de Akaike e estatísticas associadas para a seleção de modelos explicativos da densidade e biomassa total de diatomáceas no Lago do IAG. Preditores: (1) nitrogênio inorgânico dissolvido (NID), fósforo solúvel reativo (PSR), zona de mistura ( $Z_{\text{mis}}$ ) e sílica solúvel reativa (Si). AIC = critério de informação de Akaike;  $\Delta$  AIC = diferenças entre o AIC<sub>c</sub> de cada modelo e o mínimo AIC<sub>c</sub> encontrado;  $w_i$  = pesos de Akaike;  $w_i/w_j$  = taxa de evidência.

Valor de importância da variável resposta					
	Preditores	Densidade total		Biomassa total	
1	NID	0.216		0.305	
2	PSR	0.292		0.358	
3	Zmis	0.926		0.207	
4	Si	0.251		0.867	

Densidade total						Biomassa total					
Mod	Preditor	AICc	$\Delta$ AICc	$w_i$	$w_i/w_j$	Mod	Preditor	AICc	$\Delta$ AICc	$w_i$	$w_i/w_j$
<b>13</b>	<b>3</b>	<b>358.812</b>	<b>0</b>	<b>0,411</b>		<b>15</b>	<b>4</b>	<b>61.165</b>	<b>0</b>	<b>0,349</b>	
<b>10</b>	<b>2, 3</b>	<b>360.846</b>	<b>2.0</b>	<b>0,149</b>	<b>2.8</b>	<b>8</b>	<b>1, 4</b>	<b>62.764</b>	<b>1.6</b>	<b>0,157</b>	<b>2.2</b>
14	3, 4	361.318	2.5	0,117	3.5	<b>12</b>	<b>2, 4</b>	<b>63.082</b>	<b>1.9</b>	<b>0,134</b>	<b>2.6</b>
6	1, 3	361.491	2.7	0,108	3.8	14	3, 4	64.041	2.9	0.083	4.2
11	2, 3, 4	362.448	3.6	0,067	6.1	5	1, 2, 4	64.536	3.4	0.065	5.4
3	1, 2, 3	363.631	4.8	0,037	11.1	9	2	64.743	3.6	0.058	6.0
7	1, 3, 4	364.435	5.6	0,025	16.4	11	2, 3, 4	65.786	4.6	0.035	9.8
1	1	364.603	5.8	0,023	17.9	7	1, 3, 4	65.992	4.8	0.031	11.3
15	4	365.019	6.2	0,018	22.8	10	2, 3	66.328	5.2	0.026	13.4
9	2	365.207	6.4	0,017	24.2	2	1, 2	66.918	5.8	0.02	17.5
4	1, 2, 3, 4	365.85	7.0	0,012	34.2	4	1, 2, 3, 4	67.805	6.6	0.013	26.8
8	1, 4	367.414	8.6	0,006	68.5	1	1	68.286	7.1	0.01	34.9
2	1, 2	367.507	8.7	0,005	82.2	13	3	68.359	7.2	0.01	34.9
12	2, 4	367.924	9.1	0,004	102.7	3	1, 2, 3	68.942	7.8	0.007	49.9
5	1, 2, 4	370.634	11.8	0,001	411	6	1, 3	71.166	10.0	0.002	174.5

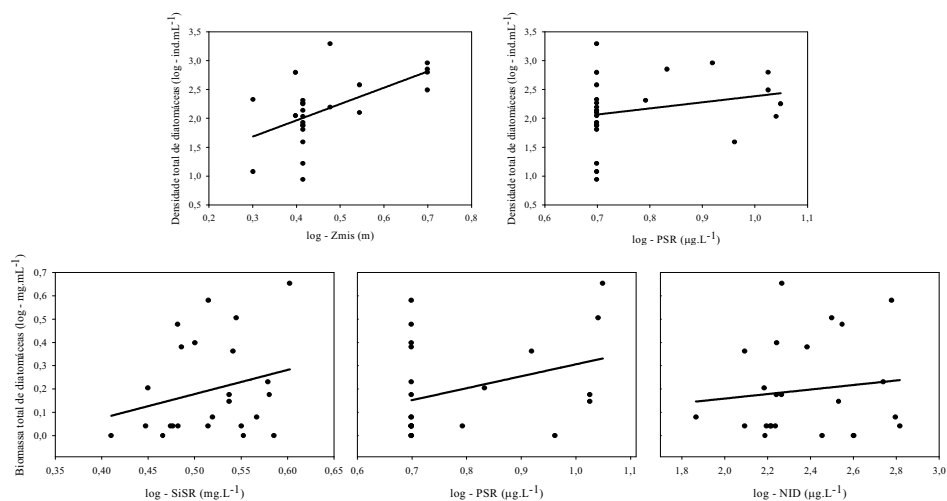


Figura 29. Relação entre variáveis-resposta (densidade e biomassa total de diatomáceas) e variáveis-explanatórias [zona de mistura ( $Z_{\text{mis}}$ ), fósforo solúvel reativo (PSR), nitrogênio inorgânico dissolvido (NID), sílica solúvel reativa (Si)] utilizadas na análise do critério de informação de Akaike referente ao Lago do IAG.

A figura 29 representa as relações entre as variáveis-resposta e os preditores ambientais selecionados nos melhores modelos referentes ao Lago do IAG.

Densidade total de diatomáceas foi positivamente relacionada com zona de mistura e PSR, mostrando uma tendência de acréscimo mediante a maior disponibilidade de fósforo e o maior afundamento da zona de mistura. A biomassa total de diatomáceas também foi positivamente relacionada com PSR, além de com sílica solúvel reativa e NID, confirmando a tendência de aumento da biomassa do grupo em função da maior disponibilidade de nutrientes, especialmente de P.

No reservatório hipertrófico, tanto para a variável-resposta densidade total de diatomáceas quanto para a biomassa total de diatomáceas, cinco modelos explicativos apresentaram suporte empírico ( $\Delta AIC_c < 2$ ). Zona de mistura e NID foram as variáveis incluídas (isoladamente) nos dois primeiros melhores modelos, tanto para a densidade quanto para a biomassa de diatomáceas. No caso da densidade, PSR, sílica solúvel reativa e, juntos, NID e zona mistura foram os preditores dos demais modelos plausíveis. Essas mesmas variáveis explicativas foram incluídas nos demais modelos plausíveis considerando a biomassa total de diatomáceas, porém, neste caso, a sílica foi um melhor preditor em relação ao PSR (foi a variável preditora de um modelo com maior peso de Akaike). Zona de mistura (0,484) foi a variável com maior valor de importância, seguida por NID (0,340), PSR (0,335) e sílica solúvel reativa (0,317). As taxas de evidência variaram, neste caso, entre 1,3 e 2,7 (tab. 24).

Na figura 30, estão representadas as relações entre a densidade e a biomassa total de diatomáceas do Lago das Garças e os preditores dos modelos plausíveis, conforme o critério de Akaike.

Tanto a densidade quanto a biomassa total foram negativamente correlacionadas com sílica solúvel reativa e PSR, evidenciando um acréscimo destes atributos da comunidade com a diminuição dos valores desses nutrientes. Relação positiva entre densidade/biomassa de diatomáceas e NID foi observada neste reservatório indicando um aumento do grupo com o aumento da concentração desse nutriente. Relação negativa entre a densidade de diatomáceas e a zona de mistura foi observada neste reservatório, indicando aumento deste atributo com o aprofundamento da zona de mistura. A relação da zona de mistura com a biomassa foi, ao contrário, positiva, evidenciando aumento da do grupo com a diminuição dos valores deste preditor.

Tabela 24. Sumário do critério de informação de Akaike e estatísticas associadas para a seleção de modelos explicativos da densidade e biomassa total de diatomáceas no Lago das Garças. Preditores: (1) nitrogênio inorgânico dissolvido (NID), fósforo solúvel reativo (PSR), sílica solúvel reativa (Si), zona de mistura ( $Z_{mis}$ ) e Cyanobacteria. AIC = critério de informação de Akaike;  $\Delta AIC_c$  = diferenças entre o  $AIC_c$  de cada modelo e o mínimo  $AIC_c$  encontrado;  $w_i$  = pesos de Akaike;  $w_i/w_j$  = taxa de evidência.

Valor de importância da variável resposta			
	Preditores	Densidade total	Biomassa total
1	NID	0,379	0,340
2	PSR	0,334	0,335
3	Si	0,313	0,317
4	Zmis	0,455	0,484

Densidade total						Biomassa total					
Mod	Preditor	AICc	$\Delta AICc$	$w_i$	$w_i/w_j$	Mod	Preditor	AICc	$\Delta AICc$	$w_i$	$w_i/w_j$
<b>15</b>	<b>4</b>	<b>595.633</b>	<b>0</b>	<b>0.192</b>		<b>15</b>	<b>4</b>	<b>212.737</b>	<b>0</b>	<b>0.211</b>	
<b>1</b>	<b>1</b>	<b>596.027</b>	<b>0.394</b>	<b>0.157</b>	1.2	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>213.596</b>	<b>0.859</b>	<b>0.138</b>	1.5
<b>9</b>	<b>2</b>	<b>596.456</b>	<b>0.823</b>	<b>0.127</b>	1.2	<b>13</b>	<b>3</b>	<b>213.743</b>	<b>1.006</b>	<b>0.128</b>	1.6
<b>13</b>	<b>3</b>	<b>596.512</b>	<b>0.878</b>	<b>0.124</b>	1.5	<b>9</b>	<b>2</b>	<b>213.774</b>	<b>1.036</b>	<b>0.126</b>	1.7
<b>8</b>	<b>1, 4</b>	<b>597.501</b>	<b>1.968</b>	<b>0.075</b>	2.6	<b>12</b>	<b>2, 4</b>	<b>214.729</b>	<b>1.991</b>	<b>0.078</b>	2.7
12	2, 4	597.623	1.989	0,071	2.7	8	1, 4	214.92	2.183	0.071	3.0
14	3, 4	598.172	2.539	0,054	3.6	14	3, 4	215.267	2.53	0.06	3.5
2	1, 2	598.531	2.898	0.045	4.3	6	1, 3	216.102	3.365	0.039	5.4
6	1, 3	598.567	2.934	0.044	4.4	2	1, 2	216.131	3.393	0.039	5.4
10	2, 3	598.969	3.336	0.036	5.3	10	2, 3	216.214	3.477	0.037	5.7
5	1, 2, 4	600.119	4.486	0.02	9.6	5	1, 2, 4	217.405	4.668	0.02	10.5
7	1, 3, 4	600.147	4.514	0.02	9.6	11	2, 3, 4	217.419	4.682	0.02	10.5
11	2, 3, 4	600.332	4.599	0.018	10.7	7	1, 3, 4	217.628	4.891	0.018	11.7
3	1, 2, 3	601.231	5.598	0.012	16	3	1, 2, 3	218.812	6.075	0.01	21.1
4	1, 2, 3, 4	602.983	7.35	0.005	38.4	4	1, 2, 3, 4	220.295	7.558	0.005	42.2

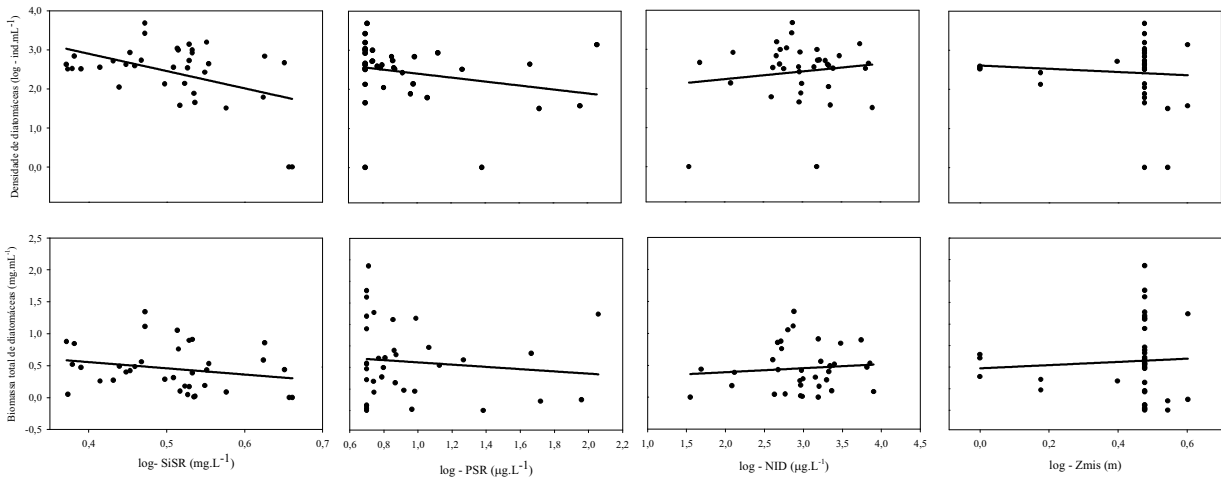


Figura 30. Relação entre as variáveis resposta (densidade e biomassa total de diatomáceas) e variáveis explanatórias [zona de mistura ( $Z_{mis}$ ), fósforo solúvel reativo (PSR), nitrogênio inorgânico dissolvido (NID), sílica solúvel reativa (Si)] utilizadas na análise do critério de informação de Akaike referente ao Lago das Garças.

## 5. DISCUSSÃO

---

É nítida a diferença entre os dois reservatórios ora estudados com relação ao estado de trofia. As concentrações de nutrientes foram substancialmente mais elevadas no reservatório hipertrófico em relação ao oligotrófico, tanto na região pelágica quanto nas litorâneas (entradas), confirmando a classificação trófica destes ambientes e resultados de estudos observacionais prévios (Bicudo *et al.* 2002, Lopes *et al.* 2005 e presente capítulo 1).

Está bem fundamentado que as concentrações disponíveis de nutrientes têm papel essencial no controle não só da composição, mas também da biomassa dos produtores primários, inclusive do fitoplâncton (Huzsar *et al.* 2005). O aumento, principalmente de P e N, pode resultar no acréscimo da produtividade dessas comunidades (Harper 1992). De fato, a biomassa fotossintética foi aproximadamente 15 (região pelágica) a 40 vezes (regiões litorâneas) maior no reservatório hipertrófico, em função da maior disponibilidade de nutrientes neste ambiente.

A variação temporal dos nutrientes e demais variáveis abióticas nos dois reservatórios, no entanto, seguiu um padrão similar durante o intervalo presentemente estudado e foi influenciada pelos períodos climáticos de chuva e seca. Tais períodos são os principais fatores a influenciar a dinâmica de reservatórios no Hemisfério Sul, alterando a estrutura térmica, os padrões de mistura da coluna d'água e a dinâmica de nutrientes (Ashton 1985).

Assim, durante o período de estratificação (chuva e meses de transição seca-chuva), condutividade, alcalinidade, formas de carbono, frações particuladas e dissolvidas de nitrogênio e de fósforo, ortossilicato e as razões molares de nutrientes apresentaram, em geral, uma distribuição vertical heterogênea no reservatório oligotrófico, com maiores valores no sentido do fundo do reservatório, enquanto que no hipertrófico, a mesma tendência foi observada, no entanto, se considerar nitrato e a razão N:P, as concentrações foram maiores nas camadas superficiais do reservatório durante a época de chuva e menores durante o final da seca e início da chuva. Durante o período de mistura da coluna d'água (maior parte do período seco), a distribuição vertical dos nutrientes foi homogênea.

Ciclos de estratificação e mistura são comuns em ambientes da região sudeste (Nogueira 1990, Tundisi 1990, Marinho 1994, Calijuri 1999, Giani & Figueiredo 1999, Marinho & Huzsar 2002, Silva 2004, Fonseca & Bicudo 2010) e sul (Becker *et al.* 2009) do Brasil e já foram observados nos mesmos reservatórios ora estudados e em outros do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (Fonseca & Bicudo 2010, Fonseca & Bicudo 2008, Crossetti & Bicudo 2008, Bicudo *et al.* 2007, Lopes *et al.* 2005, Biesemeyer 2005).

Especificamente no Lago do IAG, a influência clara dos períodos climáticos na variação dos valores dos nutrientes acima mencionados também foi verificada por Lopes *et al.* (2005) que, apesar de ter registrado estratificações e misturas diárias (atelmixia) durante o período seco, também constatou maior estabilidade na época de chuva.

Com relação ao Lago das Garças, apesar da ocorrência dos ciclos de estratificação e mistura, maior estabilidade térmica foi documentada por Crossetti & Bicudo (2008) e Bicudo *et al.* (2007), devido às constantes florações de cianobactérias. Durante o intervalo ora estudado, um acréscimo substancial de biomassa fotossintética fitoplanctônica (revelado pelas maiores concentrações de clorofila *a*) foi observado exatamente no final da época seca e início da de chuva, o que explicaria a rápida e drástica depleção de nutrientes (neste caso, de N) da água neste período. Aumento dos valores de PT, pH e OD e a redução daqueles de dióxido de carbono livre também acompanharam o aumento da biomassa fitoplanctônica. Portanto, como foi observado antes por Fonseca & Bicudo (2008), uma elevada produtividade algal influenciou fortemente as características químicas da água desse reservatório.

Mesmo havendo uma distribuição vertical heterogênea das variáveis abióticas em função da estratificação durante a transição seca-chuva e a época de chuva nos dois reservatórios, a integração dos valores das variáveis de cinco profundidades na região pelágica não influenciou as tendências de aumento ou diminuição da concentração de nutrientes nos referidos períodos. Resumidamente, no reservatório oligotrófico os períodos de transição seca-chuva e o de chuvas (estratificação) foram caracterizados pelas maiores concentrações de N (dissolvido e total), PT e condutividade e, pelas maiores razões de nutrientes enquanto o período seco (mistura) apresentou maiores valores de PSR, OD e transparência. No reservatório hipertrófico, o final da época seca e início da de chuvas (tendência a estratificação) apresentou os maiores valores de OD, pH e razões molares Si:P, enquanto que a época seca foi caracterizada pelo aumento de nutrientes e da transparência.

Tanto as quantidades quanto a variabilidade dos nutrientes (Sommer 1984, 1985, 1987, Naselli-Flores 2000, Reynolds 2006), além da competição por estes e outros recursos (Tilman *et al.* 1982), podem influenciar a distribuição e abundância do fitoplâncton em ecossistemas lênticos.

No reservatório oligotrófico, a variabilidade temporal das classes algais foi diferente considerando os atributos densidade e biomassa. Durante o final da época seca e na de chuvas houve aumento da contribuição de clorofíceas e crisofíceas considerando a densidade e de dinofíceas considerando a biomassa. Durante a maioria dos meses secos, considerando a

densidade, houve aumento de cianobactérias, enquanto que em termos de biomassa houve maior contribuição de clorofíceas e crisofíceas. O aumento da contribuição das dinofíceas durante o final da época seca e na de chuvas foram relacionados aos maiores valores das formas totais e dissolvidas de N e P, mas, também aos menores de PSR e ocorreu em época de estratificação da coluna d'água.

A maioria dos organismos fitoplanctônicos são normalmente mais pesados do que a água em que estão dispersos e tendem a afundar no meio adjacente (Reynolds 2006). A presença de espécies fitoplanctônicas durante o período de estratificação é possível graças às inúmeras estratégias adaptativas, que permitem sua manutenção nas camadas epilimnéticas.

No caso das clorofíceas, seu sucesso em períodos de estratificação, sob condições de limitação nutricional, é devido às características fisiológicas (curto ciclo de vida e maiores taxas fotossintéticas) e morfológicas (tamanho diminuto, altas razões superfície:volume, maior área de membrana por célula, presença de flagelo e mucilagem) de algumas espécies do grupo.

Entre as espécies descritoras da comunidade neste reservatório, *O. lacustris* (abundante no final do período seco) e *K. pinguis* (abundante durante o período chuvoso) apresentam copiosas bainhas mucilaginosas, que as auxiliam na flutuação, enquanto que *C. planctogloea* (abundante durante o período chuvoso) possui flagelos que contribuem para a motilidade destes organismos bem como para a renovação da água em sua volta, o que contribui para a diminuição da depleção de nutrientes (Reynolds 2006). Além disso, o Lago do IAG é um reservatório cuja ocorrência de atelomixia foi plenamente comprovada (Lopes *et al.* 2005). Apesar de termicamente mais estável durante o período chuvoso, o processo de circulação da coluna d'água durante a noite provavelmente contribuiu para manter as espécies não-móveis de clorofíceas na coluna d'água durante este período. O aumento da abundância destas duas últimas espécies e também de *M. dybowskii*, organismos certamente mais bem adaptados às condições de estratificação e menor disponibilidade de nutrientes do que *O. lacustris*, explica a redução desta última espécie para os meses da chuva. *Monoraphidium dybowskii* foi incluído por Lopes *et al.* (2005) no grupo funcional X<sub>1</sub>, associado aos altos valores de PT durante o período chuvoso. Espécies de *Monoraphidium* foram associadas por Reynolds (2006) à maior estabilidade da coluna d'água.

Embora sejam ainda limitados, os estudos existentes indicam que as crisofíceas possuem estratégias diversificadas e oportunísticas para satisfazer seus requisitos por carbono e nutrientes minerais destacando-se, entre tantas, a capacidade de algumas espécies de alterar seus processos de autotrofia, heterotrofia e fagotrofia e de utilizar, em condições de limitação por nutrientes,

tanto amônio quanto nitrato, além de aminoácidos e uréia, como fonte de nitrogênio e sintetizar enzimas degradadoras de organofosfatos (Sandgren 1988). O aumento da representatividade deste grupo durante o período chuvoso (estratificado) ocorreu em função do acréscimo da densidade de *C. elegans*. Além das estratégias acima mencionadas, esta espécie é constituída por organismos flagelados nanoplanctônicos que apresentam sucesso competitivo em ambientes com baixa disponibilidade de nutrientes (Happy-Wood 1988).

Clorofíceas e crisofíceas, apesar de importantes em termos de densidade no período anteriormente referido, também o foram durante a época seca, se for considerado o atributo biomassa. Diversos estudos têm relatado o aumento da densidade de clorofíceas e crisofíceas em condições de diminuição da limitação por nutrientes, especialmente P. Muitas delas, especialmente as flageladas nanoplanctônicas, foram consideradas C-estrategistas com altas taxas de crescimento, razão pela qual foram incluídas por Reynolds (2006) nos grupos funcionais X<sub>1</sub>, X<sub>2</sub> e X<sub>3</sub>, característicos de ambientes rasos e misturados.

O aumento das dinofíceas representadas durante a época de chuvas, principalmente, por *P. umbonatum* e *P. gatunense* diante de maior limitação nutricional e maior estabilidade térmica, é devido à capacidade de fotoadaptação e de auto-regulação de sua posição na coluna d'água em função da presença dos flagelos. *Peridinium umbonatum*, especificamente, foi observado em lagos altamente limitados por fósforo, enquanto que *P. gatunense* é tolerante a ambientes com baixo pH, características estas perfeitamente satisfeitas no reservatório em questão. Ambas as espécies são S-estrategistas e foram incluídas nos grupos funcionais L<sub>M</sub> e L<sub>O</sub>, que incluem dinoflagelados de lagos oligotróficos, pequenos, que estratificam. Dinofíceas são aptas a balancear processos de obtenção de nutrientes e gasto de energia, e a ocorrência de espécies de *Peridinium* é comum em lagos oligotróficos, rasos, com baixa biomassa. Não obstante sua capacidade de locomoção, nos ambientes pouco profundos a alta transparência da água permite que tais espécies sobrevivam relativamente bem nas camadas mais inferiores dos sistemas.

Lopes *et al.* (2005) relataram a ocorrência de *P. gatunense* durante o período seco neste mesmo reservatório, ao contrário do que foi presentemente observado. Cabe ressaltar, no entanto, que a referida pesquisa foi realizada em um dos últimos meses do período seco e pode ter abrangido um período de transição seca-chuva. *Peridinium gatunense* é habitante típica do plâncton de lagos durante o período de estratificação (Reynolds 2006).

É consenso que cianobactérias são capazes de estocar fósforo e utilizar nitrogênio atmosférico (Paerl 1988), além de dependerem de uma maior estabilidade da coluna d'água para aumentar sua biomassa (Reynolds 2006). Condições de menor disponibilidade de nutrientes e



estratificação caracterizaram o final da chuva no Lago do IAG, época em que *S. nidulans*, a principal representante das cianobactérias neste reservatório, começou a aumentar em densidade. A presença de enzimas degradadoras de íons fosfato (fosfatases alcalinas) a partir de polímeros orgânicos presentes no meio extracelular adjacente às células, já observada em espécies de *Synechococcus* (Ray *et al.* 1991, Ihlenfeldt & Gibson 1975), justifica a ocorrência de *S. nidulans* durante o referido período. Sua manutenção durante a seca, apesar da mistura da coluna d'água está, provavelmente, relacionada com a redução da disponibilidade de CO<sub>2</sub> nesse período. Espécies de *Synechococcus* (além de outras cianobactérias) constam entre as algas planctônicas que evitam ou, pelo menos, diminuem a limitação por dióxido de carbono e bicarbonato através de mecanismos bioquímicos de concentração e estoque de carbono (Moroney 2001, Moroney & Chen 1998). Apesar de todas estas estratégias, *S. nidulans* apresenta uma razão superfície:volume que permite sua boa adaptação em condições de baixa disponibilidade de nutrientes. Espécies do gênero *Synechococcus* são comuns em ambientes oligotróficos (Paerl 1988) e foram incluídas por Reynolds (2006) no grupo funcional Z, típico de lagos bem misturados e pobres em nutrientes.

No Lago das Garças, as cianobactérias dominaram durante praticamente todo o intervalo estudado, consideradas tanto a densidade quanto a biomassa, diminuindo para os meses secos, quando houve aumento de criptofíceas, euglenofíceas e diatomáceas.

A dominância ou abundância de cianobactérias é comum no plâncton de ambientes eutrofizados (Smith 2001, Shapiro 1990, 1997, Hwang *et al.* 1998) devido às inúmeras estratégias do grupo, que permitem seu domínio absoluto. Entre as estratégias importantes para o desenvolvimento de espécies deste grupo de algas no fitoplâncton, destacam-se a capacidade de estocar fósforo nas células (Oliver & Ganf 2000) e de fixar nitrogênio atmosférico (Paerl 1988), e a melhor cinética para absorção de CO<sub>2</sub> em relação aos demais grupos algais. O melhor aproveitamento de CO<sub>2</sub> culmina com a redução das concentrações deste nutriente a níveis em que somente elas podem continuar a fotossintetizar, podendo tornar-se dominantes desde que fósforo e nitrogênio estejam disponíveis (Shapiro 1990, 1997). Além disso, podem dominar sob baixa disponibilidade de luz (Shapiro 1990), condição esta perfeitamente satisfeita no presente reservatório hipertrófico. Florações de espécies planctônicas de cianobactérias são extremamente comuns neste reservatório e causam o sombreamento dos estratos inferiores do lago, impedindo o desenvolvimento de representantes das espécies dos demais grupos algais (Fonseca & Bicudo 2008, Bicudo *et al.* 2007, Bicudo *et al.* 2006, Fonseca 2005, Sant'Anna *et al.* 1997, Nogueira 1997, Tucci 1996, Ramírez 1996, Gentil 2000). A maioria das espécies descritoras deste

ambiente são cianobactérias (*C. raciborskii*, *A. delicatissima*, *M. aeruginosa*, *A. gracile* e *G. unigranulatum* em termos de densidade e *S. brasiliense*, *P. agardhii* e *M. panniformis* em termos de biomassa) e foram associadas aos meses finais do período seco e aos da maior parte do chuvoso, época em que foram verificados os maiores valores de NT e de razão molar Si:P e os menores de PT e razão molar N:P inorgânico. Menores concentrações de CO<sub>2</sub> total e livre também foram observadas durante este período. Todas as espécies acima foram agrupadas em grupos funcionais (S1, S<sub>N</sub>, H1), característicos de ambientes rasos limitados por luz, nitrogênio e carbono.

Especificamente com relação às diatomáceas, o critério de informação de Akaike aplicado ao conjunto dos dados apontou para zona de mistura e nutrientes como os responsáveis pelo aumento da densidade e biomassa de diatomáceas no Lago do IAG.

A zona de mistura, apesar de presente apenas nos modelos referentes à densidade foi, entre todas, a variável explanatória com o maior valor de importância. Os maiores valores do aprofundamento da zona de mistura constituem, certamente, um indicativo da circulação da coluna d'água em decorrência dos valores de temperatura menores e mais homogêneos, os quais aumentam a densidade das camadas superiores e diminuem a resistência à mistura.

Está demonstrado que a mistura é um importante fator para a manutenção de representantes dos grupos fitoplanctônicos destituídos de motilidade suspensos na coluna d'água (Barbosa & Padisák 2002). Para as diatomáceas, cujas células se acumulam rapidamente em sedimentos do fundo dos ecossistemas de água doce, devido à sua maior gravidade específica, a circulação é ainda mais importante (Reynolds 2006). Além disso, o processo de mistura facilita a ressuspensão de partículas de sedimento do fundo e, portanto, mobiliza e aumenta a concentração de nutrientes em toda a coluna d'água, principalmente em lagos rasos (Brezonik & Pollman 1999, Lamper & Sommer 1997). O aprofundamento da zona de mistura também foi, portanto, um dos fatores responsáveis pelo aumento dos nutrientes na coluna d'água.

Aumento expressivo das diatomáceas no plâncton ocorre quando todas as condições físicas e químicas dos ecossistemas aquáticos são adequadas para o crescimento das espécies deste grupo e a sua dominância só é possível diante de altas concentrações de sílica (> 2 μM L<sup>-1</sup>) (Egge & Asknes 1992). Embora a literatura sobre a ciclagem da sílica na água doce ainda seja escassa, este elemento é reconhecidamente importante na ecologia de diatomáceas planctônicas e tem sido referido como um fator limitante para o crescimento das espécies dessas algas tanto em obras clássicas (Lund 1950, 1954) quanto recentes (Teubner & Dokulil 2000, Bailey-Watts 1976a, 1976b, 1988, Bailey-Watts *et al.* 1989a, 1989b, Gibson *et al.* 2000). O alto valor de

importância e a presença nos melhores modelos explicativos da biomassa de diatomáceas neste reservatório confirmam a sílica solúvel reativa como um fator limitante desta comunidade neste ambiente, o que pode ser explicado pelas reduzidas concentrações do elemento durante todo o intervalo estudado. Já é bem conhecido que as diatomáceas têm um requerimento absoluto por sílica (Hutchinson 1957, Lewin 1962) e que o crescimento das populações de espécies desse grupo pode ser restrito diante da ausência do nutriente (Jézéquel *et al.* 2000, Cheng & Tyler 1973). Sílica pode até mesmo ser mais limitante do que o próprio fósforo ou nitrogênio (Kilham 1971).

Maiores biomassas de diatomáceas foram, no entanto, observadas durante a seca, isto é, durante a época com menor disponibilidade de sílica. A relação negativa entre sílica e biomassa de diatomáceas pode ser explicada pelo rápido aproveitamento, pela comunidade, durante seu crescimento e pela insuficiente reciclagem do nutriente para a coluna d'água, apesar de sua provável ressuspensão a partir do hipolímnon e do sedimento, ocasionada pelo processo de mistura da coluna d'água claramente observado durante esse período. Sílica solúvel reativa é, portanto, um dos fatores importantes, que pode influenciar o tamanho da biomassa das diatomáceas e a concentração do nutriente. Neste sentido, pode até atingir níveis muito baixos com o aumento dos representantes deste grupo de algas também em lagos (Goto *et al.* 2007, Takano & Hino 1996, Cheng & Tiller 1973, Lund 1950, 1964). Esta diminuição no teor do nutriente pode atingir concentrações abaixo do nível de detecção dos métodos analíticos em alguns casos (Gibson *et al.* 2000).

As frações dissolvidas de P e N foram também incluídas entre os melhores modelos explicativos e positivamente relacionadas com a densidade e a biomassa do grupo no reservatório oligotrófico. No entanto, o valor de importância do P e sua presença em, pelo menos, um dos melhores modelos explicativos tanto de densidade quanto de biomassa, indicaram que este nutriente sobressaiu aos demais, podendo ser considerado o principal fator limitante das diatomáceas nesse reservatório. As diatomáceas apresentam alta demanda por P e alta taxa de crescimento em condições não limitantes, mas são pobres competidoras sob baixas concentrações desse nutriente (Egge 1998, Riegman *et al.* 1996, Sommer 1988). Porém, mesmo em condições de limitação, o alto requerimento desse elemento pode ser reduzido devido às características morfológicas das suas células (Chan 1980), conferindo vantagens às espécies do grupo. Nelas, o citoplasma está organizado em uma camada de ca. 1  $\mu\text{m}$  de espessura, situada próximo da superfície celular, enquanto que o vacúolo pode ocupar a maior parte do interior celular (Round *et al.* 1990). Assim, a biomassa das diatomáceas está mais relacionada com a

superfície do que com o volume e a alta razão superfície:volume lhes confere maior área de absorção de íons e, portanto, maior eficiência neste processo (Egge 1998).

Além da concentração de nutrientes e de seus fluxos, a proporção estequiométrica entre os nutrientes é um fator chave para o crescimento algal nas comunidades planctônicas (Sondergaard & Jeppesen 2007). Em lagos com razões de nutrientes balanceadas, as razões N:P:SRSi variam em torno do ótimo 16:1:17, num intervalo temporal completo, e qualquer desvio significativo nessas proporções afeta o crescimento destas comunidades (Teubner & Dokulil 2000). A amplitude das razões Si:P (268,6-855,4) e NID:PSR (41,9-362,0) durante o período presentemente estudado confirmou a baixa disponibilidade de P nesse reservatório e, apesar da limitação durante todo o intervalo, a diminuição destas razões durante os meses em que houve incremento na densidade das diatomáceas evidenciou a influência deste nutriente sobre esta comunidade.

Resumindo, apesar de sua pouca representatividade em comparação com os demais grupos algais, as diatomáceas, principalmente *Aulacoseira* sp. e *P. nobilis* var. *regularis* (principais descritoras desta comunidade neste ambiente), aumentaram sua contribuição durante o período seco nas duas regiões analisadas, especialmente com relação à biomassa. De fato, este período foi caracterizado pelos menores valores das razões NID:PSR e Si:P e, como consequência, pelos maiores valores de PSR. Abundância de espécies de *Aulacoseira* já havia sido registrada em ambientes ricos em nutrientes, sob condições de mistura da coluna d'água e baixa disponibilidade de luz (Kilham *et al.* 1986).

Durante a época de chuva, em que a coluna d'água se manteve estratificada, houve decréscimo da biomassa do grupo, provavelmente em função, não só da diminuição da disponibilidade de nutrientes, mas também da sedimentação das células devido à ausência de mistura. Frústulas de diatomáceas acumulam rapidamente em sedimentos do fundo em ecossistemas de água doce, devido a sua gravidade específica ser maior do que a das algas não silicosas (Reynolds 2006).

Com base nas presentes observações, é altamente provável que no Lago do IAG, o aumento da disponibilidade, principalmente, de P, influenciado pelo regime de mistura, causou o crescimento das diatomáceas, com consequente decréscimo das concentrações de sílica.

Indiretamente, é também relevante a influência do P sobre a regulação da dinâmica da sílica neste reservatório. É nítido que a diminuição da sílica na coluna d'água durante o período seco ocorreu em função de processos biológicos, ou seja, da pronta assimilação ante o crescimento dos indivíduos representantes desse grupo. O aumento das diatomáceas foi, no

entanto, muito mais relacionado com a diminuição da limitação por P do que com os processos físicos e químicos no ambiente. Decréscimo da sílica face ao aumento sutil das concentrações de P foi experimentalmente demonstrada por Schelske *et al.* (1986), na região dos Grandes Lagos estadunidenses.

Maior contribuição das diatomáceas em condições de maior disponibilidade de nutrientes (Higgins *et al.* 2001) e diminuição com o decréscimo do suprimento de fosfato (Goto *et al.* 2007, Egge 1998, Riegman *et al.* 1996, Egge & Heimdal 1994) foi relatada para diversos ambientes. No Lago do IAG, a maior abundância das diatomáceas durante o período seco, associada às condições de mistura e às maiores concentrações de nutrientes foi anteriormente observada (Lopes *et al.* 2005).

No Lago das Garças, a zona de mistura também foi a variável explanatória com maior valor de importância presente nos melhores modelos explicativos referentes à densidade e à biomassa das diatomáceas, seguidas pelos nutrientes, primordialmente pelo NID e, secundariamente, pelo PSR e pela sílica solúvel reativa.

Apesar do padrão de relação entre as diatomáceas e o preditor zona de mistura não ter sido muito bem definido, houve uma suave tendência de aumento da densidade com o aprofundamento da zona de mistura. Como já foi discutido, a zona de mistura pode indicar circulação da coluna d'água e conseqüente manutenção das células das diatomáceas em suspensão, além de maior disponibilidade de nutrientes, neste caso, especialmente por N. A inclusão das formas dissolvidas de N entre os melhores modelos preditivos para densidade e biomassa e a relação positiva deste nutriente com tais atributos podem ser, da mesma forma, indiretamente explicadas pela ocorrência de mistura da coluna d'água.

A contribuição das diatomáceas neste reservatório foi extremamente baixa durante todo o intervalo deste estudo em cada uma das regiões avaliadas. Considerando a densidade, os valores sequer ultrapassaram 10 % do total e, em termos de biomassa, as diatomáceas contribuíram com pouco mais do que 21 % do total observado. Seus máximos foram verificados, no entanto, no início do período chuvoso e durante a maior parte dos meses secos, época em que houve mistura da coluna d'água no reservatório. A relação negativa entre estes atributos e a sílica é justificada, por outro lado, pela rápida assimilação desse elemento por conta do crescimento das algas e pela insuficiente reciclagem devida, provavelmente, aos baixos teores desse nutriente também neste reservatório.

De fato, as principais espécies descritoras de diatomáceas do Lago das Garças (*C. meneghiniana*, *N. palea*, *U. acus* e *U. ulna*) foram mais importantes durante o início do período

chuvoso e nos meses de seca (até agosto/2007), relacionadas aos maiores valores das razões molares NID:PSR, provavelmente em consequência do aumento das formas dissolvidas de nitrogênio nesta época.

Picos de *C. meneghiniana* (uma das espécies com maior porcentagem de contribuição entre as descritoras) ocorreram, no entanto, no início do período chuvoso, associados aos menores, porém mais próximos dos ótimos, valores das razões molares Si:P, os quais certamente contribuíram para o aumento das diatomáceas neste último período. Aumento de *C. meneghiniana* no sentido de dominância foi observado com a diminuição das razões molares Si:P em estudos experimentais (Reynolds 2006, Makulla & Sommer 1993).

Razões Si:P ótimas para o crescimento de Fragilariaceae são mais altas em relação àquelas para espécies de *Cyclotella* (Makulla & Sommer 1993) e maior abundância de espécies de *Synedra* é esperada ante a menor disponibilidade de P. A superioridade destas espécies com forma de agulha (“needle-shaped species”) em condições de diminuição deste nutriente é devida, segundo Sommer (1984, 1985), às altas razões superfície:volume de suas células. No presente estudo, a distribuição de *U. acus*, *U. ulna* e *Fragilaria* sp. foi restrita aos meses com maior razão molar Si:P.

A relação entre a riqueza, a diversidade e o estado trófico de ecossistemas aquáticos tem sido bastante discutida e já é bastante aceito que uma das principais consequências da eutrofização é a simplificação sistêmica dos ambientes aquáticos, com o competente aumento da biomassa de algas (Wetzel 2000), a dominância de algumas poucas espécies e, conseqüentemente, com a redução da riqueza e da diversidade (Irigoien *et al.* 2004). A afirmação de que riqueza e diversidade são menores nos lagos eutróficos do que nos oligotróficos não está ainda bem substanciada (Padisák 2004), pois os padrões observados variam consideravelmente e os mecanismos propostos para explicar esta variabilidade ainda não são satisfatórios (Rajaniemi 2003).

Nos reservatórios atualmente estudados, padrões diferenciados foram observados entre as regiões estudadas. Considerando a região pelágica, a riqueza foi maior no reservatório oligotrófico em relação ao hipertrófico e a diversidade e a equitabilidade foram apenas levemente maiores no hipertrófico. Para esta região, portanto, levando em consideração que as diferenças entre os valores médios de diversidade e equitabilidade foram mínimos, confirma-se a tendência temporal de diminuição dos valores destes índices, desde o início dos estudos no reservatório hipertrófico até o presente momento (Crossetti *et al.* 2008), associada à intensidade e à frequência das florações de cianobactérias, que foram menores e restritas ao período de

estratificação no início dos estudos (Sant'Anna *et al.* 1997, Ramírez & Bicudo 2002, 2005, Fonseca & Bicudo 2008) e mais intensas e freqüentes após a mudança do estado de eutrofia para o de hipertrofia (Bicudo *et al.* 2006, 2007). De fato, analisando o intervalo atual estudado, houve redução da riqueza, da diversidade e da equitabilidade acompanhada de aumento da dominância, durante os meses de pico (final da época seca e início da de chuvas) de cianobactérias (*C. raciborskii*, *M. aeruginosa* e *M. panniformis*) neste reservatório. Além disso, riqueza, diversidade e equitabilidade também foram menores do que medido no reservatório oligotrófico durante o mesmo período.

Os maiores valores de diversidade e equitabilidade e os menores de dominância durante o período chuvoso no reservatório oligotrófico confirmam, por sua vez, dados de estudo anterior neste mesmo ambiente. Lopes *et al.* (2009) atribuíram as diferenças nos valores destes índices medidas entre os períodos de chuva e seca, à intensidade do distúrbio ocasionado pelo regime de mistura da coluna d'água. Assim de acordo com os referidos autores, a variação diária no aprofundamento da zona de mistura no Lago do IAG (atelmítico), mesmo num período de maior estabilidade da coluna d'água (época de chuvas), agiu como um distúrbio de intensidade intermediária em relação ao causado pelas circulações características da época seca, levando a um aumento dos valores dos índices, conforme predito na Hipótese do Distúrbio Intermediário (Connel 1978), aplicada ao fitoplâncton. Segundo esta hipótese, comunidades não perturbadas ou altamente perturbadas desenvolvem baixa diversidade, enquanto que distúrbios de intensidade e freqüência moderadas mantêm o número de espécies e a diversidade mais elevadas. No caso do presente estudo, é bem provável que a característica de atelomixia do referido reservatório, também tenha sido a responsável pelo aumento dos valores destes índices durante a época de chuva, a despeito da menor disponibilidade de luz e nutrientes.

Diferentes padrões foram observados em relação às regiões litorâneas. Em geral, em ecossistemas lênticos rasos estas zonas possuem maior complexidade de habitats em função, entre outras razões, da maior abundância de macrófitas (Cooke *et al.* 2004). Isto poderia, então, explicar a maior riqueza e diversidade observada nas entradas do reservatório hipertrófico em relação à região pelágica e a maior diversidade, porém não riqueza, no oligotrófico. Considerando a pouca variação dos fatores abióticos entre as duas regiões do reservatório oligotrófico, o padrão discordante da riqueza, neste caso, pode ser atribuído à integração das cinco profundidades na região pelágica que, provavelmente, superestimou os valores deste índice nesta região.

## 6. CONCLUSÕES

---

No Lago do IAG (oligotrófico), os períodos de transição seca-chuva e de chuva apresentaram maior estabilidade da coluna d'água (estratificação), maiores concentrações de N (dissolvido e total), PT e condutividade e maiores razões de nutrientes, porém, menores concentrações de PSR, OD e transparência. O período foi caracterizado, portanto, como de menor disponibilidade de P e luz.

O maior sucesso das clorofíceas e crisofíceas (em termos de densidade) e das dinofíceas (em termos de biomassa) durante esse período foi devido, não só às características fisiológicas (curto ciclo de vida e/ou maiores taxas fotossintéticas) dos representantes desses grupos, mas também a algumas estratégias adaptativas das principais espécies no período, tais como presença de copiosa mucilagem (*O. lacustris*, *K. pinguis* e *M. dybowskii*), presença de flagelo e diminuto tamanho celular (*C. planctogloea* e *C. planctogloea*) e fotoadaptação e auto-regulação da posição na coluna d'água (*P. umbonatum* e *P. gatunense*).

O período seco foi a época de mistura constante da coluna d'água, com maiores valores de PSR, OD e transparência, que favoreceu o aumento, considerando a biomassa, também das clorofíceas e crisofíceas; mas, considerando a densidade, das cianobactérias. As altas taxas de crescimento, que permitem classificar as principais espécies dos dois primeiros grupos entre as C-estrategistas, explicam sua maior participação em condições de diminuição da limitação nutricional. A manutenção das cianobactérias representadas, principalmente, por *S. nidulans* durante este período, apesar da mistura da coluna d'água, está provavelmente relacionada com a redução da disponibilidade de CO<sub>2</sub> no período. Espécies de *Synechococcus* estão entre as algas planctônicas que evitam ou, pelo menos, diminuem a limitação por dióxido de carbono e bicarbonato através de mecanismos bioquímicos de concentração e estoque de carbono nas células.

No Lago das Garças (hipertrófico), o final do período seco e grande parte do chuvoso favoreceram a dominância por cianobactérias, principalmente, de espécies características de ambientes rasos, limitados por luz, N e carbono. As espécies descritoras ambientais pertencentes a este grupo (*C. raciborskii*, *A. delicatissima*, *M. aeruginosa*, *A. gracile* e *G. unigranulatum* em termos de densidade e *S. brasiliense*, *P. agardhii* e *M. panniformis* em termos de biomassa) foram associadas aos maiores valores de NT e razão molar Si:P e aos menores PT, razão molar N:P inorgânico e CO<sub>2</sub> total.



A diminuição da intensidade da floração destas cianobactérias no sentido do período seco, de maior disponibilidade de nutrientes e transparência da água, abriu novos nichos para o desenvolvimento de clorofíceas, criptofíceas, euglenofíceas e diatomáceas.

Com relação específica ao grupo das diatomáceas, sua participação foi pequena em ambos os reservatórios quando comparada com as dos demais grupos de algas, provavelmente em função da baixa disponibilidade de sílica e P nestes ambientes.

No Lago do IAG, as principais espécies de diatomáceas descritoras ambientais (*Aulacoseira* sp. e *P. nobilis* var. *regularis*) aumentaram sua contribuição durante o período seco, especialmente com relação à biomassa. De fato, este período foi caracterizado pela mistura da coluna d'água, pelos menores valores das razões NID:PSR e Si:P e, conseqüentemente, pelos maiores valores de PSR. Durante a chuva, época em que a coluna d'água manteve-se estratificada, houve decréscimo da biomassa do grupo, provavelmente em função não só da diminuição da disponibilidade de nutrientes, mas também da sedimentação das células devido à ausência de mistura. É altamente provável que, neste reservatório, o aumento da disponibilidade, principalmente, de P, influenciado pelo regime de mistura, causou o crescimento das diatomáceas, com conseqüente decréscimo das concentrações de sílica.

No Lago das Garças, o aprofundamento da zona de mistura também foi apontado como principal fator controlador do aumento da biomassa das diatomáceas. No entanto, suas principais espécies descritoras (*C. meneghiniana*, *N. palea*, *U. acus* e *U. ulna*) foram importantes não só nos meses secos (até agosto/2007), mas também durante o início do período chuvoso, relacionadas aos maiores valores das razões molares NID:PSR. Portanto, o aumento da disponibilidade de N e a diminuição da intensidade da floração de cianobactérias, provavelmente favoreceu a abertura de novos nichos, contribuindo para o aumento da representatividade do grupo no reservatório.

Diferentes atributos controlaram a variabilidade temporal e espacial dos índices biológicos nos dois reservatórios estudados. No Lago do IAG, os maiores valores de riqueza, diversidade e equitabilidade e os menores de dominância observados durante o período chuvoso foram, certamente, relacionados aos prováveis aprofundamentos diários da zona de mistura. Isto aconteceu mesmo na época de maior estabilidade térmica, o que é típico de ambientes atelomíticos, que caracterizaram distúrbios de intensidade intermediária, como ficou provado em estudos anteriores. No Lago das Garças, a diminuição da dominância das cianobactérias durante o final do período chuvoso e início do seco culminou com o aumento da riqueza, da diversidade e da equitabilidade dessas algas no reservatório. Paralelamente, o aumento da dominância dos

representantes do grupo correspondeu à diminuição dos valores dos índices antes mencionados durante o período de maior estabilidade térmica do sistema (final da época seca e início da de chuvas). Portanto, a intensidade da floração de cianobactérias foi o principal fator controlador, principalmente, da riqueza e diversidade neste ambiente, porém, especificamente na região pelágica.

Considerando a variabilidade espacial, de forma geral as regiões litorâneas apresentaram maiores valores de riqueza e diversidade quando comparadas com as pelágicas, provavelmente, em função das características morfológicas diferenciadas destas zonas, especialmente sua maior complexidade de habitats, em função da abundância de macrófitas aquáticas.

## 7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

---

- Ashton, P.J. 1985. Seasonality in Southern Hemisphere freshwater phytoplankton assemblages. *Hydrobiologia* 125: 179-190.
- Bailey-Watts, A.E. 1976a. Planktonic diatoms and some diatom-silica relations in a shallow eutrophic Scottish loch. *Freshwater Biology* 6: 69-80.
- Bailey-Watts, A.E. 1976b. Planktonic diatoms and silica in Loch Leven, Kinross, Scotland: a one-month silica budget. *Freshwater Biology* 6: 203-213.
- Bailey-Watts, A.E. 1988. Studies on the control of the early spring diatom maximum in Loch Leven. In Round, F. E. (ed.), *Algae and the Aquatic Environment*. Biopress, 87 p.
- Bailey-Watts, A.E., Smith, I.R. & Kirika, A. 1989a. The dynamics of silica in a shallow, diatom-rich Scottish loch I: stream inputs of the dissolved nutrient. *Diatom Research* 4: 171-190.
- Bailey-Watts, A.E., Smith, I.R. & Kirika, A. 1989b. The dynamics of silica in a shallow, diatom-rich Scottish loch II: the influence of diatoms on an annual budget. *Diatom Research* 4: 191-205.
- Barbosa, F.A. & Padisák, J. 2002. The forgotten lake stratification pattern: atelomixis and its ecological importance. *Verhandlungen der internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 28: 1385-1395.
- 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 contagem de algas do perifiton. *Acta Limnologica Brasiliensia* 3: 459-475.

- Bicudo, D.C., Fonseca, B.M., Bicudo, C.E.M., Bini, L.M. & Jesus, T.A. 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., Tundisi-Matsumura, T. & Sidagis-Galli, C. (eds.), Eutrofização na América do Sul: causas, conseqüências e tecnologias de gerenciamento e controle. Instituto Internacional de Ecologia, 438 p.
- 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.C., Bourotte, C., Bicudo, C.E.M., Melfi, A. & 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. (eds.), Parque Estadual das Fontes do Ipiranga: unidade de conservação ameaçada pela urbanização de São Paulo. Editora da Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, 212 p.
- 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.
- Brezonik, P.L. & Pollman, C.D. 1999. Phosphorus chemistry and cycling in Florida lakes: global issues and local perspectives. In Reddy, K. R., O'Connor, G. A. & C. L. Schelske (eds.), Phosphorus biogeochemistry in subtropical ecosystems. Lewis Publishers. 110 p.
- Calijuri, M.C. 1999. A comunidade fitoplanctônica em um reservatório tropical (Barra Bonita, SP). Tese de Livre Docência. Universidade de São Paulo. 293 p.
- Chan, A.T. 1980. Comparative physiological study of marine diatoms and dinoflagellates in relation to irradiance and cell size: II. Relationship between photosynthesis, growth and carbon/chlorophyll-a ratio. *Journal of Phycology* 16: 428-432.
- Cheng, D.M.H. & Tyler, P.A. 1973. The effect of diatom populations on silica concentrations of Lakes Sorell and Crescent, Tasmania, and the utilisation of tripton as a source of silica. *European Journal of Phycology* 8 (3): 249-256.
- Cole, G. 1983. Textbook of limnology (3th ed.). The C. V. Mosby Co., London, 436 p.
- Connel, J. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* 199: 1304-1310.
- Cooke, G.D., Welch, E.B., Peterson, S.A. & Nichols, S.A. 2004. Restoration and management of lakes and reservoirs (3 th ed.). Taylor & Francis, New York. 592 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.
- Crossetti, L. O., Bicudo, D. C., Bicudo, C. E. M. & Bini, L. M. 2008. Phytoplankton biodiversity changes in a shallow tropical reservoir during the hypertrophication process. *Brazilian Journal of Biology* 68(4): 1061-1067.
- Dadon, L.R. 1995. Calor y temperatura en cuerpos lénticos. In Lopretto, E. C. & G. Tell (eds.).
- Denmann, K.L. & Gargett, A.E. 1983. Time and space scales of vertical mixing and advection of phytoplankton in the upper ocean. *Limnology and Oceanography* 28: 801-805.
- Egge, J.K. 1998. Are diatoms poor competitors at low phosphate concentrations? *Journal of Marine Systems* 16: 191-198.
- Egge, J.K. & Asknes, D.L. 1992. Silicate as regulating nutrient in phytoplankton competition. *Marine Ecology Progress Series* 83: 283-289.
- Egge, J.K. & Heimdal, B.R. 1994. Blooms of phytoplankton including *Emiliania huxleyi* (Haptophyta): effects of nutrient supply in different N:P ratios. *Sarsia* 79: 332-348.
- 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. 207 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.
- 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. 134 p.
- Giani, A. & Figueiredo, 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*. FAPESP, FUNDBIO. 550 p.
- Gibson, C.E., Wang, G. & Foy, R.H. 2000. Silica and diatom growth in Lough Neagh: the importance of internal recycling. *Freshwater Biology* 45: 285-293.

- Golterman, H.L. & Clymo, R.S. 1969. Methods for chemical analysis of freshwaters. Blackwell Scientific Publications, Oxford. International Biological Programme. 171 p. (IBP Handbook n° 8).
- Golterman, H.L., Clymo, R.S. & Ohmstad, M.A.M. 1978. Methods for physical and chemical analysis of freshwaters. Blackwell Scientific Publications, Oxford. International Biological Programme. 171 p. (IBP Handbook n° 8, 2<sup>a</sup> ed.).
- Goto, N., Iwata, T., Akatsuka, T., Ishikawa, M., Kihira, M., Azumi, H., Anbutsu, K. & Mitamura, O. 2007. Environmental factors which influence the sink of silica in the limnetic system of the large monomictic Lake Biwa and its watershed in Japan. *Biogeochemistry* 84: 285-295.
- Happey-Wood, C. M. 1988. Ecology of freshwater planktonic green algae. In Sandgren, C. D. (ed), *Growth and Reproductive Strategies of Freshwater Phytoplankton*. Cambridge University Press, Cambridge: 175-226.
- Harper, D. 1992. *Eutrophication of freshwater. Principles, problems and restoration*. Chapman & Hall, London. 325 p.
- Higgins, S.N., Hecky, R.E. & Taylor, W.D. 2001. Epilithic nitrogen fixation in the rocky littoral zones of Lake Malawi, Africa. *Limnology and Oceanography* 46: 976-982.
- Hillebrand, H., Dürseken, D., Kirschiel, D., Pollinger, U. & Zohary, T. 1999. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *Journal of Phycology* 35: 403-424.
- Hutchinson, G. E., 1957. *A Treatise on Limnology*. Vol. I. Wiley, New York.
- Huszar, V.L.M., Bicudo, D.C., Giani, A., Ferragut, C., Martinelli, L.A. & Henry, R. 2005. Subsídios para a compreensão sobre a limitação de nutrientes ao crescimento do fitoplâncton e perifiton em ecossistemas continentais lênticos no Brasil. In Roland, F., César, D. & M. Marinho (eds.), *Lições em limnologia*. RiMa Editora. 260 p.
- Hwang, S., Havens, K.E. & Steinman, A.D. 1998. Phosphorus kinetics of planktonic and benthic assemblages in a shallow subtropical lake. *Freshwater Biology* 40: 729-745.
- Ihlenfeldt, M.J.A. & Gibson, J. 1975. Phosphate utilisation and alkaline phosphatase activity in *Anacystis nidulans* (*Synechococcus*). *Archives of Microbiology* 102: 23-28.
- Irigoién, X., Huisman, J. & Harris, R.P. 2004. Global biodiversity patterns of marine phytoplankton and zooplankton. *Nature* 429: 863-867.
- Jézéquel, M., Hildebrand, M. & Brzezinski, M.A. 2000. Silicon metabolism in diatoms: implications for growth. *Journal of Phycology* 36: 821-840.

- Johnson, J.B. & Omland, K.S. 2004. Model selection in ecology and evolution. *Trends in Ecology and Evolution* 19(2): 101-108.
- Kalff, J. 2002. *Limnology*. Prentice Hall, New Jersey. 592 p.
- Kilham, P. 1971. A Hypothesis Concerning Silica and the Freshwater Planktonic Diatoms. *Limnology and Oceanography* 16(1): 10-18.
- Kilham, P., Kilham, S.S. & Hecky, R.E. 1986. Hypothesized resource relationship among African planktonic diatoms. *Limnology and Oceanography* 31: 1169-1181.
- Kõiv, T. & Kangro, K. 2005. Resource ratios and phytoplankton species composition in a strongly stratified lake. *Hydrobiologia* 547: 123-135.
- Lampert, W. & Sommer, U. 1997. *Limnology: the ecology of lakes and streams*. Oxford University Press, New York. 335 p.
- Lewin, J.C. 1962. Silicification. In Lewin, R. A. (ed.), *Physiology and Biochemistry of Algae*. Academic Press, New York. 455 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 Marine y Oceanografía* 22: 1-29.
- Lopes, M.R.M., Bicudo, C.E.M. & Ferragut, C. 2005. Short term spatial and temporal variation of phytoplankton in a shallow oligotrophic reservoir, southeast Brazil. *Hydrobiologia* 542: 235-247.
- 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.
- Lund, J.W.G. 1954. The seasonal cycle of the planktonic diatom *Melosira italica* (Ehr.). Kütz. subsp. *subarctica* O. Mull. *Journal of Ecology* 42: 151-179.
- Lund, J.W.G. 1950. Studies on *Asterionella Formosa* Hass. II. Nutrient depletion and the spring maximum. *Journal of Ecology* 38: 1-35.
- Lund, J.W.G. 1964. Primary production and periodicity of phytoplankton. *Verhandlungen der internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 15: 37-56.
- Lund, J.W.G., Kipling, C. & LeCren, E.D. 1958. The invert microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations by counting. *Hydrobiologia* 11: 143-170.

- Mackereth, F.J.H., Heron, J. & Talling, J.F. 1978. Water analysis: some revised methods for limnologists. Titus Wilson & Son Ltda. (Freshwater Biological Association Scientific Publication n° 36). 117 p.
- McCune, B. & M. J. Mefford, 1999. PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data, Version 4. MjM Software Design, Gleneden Beach, Oregon, USA. 237 p.
- Makulla, A. & Sommer, U. 1993. Relationships between resource ratios and phytoplankton species composition during spring in five North German Lakes. *Limnology and Oceanography* 38 (4): 846-876.
- Marinho, M.M. 1994. Dinâmica da comunidade fitoplanctônica de um pequeno reservatório raso densamente colonizado por macrófitas aquáticas submersas (Açude do Jacaré, Moji Guaçu, SP, Brasil). Dissertação de Mestrado. São Paulo: Universidade de São Paulo. 150 p.
- 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.
- Marker, A.F.H., Nusch, E.A., Rai, H. & Riemann, B. 1980. The measurement of photosynthetic pigments in freshwaters and standartization of methods: conclusions and recommendations. *Archiv für Hydrobiologie* 14: 91-106.
- Moroney, J.V. & Chen, Z.Y. 1998. The role of the chloroplast in inorganic carbon uptake by eukaryotic algae. *Canadian Journal of Botany* 76: 1025-1034.
- Moroney, J.V. 2001. Carbon concentrating mechanisms in aquatic photosynthetic organisms: a report on CCM 2001. *Journal of Phycology* 37: 928-931.
- Naselli-Flores, L. 2000. Phytoplankton assemblages in twenty-one Sicilian reservoirs: relationships between species composition and environmental factors. *Hydrobiologia* 424: 1-11.
- 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. Universidade Federal de São Carlos. 147 p.
- Nogueira, N.M.C. 1997. Dinâmica populacional de *Microcystis aeruginosa* Kützing (Cyanophyceae/ Cianobactéria) ao longo de um ano no Lago das Garças, São Paulo, SP, Brasil. Dissertação de mestrado. Universidade Estadual Paulista. 109 p.

- Oliver, G.G. & Ganf, R.L. 2000. Freshwater blooms. In Whitton, B. A. & M. Potts (eds.), *The Ecology of Cyanobacteria. Their Diversity in Time and Space*. Kluwer Academic Publishers. 194 p.
- Padisák, J. 2004. Phytoplankton. p. 251-308. *In*: P. O'Sullivan & C.S. Reynolds (eds.). *The lakes handbook: limnology and limnetic ecology*. V. 1. Blackwell Publishing, USA. 871p.
- Paerl, H.W. 1988. Growth and reproductive strategies of freshwater blue-green algae (Cyanobacteria). *In*: Sandgreen, C. D. (ed.), *Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton*. Cambridge University Press. 315 p.
- Pielou, E. C. 1975. *Ecological diversity*. New York: Wiley. 165 p.
- Poole, H.H. & Atkins, W.R.G. 1929. Photo-electric measurements of submarine illumination throughout the year. *Journal of the Marine Biological Association of India* 16: 297-324.
- Rajaniemi, T. K. 2003. Explaining productivity-diversity relationships in plants. *Oikos* 101: 449-457.
- Ramírez R., J.J. & Bicudo, C.E.M. 2005. Diurnal and spatial (vertical) dynamics of nutrients (N,P,Si) in four sampling days (summer, fall, winter and spring) in a tropical shallow reservoir and their relationships with the phytoplankton community. *Brazilian Journal of Biology* 65: 141-157.
- 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. 1996. *Variação 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, Universidade de São Paulo. 283 p.
- Rangel, T.F.L.V.B., Diniz-Filho, J.A.F. & BINI, L.M. 2006. Towards an integrated computational tool for spatial analysis in macroecology and biogeography. *Global Ecology and Biogeography* 15(4): 321-327.
- Ray, J.M., Bhaya, D., Block, M.A. & Grossman, A.R. 1991. Isolation, transcription and inactivation of the gene for an atypical alkaline phosphatase of *Synechococcus* strain PPC 7942. *Journal of Bacteriology* 173: 4297-4309.
- Reynolds, C.S. 2006. *The ecology of freshwater phytoplankton*. Cambridge University Press, Cambridge. 535 p.
- Riegman, R., DeBoer, M. & Senerport-Domis, L. 1996. Growth of harmful marine algae in multispecies cultures. *Journal of Plankton Reserch* 18: 1851-1866.



- Riegman, R., DeBoer, M. & Domis, L.D. 1996. Growth of harmful marine algae in multispecies cultures. *Journal of Plankton Research* 18: 1851-1866.
- Ros, J. 1979. *Práticas de Ecologia*. Editorial Omega, Barcelona. 181 p.
- Round, F.E., Crawford, R.M. & Mann, D.G. 1990. *The Diatoms: Biology and Morphology of the Genera*. Cambridge University Press, Cambridge, 747 p.
- Salmaso, N. 2003. Life strategies, dominance patterns and mechanisms promoting species coexistence in phytoplankton communities along complex environmental gradients. *Hydrobiologia* 502: 13-36.
- Sandgren, C.D. 1988. The ecology of Crysophyte flagellates: their growth and perennation strategies as freshwater phytoplankton. In Sandgren, C. D. (ed.) *Growth and Reproductive Strategies of Freshwater Phytoplankton*. 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* 24: 67-86.
- Sartory, D.P. & Grobbelaar, J.U. 1984. Extraction of chlorophyll a from freshwater phytoplankton for spectrophotometric analysis. *Hydrobiologia* 114: 177-187.
- Schäffer, A. 1985. *Fundamentos em ecologia e biogeografia de águas continentais*. Editora da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 533 p.
- Shannon, C. E. & W. Weaver, 1963. *The mathematical theory of communication*. Urbana: University of Illinois Press. 173 p.
- Schelske, C.L., Stoermer, E.F., Fahnenstiel, G.L. & Haibach, M. 1986. Phosphorus enrichment, silica utilization, and biogeochemical silica depletion in the Great Lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 43: 407-415.
- Shapiro, J. 1990. Current beliefs regarding dominance by blue-greens: the case for the importance of CO<sub>2</sub> and pH. *Vereinigung Internationale Theoretische und Angewandte Limnologie* 24: 38-54.
- Shapiro, J. 1997. The role of carbon dioxide in the initiation and maintenance of blue-green dominance in lakes. *Freshwater Biology* 37: 307-323.
- 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. Universidade Federal do Rio de Janeiro. 219 p.
- Simpson, E. H. 1949. Measurement of Diversity. *Nature* 163: 688.
- Smith, V.H. & Bennet, S.J. 1999. Nitrogen: phosphorus ratios and phytoplankton community structure in lakes. *Archiv für Hydrobiologie* 146: 37-53.

- Smith, V.H. 2001. Blue-green algae in eutrophic fresh waters. Lakeline Spring: 34-37.
- Solórzano, L. 1969. Determination of ammonia in natural waters by the phenolhypochlorite method. *Limnology and Oceanography* 14: 799-801.
- Sommer, U. 1984. The paradox of the plankton: fluctuations of phosphorus availability maintain diversity of phytoplankton in flow-through cultures. *Limnology and Oceanography* 29: 633-636.
- Sommer, U. 1985. Comparison between steady and non-steady state competition: experiments with natural phytoplankton. *Limnology and Oceanography* 30: 335-346.
- Sommer, U. 1988. Growth and survival strategies of planktonic diatoms. In Sandgreen, C. D. (ed), *Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton*. Cambridge University Press. 260 p.
- Sommer, U. 1987. Factors controlling the seasonal variation in phytoplankton species composition. A case study for a deep, nutrient rich lake (Lake Constance). *Progress in Phycological Research* 5: 122-178.
- Sondergaard, M. & E. Jeppesen, 2007. Anthropogenic impacts on lake and stream ecosystems, and approaches to restoration. *Journal of Applied Ecology* 44: 1089-1263.
- Strickland, J.D. & Parsons, T.R. 1965. A manual of sea water analysis. Fisheries Research Board of Canada Bulletin 125: 1-185.
- Sun, J. & Liu, D. 2003. Geometrics models for calculating cell biovolume and surface area for phytoplankton. *Journal of Plankton Research* 25: 1331-1346.
- Takano, K. & Hino, S. 1996. The effect of silicon concentration on replacement of dominant diatom species in a silicon-rich lake. *Japanese Journal of Limnology* 57 (2): 153-162.
- Teubner, K. & Dokulil, M.T. 2000. Ecological stoichiometry of TN:TP:SRSi in freshwaters: nutrient ratios and seasonal shifts in phytoplankton assemblages. *Archiv für Hydrobiologie* 625-646.
- Tilman, D., Kilham, S.S. & Kilham, P. 1982. Phytoplankton community ecology: the role of limiting nutrients. *Annual Review of Ecology and Systematics* 13: 349-372.
- Tucci, A. 1996. Estrutura e dinâmica da comunidade fitoplanctônica numa lagoa eutrófica, São Paulo, Brasil, a curtos intervalos de tempo: comparação entre épocas de chuva e seca. Dissertação de mestrado. Universidade Estadual Paulista. 172 p.
- Tundisi, J.G. 1990. Distribuição espacial, seqüência temporal e ciclo sazonal do fitoplâncton em Utermöhl, H. 1958. Zur Vervollkomnung der quantitative phytoplankton: metodik. *Vereinigung Internationale Theoretische und Angewandte Limnologie* 9: 1-38.

- Valderrama, J.C. 1981. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. *Marine Chemistry* 10: 109-122.
- Zohary, T., Padisák, J. & Naselli-Flores, L. 2010. Phytoplankton in the physical environment: beyond nutrients, at the end, there is some light. *Hydrobiologia* 639: 261-269.
- Wetzel, R.G. & Likens, G. 1991. *Limnological analyses* (2nd ed.), Springer-Verlag, New York. 391 p.
- Wetzel, R.G. 2000. *Limnology - Lake and River Ecosystem* (3th ed.), Academic Press, California. 1006 p.



### **Aplicação das diatomáceas perifíticas na avaliação do estado de trofia de reservatórios do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo.**

#### **Resumo**

O trabalho foi realizado em dois reservatórios com diferentes estados de trofia localizados no Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, Município de São Paulo. Objetivou verificar o potencial indicador do estado de trofia das diatomáceas perifíticas desenvolvidas em substrato artificial em reservatórios oligotrófico e hipertrófico e aplicar, comparar e verificar a eficiência dos principais índices que usam diatomáceas na avaliação do estado trófico dos referidos reservatórios. Amostras mensais do perifíton desenvolvido sobre substrato artificial foram realizadas durante 12 meses consecutivos (setembro/2006 a agosto/2007) na região pelágica e na litorânea do Lago do IAG (oligotrófico) e na região pelágica e em duas entradas do Lago das Garças (hipertrófico). A informação foi avaliada através de estatística descritiva e análises multivariadas. Três grupos de unidades amostrais foram discriminados com base na composição e na abundância das espécies de diatomáceas. Gradiente de condutividade e nutrientes acompanhado de pH foi o principal fator responsável pela separação do grupo 1 (reservatório oligotrófico) associado aos menores valores destas variáveis, dos grupos 2 e 3 (reservatório hipertrófico) associados aos maiores valores destas variáveis. O conjunto de espécies de cada grupo foi representativo dos táxons de diatomáceas sensíveis (grupo 1) ou tolerantes (grupos 2 e 3) ao aumento da concentração de nutrientes e pH. Tendência à separação dos grupos 2 e 3 ocorreu em função do gradiente de disponibilidade de nitrogênio e luz, influenciado pela intensidade de floração de cianobactérias no reservatório hipertrófico. No grupo 2, cujas condições preponderantes foram diminuição das concentrações de nitrogênio inorgânico dissolvido e diminuição da luz, foram selecionadas como indicadoras as espécies com maior habilidade competitiva para utilizar recursos e manter taxas de crescimento positivas em condições de estresse (S-estrategistas). O grupo 3 foi formado, além de por espécies S-estrategistas, também por C-estrategistas, altamente competitivas em condições de boa disponibilidade de recursos, também por r-estrategistas, adaptadas ao distúrbio. O grupo 3 incluiu as unidades amostrais do final da época de chuvas e maior parte da de seca caracterizadas, respectivamente, pelo aumento da precipitação pluviométrica e aumento da disponibilidade de recursos. Os resultados dos índices aplicados para avaliação do estado ecológico,

que usaram a comunidade de diatomáceas, não foram compatíveis com a caracterização trófica prévia dos ambientes estudados.

**Palavras chave:** bioindicação, diatomáceas, perifiton, reservatórios.

## **Abstract**

Study was carried out in two reservoirs with different trophic levels located at the Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, Municipality of São Paulo. Main objectives were to evaluate the influence of temporal and/or spatial scales on the periphytic diatom community variation in each reservoir, to compare the degree and pattern of its stability, and to identify the main factor regulating such variability. Sampling of periphyton growing on artificial substrate was carried out monthly during 12 consecutive months (September 2006 to August 2007) at the subsurface of pelagic and littoral zones of IAG Pond (oligotrophic) and pelagic and two littoral zones of Garças Lake (hypertrophic). Descriptive statistics and multivariate analysis were used to evaluate data. Three sample unities' groups were discriminated in relation to their diatom species composition and abundance. Conductivity and nutrient gradient, followed by pH, were the main factors responsible for separation of group 1 (oligotrophic reservoir related to the least values of above variables) from groups 2 and 3 (hypertrophic reservoir related to the greatest values of same variables). Each group species' set was represented by diatom taxa sensible (group 1) or tolerant (groups 2 or 3) to nutrient concentration and pH increase. Groups 2 and 3 isolation tendency occurred due to nitrogen and light limitation gradients, which were influenced by the cyanobacteria bloom intensity in the hypertrophic reservoir. For group 2, where the main conditions were least nitrogen concentrations and light values, S-strategists with greater competitive ability for using resources and supporting positive growth rates, were selected as indicator species. Group 3 was composed by C-strategists, besides S-strategists, with great competitive capacity under optimal resources availability conditions, and by r-strategists adapted to disturbance. Group 3 included sample unities of the end of the rainy period and of most of the dry one characterized, respectively, by greater pluviometric precipitation and greater resources availability. Results of application of the index based on diatom community to assess the reservoir ecologic status were not compatible with previous trophic status description of present reservoirs.

**Key words:** bioindication, diatoms, periphyton, reservoirs.

## 1. INTRODUÇÃO

---

Uma espécie pode ocupar um determinado local se, primeiro, fizer parte do “pool” regional de espécies e, depois, se suas demandas fisiológicas e ecológicas forem satisfeitas. O “pool” de espécies de uma região é determinado por uma série de filtros ambientais, fatores históricos, climáticos e evolucionários (migrações e especiações), além de ecológicos (competição, predação, distúrbios, fatores físicos e químicos) próprios de cada hábitat, que restringem a introdução e a sobrevivência dos organismos em uma determinada localidade (Hillebrand & Blenckner 2002, Townsend & Hildrew 1994). Para passar através destes filtros e persistir em uma comunidade, as espécies devem possuir estratégias funcionais apropriadas, que permitam sua adaptação a estes diversos fatores (Soininen 2007).

Espécies que possuem preferências por determinadas condições ambientais relativamente estreitas (especialistas) e alcançam seu maior desenvolvimento em um ponto particular (denominado ótimo) de um dado gradiente ambiental são as indicadoras ambientais mais úteis (Soininen 2007). A avaliação crítica de aspectos da estrutura de uma comunidade, especialmente a composição e a abundância de espécies pode, portanto, fornecer informação suficiente a respeito da situação de um ambiente e das flutuações das condições experimentadas no decorrer de um período maior de tempo (Bretthauer 1991).

Grande parte das espécies de diatomáceas possui preferências e tolerâncias relativamente restritas a vários fatores ambientais. A combinação destes diversos requisitos ecológicos com a presença de uma parede celular extremamente durável, associadas à sua capacidade de integrar os efeitos dos agentes estressores, permitiu que as diatomáceas melhor representassem esses efeitos quando comparadas com as medidas instantâneas das características físicas e químicas da água (Cox 1991). Ademais, possibilitou que tal comunidade fosse especialmente recomendada, em todo o mundo, como uma ferramenta apropriada para a avaliação das condições ecológicas atuais e passadas dos ecossistemas aquáticos (Round 1991, Soininen 2007).

A inclusão das diatomáceas como organismos indicadores em estudos de qualidade de água foi feita inicialmente por Kolwitz & Marsson (1908), através do desenvolvimento de um sistema de sapróbios; e por Butcher (1947), Kolwitz (1950), Liebmann (1951), Fjerdingsstad (1950, 1964) e Sládeček (1965), nas diferentes variações desse sistema. A partir de então, na tentativa de aprimorar os métodos de bioindicação com diatomáceas, vários índices autecológicos baseados nas preferências e tolerâncias das espécies para acessar contaminação orgânica (Pantle & Buck 1955, Zelinka & Marvan

1961, Sládeček 1973, Descy 1976, 1979, Lange-Bertalot 1979, Watanabe *et al.* 1986, Lobo *et al.* 1996, 2002, Lenoir & Coste 1996, Wu 1999, Gómez & Licursi 2001, Bate *et al.* 2004, Lavoie *et al.* 2006) e eutrofização (Kelly & Witthon 1995, Lobo *et al.* 2004a, Wang *et al.* 2005, Yallop & Kelly 2006, Chessman *et al.* 2007, Sgro *et al.* 2007, Stevenson *et al.* 2008a, 2008b). Também, modelos inferenciais (Soininen & Niemalä 2002, Passy & Bode 2004) foram propostos em várias regiões geográficas. Índices e modelos são, em essência, modelos numéricos que usam valores indicativos das espécies ou seus ótimos ambientais como preditores das características de qualidade de água, diferindo apenas na escala numérica, em que os valores das espécies indicadoras são expressos e na forma como as estimativas são feitas. No caso dos índices, escalas alternativas de valores são utilizadas enquanto que para a elaboração de modelos inferenciais como, por exemplo, o da média ponderada, valores absolutos estimados das características são considerados (Potapova *et al.* 1994).

Mais recentemente, devido ao fato das diatomáceas constituírem importantes elementos da cadeia alimentar aquática e de processos biogeoquímicos na natureza, a condição biológica (uma medida que compara composição, biomassa e função dos organismos em um determinado local para avaliar condições naturais ou de referência) do grupo tem sido relacionada, por exemplo, com as concentrações de nutrientes para justificar o estabelecimento de critérios de nutrientes (Stevenson *et al.* 2008b, Wang *et al.* 2005).

O aperfeiçoamento das técnicas e dos métodos utilizando diatomáceas como indicadores ambientais propiciou, nas últimas décadas, um aumento substancial do número de trabalhos objetivando a avaliação da qualidade ecológica das águas. Especialmente na Europa, a amostragem de diatomáceas bentônicas é uma obrigação administrativa e uma rotina em programas de monitoramento da qualidade da água visando, com isso, atender a normas legislativas (European Commission 2000) para conservação dos ecossistemas aquáticos (Whitton 1991, Whitton *et al.* 1991, Coste *et al.* 1991, Fritz *et al.* 1991, Van Dam & Mertens 1993, Hoffman 1994, Whitton & Kelly 1995, Whitton & Rott 1996, Dokulil *et al.* 1997, Dell'Uomo & Grandoni 1997, Kelly *et al.* 1998, Kwandrans *et al.* 1998, Almeida & Gil 1998, 2001, Prygiel *et al.* 1999, 2002, Dell'Uomo *et al.* 1999, Eloranta & Soininen 2002, Àcs *et al.* 2004, Blanco *et al.* 2006, 2007, 2008, Kelly *et al.* 2008; entre outros).

Avanços também foram observados na América do Norte (Pan *et al.* 1996, Winter & Duthie 2000a, 2000b, 2000c, Wunsam *et al.* 2002, Potapova *et al.* 2004, Potapova & Charles 2002, 2007, Porter *et al.* 2008), na Ásia (Kobayasi & Mayama 1982, Lobo *et al.* 1995a, Jüttner *et al.* 1996, Rothfritz *et al.* 1997, Atazadeh *et al.* 2007), na África (Taylor *et al.* 2007), na Austrália (Chessman *et al.* 1999, Dela-Cruz *et al.* 2006) e na América do Sul (Loez & Topalián 1999).



Especificamente sobre esta temática no Brasil, destaquem-se os trabalhos de Lobo & Torgan (1988), Lobo *et al.* (1995b, 1996, 2002, 2004b, 2004c), Lobo & Bem-da-Costa (1997), Rodrigues & Lobo 2000, Mourthé-Júnior 2000, Oliveira *et al.* 2001, Souza 2002, Schneck *et al.* 2007, Salomoni *et al.* 2006), além de certos outros de caráter revisional (Lobo & Callegaro 2000, Lobo *et al.* 2004d). Este conjunto de trabalhos, apesar de restrito à região sul e sudeste, trouxe um grande avanço com relação à avaliação da qualidade da água utilizando diatomáceas no país, porém, em sistemas lóticos.

Considerando os ambientes lênticos, a situação é bem diferente. O monitoramento e a estimativa do estado trófico de lagos e reservatórios no Brasil está, normalmente, baseada nas concentrações de fósforo total e clorofila *a* fitoplanctônica e em observações de longa duração envolvendo o fitoplâncton. O uso de diatomáceas como organismos indicadores nesses ambientes é restrito aos trabalhos de Moro & Bicudo (1998), Costa (2008), Fontana (2008) e Silva (2009). Desses, os dois primeiros envolveram diatomáceas de sedimento profundo e relativamente profundo, visando a reconstruir as condições pretéritas de trofia dos respectivos ambientes e os dois últimos, as diatomáceas do sedimento superficial e do perifíton desenvolvido em substrato artificial e natural, respectivamente, buscando associá-las ao estado trófico atual.

Em outras regiões, o uso das diatomáceas no monitoramento de ambientes lênticos tornou-se comum apenas recentemente, sendo por isso considerados esporádicos (Stenger-Kovács 2007) e até mesmo raros (Àcs *et al.* 2005, Kiss *et al.* 2003) se comparados com as pesquisas envolvendo outros métodos biológicos de monitoramento da água (nutrientes, macro e microinvertebrados). Existe, no entanto, uma série de relatos de eficiência de diatomáceas perifíticas ou planctônicas como indicadoras do estado trófico especialmente de lagos rasos e “wetlands” (Hawes & Smith 1993, Barbiero 2000, Tolotti *et al.* 2001a, 2001b, Blanco *et al.* 2003, 2004, McCormick & O’Dell 1996, McCormick *et al.* 1996, Mayer & Galatowitsch 1999, King *et al.* 2000, Pan *et al.* 2000, Schönfelder & Gelbrecht 2002, Kitner & Poulícková 2003, Poulícková *et al.* 2004, Yan & Dickmann 1993, Wang *et al.* 2006, Blanco *et al.* 2004, Àcs *et al.* 2005, Levkov *et al.* 2007, Lim *et al.* 2007, Stenger-Kovács 2007).

Considerando que as diatomáceas compreendem uma porção significativa da biomassa algácea total em um amplo espectro de trofia em ambientes lênticos (Poulícková *et al.* 2004), pesquisas adicionais para verificar a viabilidade da utilização de espécies do grupo como indicadoras do estado trófico nestes ambientes são fundamentais, não só por constituírem as principais fontes de abastecimento de água para consumo humano, mas também pela necessidade de conhecer o estado de preservação desses recursos aquáticos visando à sua conservação.

Os objetivos deste estudo foram; (1) verificar o potencial indicador do estado de trofia das diatomáceas perifíticas desenvolvidas em substrato artificial em reservatórios oligotrófico e hipertrófico e (2) aplicar, comparar e conhecer a eficiência dos principais índices que utilizam diatomáceas na avaliação do estado trófico dos referidos reservatórios.

Com base nas premissas acima, as seguintes hipóteses foram formuladas:

1. A comunidade perifítica de diatomáceas é influenciada pelas diferenças nas concentrações de nutrientes dos reservatórios estudados e a composição de espécies em cada ambiente reflete essas diferenças.
2. Em cada reservatório existe um conjunto próprio de espécies que melhor caracteriza as condições ambientais, devido às suas especificidades e tolerâncias ambientais.
3. Os índices que utilizam diatomáceas são boas medidas para avaliação do estado de trofia nos reservatórios estudados.

## **2. ÁREA DE ESTUDO**

---

A área de estudo é a mesma descrita na introdução geral deste trabalho.

## **3. MATERIAL E MÉTODOS**

---

### **3.1. Variáveis abióticas**

Os métodos referentes à amostragem dos dados climáticos e à amostragem e ao processamento laboratorial dos dados abióticos foram descritos no capítulo 1.

### **3.2. Variáveis biológicas**

Os métodos referentes à amostragem, ao processamento, à identificação e à quantificação dos dados biológicos foram descritos no capítulo 2.

### **3.3. Tratamento estatístico dos dados**

A estatística descritiva dos dados abióticos foi realizada usando as médias aritméticas como medida de tendência central e o erro padrão e o coeficiente de variação como medidas de dispersão e variabilidade dos dados. Os resultados encontram-se descritos no capítulo 1.

O total de 108 táxons de diatomáceas foi utilizado nas análises estatísticas. Estes táxons correspondem aos que ocorreram em, no mínimo, 10 % das amostras evitando, assim, distorções de ordenação causadas pela presença de espécies raras (Collins *et al.* 2000).

A análise de agrupamento *k*-means foi utilizada para obter a classificação das unidades amostrais em função das similaridades nas comunidades de diatomáceas. *K*-means é um tipo de análise não-hierárquica que dispõe as unidades amostrais em *k* grupos previamente definidos e as realoca sucessivamente com o objetivo de minimizar a variabilidade dentro dos grupos e maximizar a variabilidade entre esses grupos (Bini 2004). *K*-means foi aplicada sobre os escores (autovetores) das espécies nos 20 primeiros eixos de ordenação derivados de uma Análise de Coordenadas Principais (PCoA), a qual, por sua vez, possui a propriedade de preservar, num sistema de coordenadas cartesianas, as distâncias originais entre as unidades amostrais de uma matriz de parecença (Bini 2004). PCoA foi obtida a partir de uma matriz de similaridade calculada com base no coeficiente de Bray-Curtis.

Para selecionar o melhor e mais consistente número de grupos de unidades amostrais a serem utilizados na análise de *k*-means, foi computado o Procedimento de Permutação de Resposta Múltipla (MRPP). MRPP é uma análise não-paramétrica que calcula a estatística A (variável entre -1 e 1) e testa a significância estatística das possíveis diferenças entre a composição das comunidades de diatomáceas nos referidos grupos, sendo também um descritor da homogeneidade dentro destes grupos (Biondini *et al.* 1985). Valores de A próximos de 1 indicam que os grupos são completamente diferentes; valores de A próximos de 0 indicam que a heterogeneidade dentro dos grupos é igual à esperada ao acaso; e valores de A próximos de -1 indicam que os grupos são homogêneos.

Os possíveis táxons indicadores dos grupos previamente selecionados foram identificados através do Índice de Espécies Indicadoras (ISA), também conhecido como método do valor indicativo (IndVal). Esta análise foi descrita por Dufrene & Legendre (1997) e baseia-se na comparação das densidades e frequências de ocorrência dos táxons em um determinado grupo de unidades amostrais, com o intuito de discriminar aqueles que apresentam preferência por algum desses pontos. Para cada táxon, são calculados valores indicativos (0 a 100) que são testados quanto à sua significância pelo Teste de Monte Carlo (utilizando 1000 permutações). O valor máximo é alcançado quando todos os indivíduos de uma espécie ocorrem em todas as unidades amostrais de um determinado grupo.

A figura 1 representa as etapas realizadas para a definição de possíveis táxons indicadores nos referidos grupos de unidades amostrais dos reservatórios estudados.

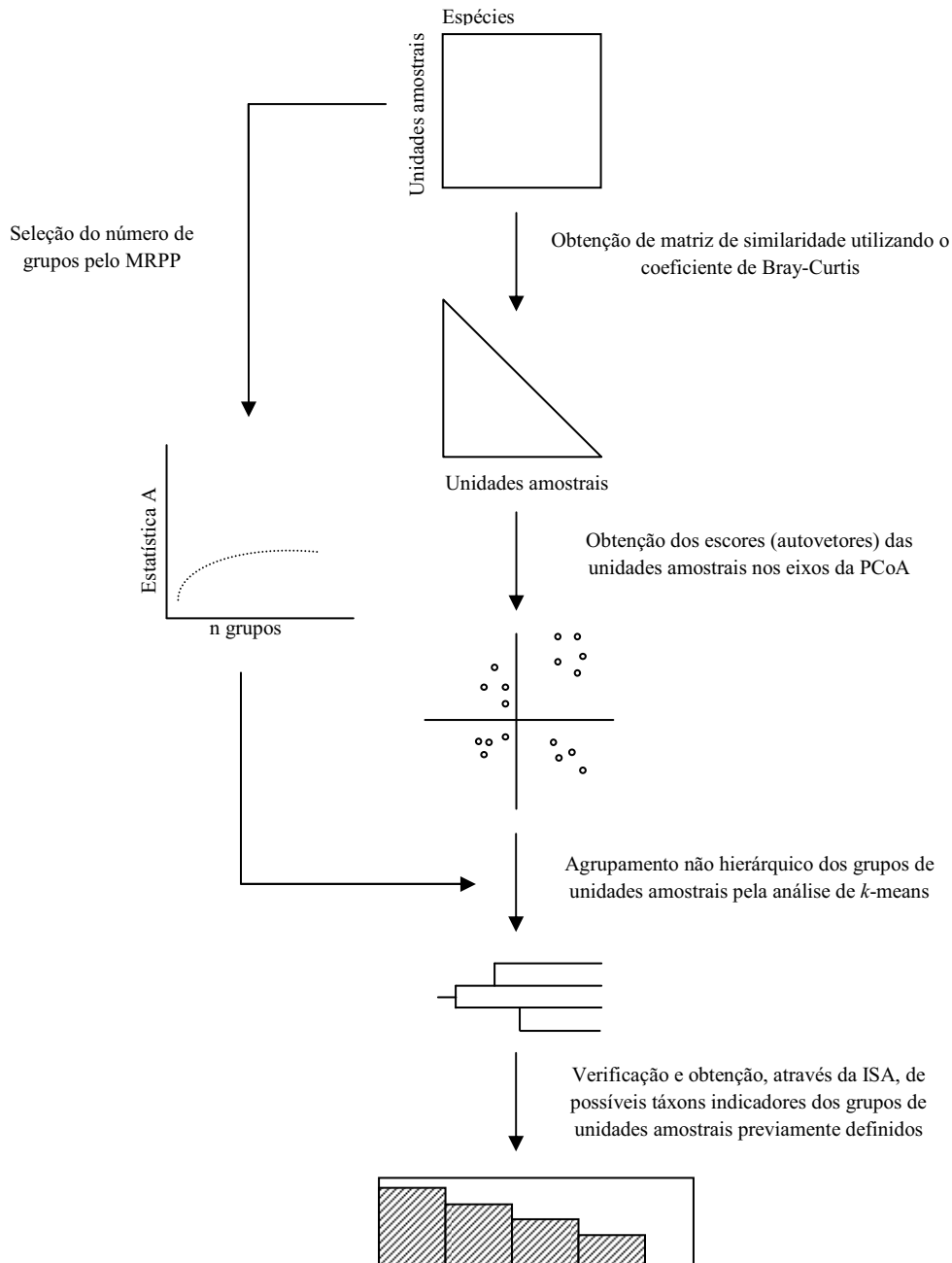


Tabela 4. Quadro resumo do procedimento estatístico para a obtenção das espécies de diatomáceas indicadoras.

Para determinar as mais importantes variáveis na estruturação das comunidades de diatomáceas previamente definidas, foi aplicada a Análise de Correspondência Canônica (CCA) integrando os principais parâmetros abióticos escolhidos pela PCA e as 108 variáveis biológicas.

As variáveis físicas e químicas que caracterizam cada grupo foram representadas na forma de gráficos de caixas esquemáticas.

Os dados abióticos foram transformados pela amplitude de variação (“ranging”) e os biológicos por  $\log(x + 1)$ , exceto no caso da Análise de Espécies Indicadoras, que requer dados quantitativos não transformados. As transformações foram realizadas com o intuito de normalizar diferenças nas escalas dos valores das variáveis.

Foram calculados os índices TDIL (Índice Trófico de Diatomáceas para Lagos) (Stenger-Kovács *et al.* 2007), que permite classificar o estado ecológico do ambiente como ruim (0-1), tolerável (1-2), médio (2-3), bom (3-4) e excelente (4-5); o Índice Biológico de Qualidade de Água (IBQA) (Lobo *et al.* 2004), cujas classes definidas são poluição ausente (0-0,9), baixa (1-1,4), moderada (1,5-2,0), alta (2,1-2,7) e muito alta (2,7-4,0); o Índice Biológico de Diatomáceas (IBD), cujas classes são qualidade ecológica muito boa (igual ou maior que 17), qualidade ecológica boa (entre 13 e 16), qualidade ecológica média (entre 9 e 13), qualidade ecológica ruim (entre 5 e 8) e qualidade ecológica péssima (menor que 5); e o Índice de Estado Trófico (TDI) (Kelly *et al.* 2008), cujas classes são estado de referência (menor que 50), boa qualidade (entre 50 e 60), média qualidade (entre 61 e 70), qualidade ruim (entre 71 e 80) e qualidade péssima (menor que 80).

Os programas estatísticos utilizados foram WINMAT para transformação dos dados; XLSTAT *Statistical Analyses* para a Análise de *k*-means; PC-ORD 5.0 para o procedimento de Permutação de Resposta Múltipla; Análise de Espécies Indicadoras, Análise de Componentes Principais e Análise de Correspondência Principal e NTSYS 2.1 para a Análise de Coordenadas Principais.

## 4. RESULTADOS

---

### 4.1. Obtenção dos escores de ordenação das unidades amostrais nos eixos da Análise de Coordenadas Principais (PCoA)

Os resultados da Análise de Coordenadas Principais (PCoA) (fig. 2) realizada para ordenar as 60 unidades amostrais do Lago do IAG e do Lago das Garças a partir dos dados de 108 táxons de diatomáceas foram sintetizados na tabela 1. Apenas os dois primeiros eixos foram mantidos para

interpretação, cujos autovalores (eixo 1 = 9,383; eixo 2 = 1,846) explicaram, conjuntamente, 38,6% da variabilidade total dos dados.

Tabela 1. Resultado da Análise de Coordenadas Principais (PCoA) sobre as 60 unidades amostrais do Lago do IAG e Lago das Garças e os 108 táxons de diatomáceas identificados.

	<b>Eixo 1</b>	<b>Eixo 2</b>
Autovalor	9,383	1,846
Variabilidade (%)	31,8	6,8
Variabilidade acumulada (%)	31,8	38,6

O primeiro eixo de ordenação claramente separou os reservatórios. Do lado direito deste eixo, foram ordenadas as unidades amostrais da região pelágica e da litorânea do reservatório oligotrófico, enquanto que do lado esquerdo foram situadas as unidades referentes à região pelágica, entrada 6 e entrada 7 do reservatório hipertrófico. No segundo eixo de ordenação, foi verificada uma tendência de separação temporal das unidades amostrais, porém, apenas com relação ao reservatório hipertrófico. Do lado positivo, foi posicionada a maioria das unidades amostrais do final do período chuvoso e a maior parte do seco e, do lado negativo, as unidades do final do período seco e inicial do chuvoso, das três regiões analisadas. Não foi observada separação espacial nem temporal entre as unidades do reservatório oligotrófico.

Tabela 2. Escores (autovetores) das unidades amostrais do Lago do IAG e do Lago das Garças nos 10 primeiros eixos da Análise de Coordenadas Principais (PCoA).

	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 3	Eixo 4	Eixo 5	Eixo 6	Eixo 7	Eixo 8	Eixo 9	Eixo 10
IPelSET	0,432	-0,023	0,037	-0,115	0,019	0,071	0,011	-0,111	-0,072	0,126
IPelOUT	0,400	-0,040	0,035	-0,128	0,028	0,079	0,014	-0,120	-0,070	0,096
IPelNOV	0,479	-0,023	-0,086	-0,147	0,023	0,040	0,040	-0,080	-0,065	0,000
IPelDEZ	0,455	0,036	0,107	0,072	-0,020	0,021	-0,152	-0,103	0,016	-0,106
IPelJAN	0,477	-0,003	-0,067	-0,005	0,006	-0,029	0,007	0,042	0,041	-0,224
IPelFEV	0,488	0,027	-0,059	-0,025	-0,001	-0,066	0,035	0,094	-0,028	-0,037
IPelMAR	0,494	0,015	-0,062	0,020	0,004	-0,047	0,036	0,100	0,090	-0,197
IPelABR	0,492	0,044	0,121	0,077	-0,024	0,009	-0,064	0,025	0,039	0,025
IPelMAI	0,501	0,006	-0,082	-0,037	0,018	-0,025	0,096	0,073	0,028	-0,039
IPelJUN	0,532	0,055	-0,037	0,102	0,001	-0,048	0,054	0,085	0,024	0,029
IPelJUL	0,449	-0,012	0,050	-0,098	0,013	0,059	0,001	-0,071	-0,025	0,086
IPelAGO	0,511	0,011	-0,066	-0,075	0,011	0,008	0,074	0,008	-0,019	0,063
ILitSET	0,448	-0,014	0,049	-0,071	0,014	0,059	0,002	-0,087	-0,057	0,090
ILitOUT	0,438	-0,021	0,023	-0,115	0,017	0,058	-0,019	-0,097	-0,045	-0,013
ILitNOV	0,451	0,000	0,010	-0,067	-0,013	0,030	-0,071	-0,103	-0,089	-0,008
ILitDEZ	0,443	0,040	0,110	0,081	-0,028	0,010	-0,160	-0,073	0,037	-0,121
ILitJAN	0,521	0,060	-0,016	0,085	-0,020	-0,036	-0,031	0,028	0,046	-0,063
ILitFEV	0,520	0,069	-0,028	0,095	-0,013	-0,055	0,016	0,070	0,060	-0,038
ILitMAR	0,461	0,009	0,063	-0,017	-0,010	0,010	-0,017	0,041	0,058	-0,040
ILitABR	0,480	0,042	0,102	0,132	-0,018	-0,027	-0,060	0,075	0,086	-0,091
ILitMAI	0,528	0,058	-0,040	0,099	0,002	-0,053	0,083	0,100	0,022	0,090
ILitJUN	0,531	0,063	-0,035	0,069	-0,005	-0,034	0,062	0,056	0,011	0,106

ILitJUL	0,490	0,042	0,108	0,053	-0,008	0,030	-0,043	-0,045	-0,034	0,139
ILitAGO	0,488	0,015	-0,072	-0,065	0,012	0,001	0,103	0,010	-0,034	0,152
GpelSET	-0,253	-0,287	0,279	0,281	0,001	0,060	0,075	-0,103	-0,192	-0,073
GpelOUT	-0,098	-0,405	0,113	0,010	-0,068	0,052	-0,112	0,071	0,033	-0,090
GpelNOV	-0,241	-0,214	-0,089	0,158	0,060	-0,107	-0,085	0,286	-0,180	0,117
GpelDEZ	-0,336	-0,231	0,017	0,140	-0,197	-0,074	-0,051	-0,163	0,194	0,036
GpelJAN	-0,359	0,133	0,144	-0,020	0,178	-0,254	-0,098	-0,045	-0,041	-0,001
GpelFEV	-0,380	0,132	0,105	0,001	-0,062	-0,207	-0,040	0,089	-0,053	0,049
GpelMAR	-0,406	0,085	0,243	0,028	0,021	-0,067	0,037	0,047	-0,010	-0,032
GpelABR	-0,370	0,240	0,208	0,087	-0,119	0,008	0,006	-0,086	0,123	0,056
GpelMAI	-0,368	0,192	-0,050	0,144	0,119	0,167	-0,122	-0,091	-0,062	-0,058
GpelJUN	-0,253	-0,137	-0,039	-0,115	-0,047	0,185	-0,121	0,127	-0,051	0,084
GpelJUL	-0,428	0,126	0,002	0,067	-0,030	0,068	-0,009	0,007	0,026	0,030
GpelAGO	-0,388	0,107	0,252	0,081	-0,088	0,018	0,124	0,024	0,049	0,083
GE6SET	-0,329	-0,129	0,139	0,256	-0,004	0,186	0,178	-0,065	0,030	0,017
GE6OUT	-0,302	-0,294	0,171	0,147	-0,023	0,097	-0,058	0,104	0,041	-0,027
GE6NOV	-0,282	-0,219	0,146	0,245	0,352	-0,108	0,011	-0,048	0,049	0,128
GE6DEZ	-0,335	0,035	-0,060	-0,146	-0,074	-0,195	-0,161	-0,058	0,025	0,013
GE6JAN	-0,373	0,024	0,148	-0,154	0,077	-0,108	0,042	-0,064	0,059	-0,037
GE6FEV	-0,313	-0,059	0,198	-0,179	0,018	-0,054	-0,005	0,087	-0,139	-0,146
GE6MAR	-0,293	-0,111	0,196	-0,276	-0,173	-0,127	0,093	-0,071	0,023	-0,057
GE6ABR	-0,331	0,179	0,016	-0,250	-0,081	0,075	-0,088	0,012	0,036	0,041
GE6MAI	-0,341	0,109	-0,018	-0,180	0,256	0,178	-0,063	0,034	0,023	-0,030
GE6JUN	-0,347	-0,025	-0,044	-0,052	0,017	0,295	-0,087	0,068	-0,061	-0,009
GE6JUL	-0,365	0,072	-0,038	-0,153	-0,073	0,170	-0,088	0,057	0,141	0,003
GE6AGO	-0,351	0,068	0,074	-0,228	-0,085	0,041	-0,035	0,026	0,011	0,060
GE7SET	-0,271	-0,344	-0,228	0,057	-0,077	-0,022	0,193	-0,089	0,095	0,029
GE7OUT	-0,259	-0,376	-0,216	-0,103	0,022	0,109	0,013	0,146	0,222	0,051
GE7NOV	-0,190	-0,532	-0,236	-0,081	0,113	-0,200	0,016	-0,062	-0,009	-0,024
GE7DEZ	-0,278	-0,119	-0,375	-0,076	0,106	-0,120	-0,073	-0,150	0,076	0,014
GE7JAN	-0,312	0,429	-0,085	-0,001	0,180	-0,229	-0,002	0,018	0,075	0,039
GE7FEV	-0,357	-0,001	0,061	-0,059	-0,024	-0,137	-0,004	0,054	-0,185	0,007
GE7MAR	-0,327	0,065	-0,010	-0,168	-0,188	-0,009	0,343	-0,006	-0,106	-0,128
GE7ABR	-0,410	0,295	-0,165	0,038	-0,097	0,009	0,058	0,064	0,044	0,018
GE7MAI	-0,319	0,058	-0,207	-0,021	0,364	0,143	0,126	-0,037	-0,090	-0,147
GE7JUN	-0,388	0,371	-0,097	0,130	0,014	0,098	0,116	0,080	0,020	0,021
GE7JUL	-0,328	0,300	-0,295	0,267	-0,039	0,049	-0,018	-0,154	-0,002	-0,062
GE7AGO	-0,229	0,006	-0,427	0,208	-0,355	-0,052	-0,128	-0,027	-0,232	-0,002

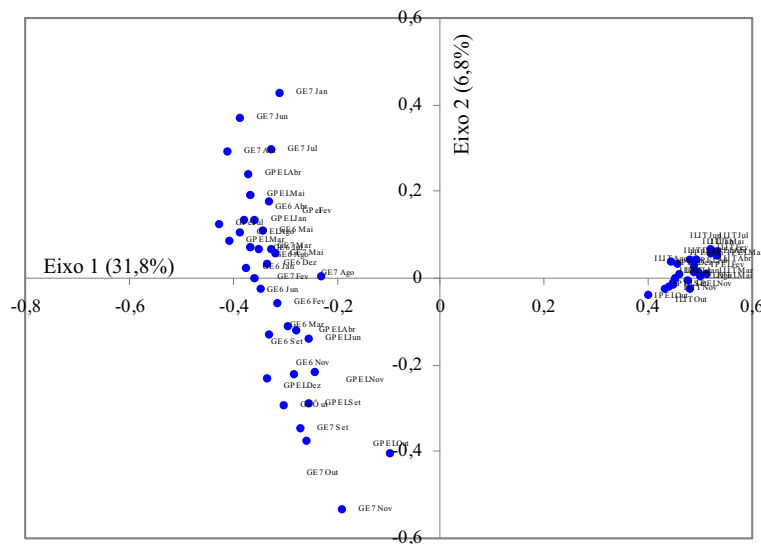


Figura 2. Ordenação pela Análise de Coordenadas Principais (PCoA) das unidades amostrais do Lago do IAG e Lago das Garças, com base em 108 táxons de diatomáceas.

#### 4.2. Definição dos grupos de unidades amostrais e das espécies indicadoras em cada grupo

A análise de agrupamento de  $k$ -means foi aplicada sobre os escores das unidades amostrais do Lago do IAG e do Lago das Garças nos 10 primeiros eixos de ordenação da Análise de Coordenadas Principais (PCoA) (tab. 2) anteriormente apresentada.

Números diferentes e sucessivamente maiores de grupos de unidades amostrais previamente definidos ( $k = 2$  a 8) foram testados e, de acordo com o Procedimento de Permutação de Resposta Múltipla (MRPP), aplicado sobre cada resultado das análises de  $k$ -means (tab. 3), que mostrou o aumento do valor da estatística A com o aumento do número de grupos. Este aumento foi, no entanto, pequeno e estável acima de três grupos ( $A = 0,33$  a  $0,35$ ) (fig. 3) e, conseqüentemente, o total de três grupos de unidades amostrais foi definido.

Tabela 3. Resultados do Procedimento de Permutação de Resposta Múltipla (MRPP) sobre os grupos previamente definidos por  $k$ -means.

Número de grupos	Estatística A
2	0,29
3	0,33
4	0,33
5	0,34
6	0,35
7	0,35
8	0,35

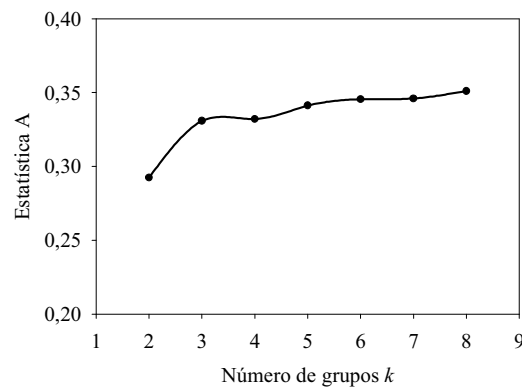


Figura 3. Evolução dos valores da Estatística-A calculados pelo Procedimento de Permutação de Resposta Múltipla (MRPP) sobre os resultados da Análise de  $k$ -means realizada com diferentes números de grupos previamente definidos.



Tabela 4. Principais grupos com as respectivas unidades amostrais definidos a partir da Análise de agrupamento de *k-means*.

	<b>Grupo 1</b>	<b>Grupo 2</b>	<b>Grupo 3</b>
Número de amostras	24	13	23
Número de locais	2	3	3
	IAG Pelágica SET	GARÇAS Pelágica SET	GARÇAS Pelágica JAN
	IAG Pelágica OUT	GARÇAS Pelágica OUT	GARÇAS Pelágica FEV
	IAG Pelágica NOV	GARÇAS Pelágica NOV	GARÇAS Pelágica MAR
	IAG Pelágica DEZ	GARÇAS Pelágica DEZ	GARÇAS Pelágica ABR
	IAG Pelágica JAN	GARÇAS Entrada 6 SET	GARÇAS Pelágica MAI
	IAG Pelágica FEV	GARÇAS Entrada 6 OUT	GARÇAS Pelágica JUN
	IAG Pelágica MAR	GARÇAS Entrada 6 NOV	GARÇAS Pelágica JUL
	IAG Pelágica ABR	GARÇAS Entrada 6 DEZ	GARÇAS Pelágica AGO
	IAG Pelágica MAI	GARÇAS Entrada 7 SET	GARÇAS Entrada 6 JAN
	IAG Pelágica JUN	GARÇAS Entrada 7 OUT	GARÇAS Entrada 6 FEV
	IAG Pelágica JUL	GARÇAS Entrada 7 NOV	GARÇAS Entrada 6 MAR
	IAG Pelágica AGO	GARÇAS Entrada 7 DEZ	GARÇAS Entrada 6 ABR
	IAG Litorânea SET	GARÇAS Entrada 7 AGO	GARÇAS Entrada 6 MAI
	IAG Litorânea OUT		GARÇAS Entrada 6 JUN
	IAG Litorânea NOV		GARÇAS Entrada 6 JUL
	IAG Litorânea DEZ		GARÇAS Entrada 6 AGO
	IAG Litorânea JAN		GARÇAS Entrada 7 JAN
	IAG Litorânea FEV		GARÇAS Entrada 7 FEV
	IAG Litorânea MAR		GARÇAS Entrada 7 MAR
	IAG Litorânea ABR		GARÇAS Entrada 7 ABR
	IAG Litorânea MAI		GARÇAS Entrada 7 MAI
	IAG Litorânea JUN		GARÇAS Entrada 7 JUN
	IAG Litorânea JUL		GARÇAS Entrada 7 JUL
	IAG Litorânea AGO		

Tabela 5. Valor indicativo (VI) e significância estatística ( $p$ ) dos táxons de diatomáceas selecionados pela Análise de Espécies Indicadoras como indicadoras dos grupos definidos pela Análise de  $k$ -means.

<b>Táxon</b>	<b>Grupo</b>	<b>Valor indicativo (VI)</b>	<b><math>p</math></b>
<i>Eunotia bilunaris</i> (morfotipo 1)	1	100	0,0001
<i>Achnantheidium microcephalum</i>	1	100	0,0001
<i>Eunotia rhomboidea</i>	1	99,4	0,0001
<i>Brachysira brebissonii</i>	1	95,8	0,0001
<i>Eunotia bilunaris</i> (morfotipo 2)	1	95,2	0,0001
<i>Eunotia minor</i>	1	87,5	0,0001
<i>Frustulia crassinervia</i>	1	79,2	0,0001
<i>Kobayasiella subtilissima</i>	1	79,2	0,0001
<i>Achnantheidium catenatum</i>	3	78,1	0,0001
<i>Aulacoseira ambigua</i>	3	71,7	0,0001
<i>Ulnaria acus</i>	3	66,8	0,0001
<i>Nitzschia</i> sp. 1	1	66,7	0,0001
<i>Gomphonema gracile</i>	3	66,5	0,0002
<i>Nitzschia gracilis</i>	3	66,5	0,0004
<i>Encyonema silesiacum</i>	1	65,5	0,0001
<i>Gomphonema parvulum</i>	3	64,6	0,0007
<i>Achnantheidium minutissimum</i>	3	64,4	0,0001
<i>Aulacoseira</i> sp.	1	62,5	0,0001
<i>Gomphonema pumilum</i>	3	60,9	0,0001
<i>Eunotia intermedia</i>	1	58,3	0,0001
<i>Gomphonema laticollum</i>	2	56,5	0,0008
<i>Navicula cryptocephala</i>	1	54,2	0,0001
<i>Chamaepinnularia mediocris</i>	1	54,2	0,0002
<i>Gomphonema affine</i> var. <i>rhombicum</i>	3	53,1	0,0006
<i>Navicula veneta</i>	3	47,8	0,0001
<i>Melosira varians</i>	2	46,2	0,0002
<i>Fragilaria javanica</i>	1	45,8	0,0001
<i>Amphora copulata</i>	2	40,9	0,0003
<i>Nitzschia palea</i>	2	34,1	0,0353
<i>Pinnularia nobilis</i>	1	33,3	0,0016
<i>Eunotia faba</i>	1	31	0,0124
<i>Encyonema</i> sp. 2	2	31	0,0056
<i>Eunotia flexuosa</i>	1	29,2	0,005
<i>Eolimna minima</i>	2	26,8	0,0248
<i>Navicula cryptotenella</i>	1	25	0,012
<i>Gomphonema affine</i> var. <i>affine</i>	2	23,1	0,009
<i>Planothidium rostratum</i>	3	21,7	0,0427
<i>Eunotia incisa</i>	1	20,8	0,0207
<i>Encyonema neogracile</i>	1	20,8	0,0177
<i>Gomphonema pseudoaugur</i>	3	17,4	0,0412
<i>Planothidium lanceolatum</i>	3	17,3	0,0438
<i>Gomphonema augur</i> var. <i>turris</i>	2	15,4	0,044

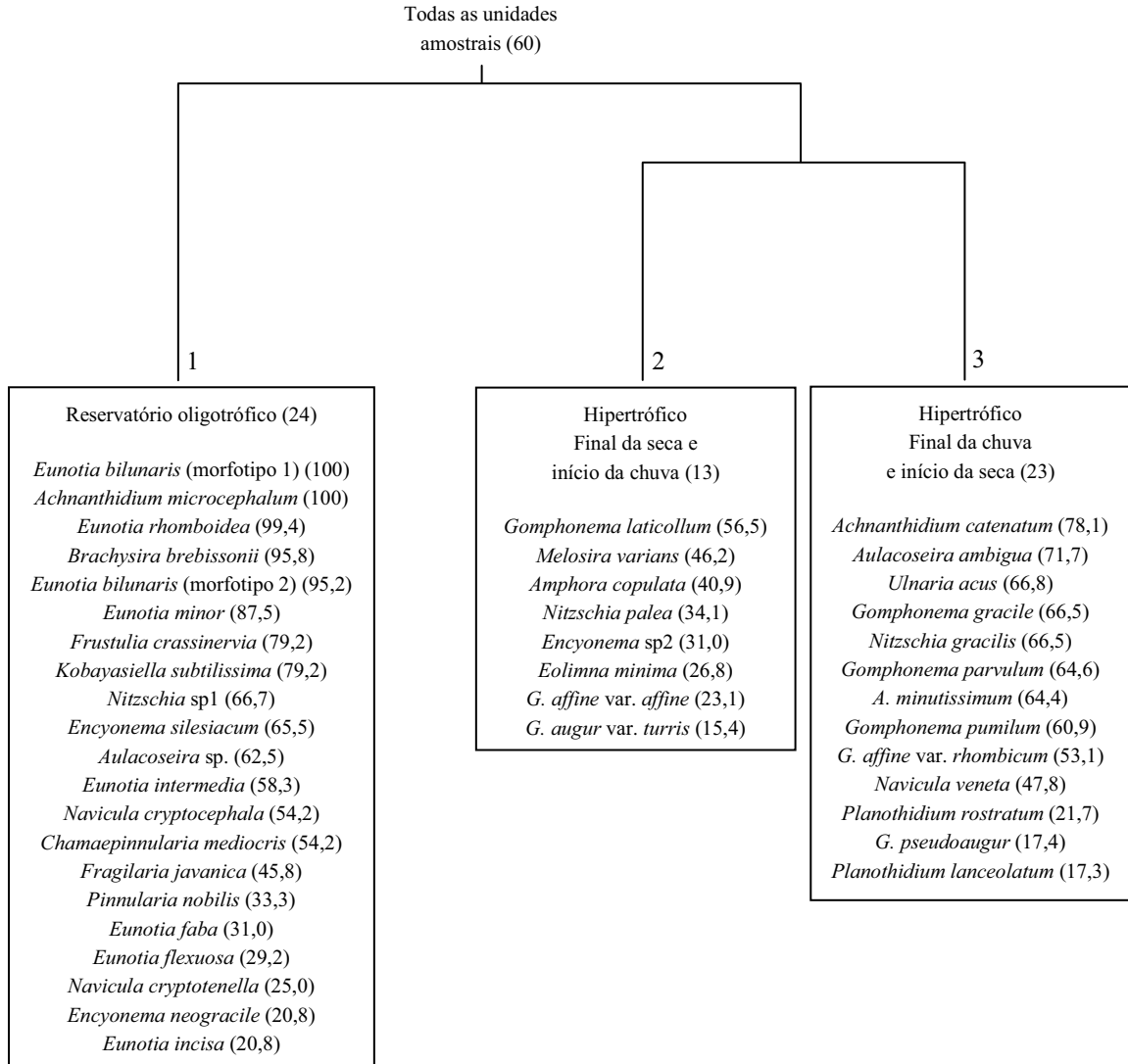


Figura 4. Representação da separação dos grupos pela Análise de agrupamento de *k*-means incluindo os táxons indicadores em cada grupo.

A figura 4 representa os resultados da classificação das amostras pela Análise de *k*-means (tab. 4) e as espécies selecionadas pela Análise de Espécies Indicadoras como indicadoras de cada grupo (tab. 5).

A primeira divisão contrastou os reservatórios. O grupo 1 foi formado por todas as unidades amostrais referentes à região pelágica e à litorânea do reservatório oligotrófico (24 unidades amostrais), enquanto que os grupos 2 e 3 o foi por todas as unidades amostrais referentes às três regiões (pelágica, entrada 6 e entrada 7) do sistema hipertrófico (36 unidades amostrais). O segundo nível de divisão separou as unidades amostrais do reservatório hipertrófico. Assim, o grupo 2

correspondeu àquelas da maioria das unidades amostrais dos meses do final do período seco e início do chuvoso de todas as regiões amostradas (13 unidades amostrais) e o grupo 3 àquelas da maioria dos meses finais do período chuvoso e iniciais do seco, também de todas as regiões (23 unidades amostrais).

O resultado da Análise de Espécie Indicadoras reuniu 42 táxons cujas densidades estiveram significativamente ( $p \leq 0,05$ ) associadas a algum dos grupos de unidades amostrais.

Entre os táxons componentes da comunidade de diatomáceas do ambiente oligotrófico (grupo 1), foram considerados indicadores os seguintes 21 táxons, por ordem de valor de importância (VI): *Eunotia bilunaris* (morfortipo 1) (VI = 100;  $p = 0,0001$ ), *Achnantheidium microcephalum* (VI = 100;  $p = 0,0001$ ), *Eunotia rhomboidea* (VI = 99,4;  $p = 0,0001$ ), *Brachysira brebissonii* (VI = 95,8;  $p = 0,0001$ ), *Eunotia bilunaris* (morfortipo 2) (VI = 95,2;  $p = 0,0001$ ), *Eunotia minor* (VI = 87,5;  $p = 0,0001$ ), *Frustulia crassinervia* e *Kobayasiella subtilissima* (VI = 79,2;  $p = 0,0001$ ), *Nitzschia* sp. 1 (VI = 66,7;  $p = 0,0001$ ), *Encyonema silesiacum* (VI = 65,5;  $p = 0,0001$ ), *Aulacoseira* sp. (VI = 62,5;  $p = 0,0001$ ), *Eunotia intermedia* (VI = 58,3;  $p = 0,0001$ ), *Navicula cryptocephala* (VI = 54,2;  $p = 0,0003$ ), *Chamaepinnularia mediocris* (VI = 54,2;  $p = 0,0002$ ), *Fragilaria javanica* (VI = 45,8;  $p = 0,0001$ ), *Pinnularia nobilis* (VI = 33,3;  $p = 0,0016$ ), *Eunotia faba* (VI = 31,0;  $p = 0,0124$ ), *Eunotia flexuosa* (VI = 29,2;  $p = 0,005$ ), *Navicula cryptotenella* (VI = 25,0;  $p = 0,0120$ ), *Encyonema neogracile* (VI = 20,8;  $p = 0,0177$ ) e *Eunotia incisa* (VI = 20,8;  $p = 0,0207$ ).

Representando a comunidade de diatomáceas do ambiente hipertrófico durante o final do inverno e início do verão e indicando o grupo 2, destacaram-se os oito táxons seguintes: *Gomphonema laticollum* (VI = 56,5;  $p = 0,0008$ ), *Melosira* sp. (VI = 46,2;  $p = 0,0002$ ), *Amphora copulata* (VI = 40,9;  $p = 0,0003$ ), *Nitzschia palea* (VI = 34,1;  $p = 0,0353$ ), *Encyonema* sp. 2 (VI = 31,0;  $p = 0,0056$ ), *Eolimna minima* (VI = 26,8;  $p = 0,0248$ ), *Gomphonema affine* var. *affine* (VI = 23,1;  $p = 0,009$ ) e *Gomphonema augur* var. *turris* (VI = 15,4;  $p = 0,044$ ).

Ainda com relação à comunidade de diatomáceas do reservatório hipertrófico, porém, do grupo 3, relativo ao final do período chuvoso e início do seco, os seguintes 13 táxons foram selecionados como indicadores: *Achnantheidium catenatum* (VI = 78,1;  $p = 0,0001$ ), *Aulacoseira ambigua* (VI = 71,7;  $p = 0,0001$ ), *Ulnaria acus* (VI = 66,8;  $p = 0,0001$ ), *Gomphonema gracile* (VI = 66,5;  $p = 0,0002$ ), *Nitzschia gracilis* (VI = 66,5;  $p = 0,0004$ ), *Gomphonema parvulum* (VI = 64,6;  $p = 0,0007$ ), *Achnantheidium minutissimum* (VI = 64,4;  $p = 0,0001$ ), *Gomphonema pumilum* (VI = 60,9;  $p = 0,0001$ ), *Gomphonema affine* var. *rhombicum* (VI = 53,1;  $p = 0,0006$ ), *Navicula veneta* (VI = 47,8;  $p = 0,0002$ ),

*Planothidium rostratum* (VI = 21,7;  $p = 0,0427$ ), *Gomphonema pseudoaugur* (VI = 17,4;  $p = 0,0412$ ) e *Planothidium lanceolatum* (VI = 17,3;  $p = 0,0438$ ).

#### 4.3. Caracterização limnológica dos grupos de unidades amostrais

Os grupos 2 e 3 (reservatório hipertrófico) apresentaram maiores valores médios, bem como maior variabilidade de quase todas as variáveis abióticas em relação ao grupo 1 (reservatório oligotrófico) (fig. 5). Mínimos, máximos, média, desvio e erro padrão e coeficiente de variação estão anotados na tabela 6.

pH, CO<sub>2</sub> total e CO<sub>2</sub> livre foram ao redor de uma vez maiores nestes grupos, enquanto que HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> e CO<sub>3</sub><sup>=</sup> foram sete e 133 vezes maiores, respectivamente. O grupo 3 superou, de modo geral, o grupo 2 por apresentar maiores valores destas variáveis. Condutividade e alcalinidade foram, em média, cerca de nove vezes maiores nos grupos 2 e 3. A concentração média de OD foi, por outro lado, ao redor de uma vez mais alta no grupo 1 em relação aos 2 e 3. Os valores de silicato foram, em média, aproximadamente iguais em todos os grupos.

NT foi aproximadamente 10 vezes maior nos grupos 2 e 3, em relação ao grupo 1. NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NO<sub>2</sub><sup>-</sup> e NH<sub>4</sub><sup>+</sup> foram, respectivamente, cerca de dois, seis e 15 vezes mais elevados no grupo 3 em relação ao 1. O grupo 2 apresentou os valores destas mesmas variáveis duas vezes menores e uma e cinco vezes maiores em relação ao grupo 1, respectivamente. No total, NID foi cerca de cinco vezes maior no grupo 3 em relação ao 1 e duas vezes maior no grupo 2 em relação ao mesmo grupo 1. Em geral, o grupo 3 superou o grupo 2 nas concentrações de nitrogênio.

Os valores médios de PSR não apresentaram diferenças relevantes entre os três grupos. PT e PDT foram, no entanto, aproximadamente 14 e quatro vezes maiores no grupo 2 em relação ao 1 e nove e três vezes, respectivamente, maiores no grupo 3 em relação ao 1. No caso destas últimas variáveis, o grupo 2 superou o 3 por apresentar concentrações mais elevadas.

A turbidez foi cerca de três vezes mais elevada no grupo 3 em relação aos grupos 2 e 1, enquanto que a profundidade do disco de Secchi foi ao redor de seis vezes maior nos grupos 2 e 3 em relação ao 1.

Tabela 6. Valores mínimo, máximo e médio, desvio (DP) e erro padrão (EP) e coeficiente de variação (CV%) das variáveis abióticas nos grupos 1, 2 e 3, definidos pela análise de *k*-means.

	Grupo 1						Grupo 2						Grupo 3					
	Min	Máx	Méd	DP	EP	CV (%)	Min	Máx	Méd	DP	EP	CV (%)	Min	Máx	Méd	DP	EP	CV (%)
pH	4,8	8,6	6,0	1,0	0,2	16,2	5,4	9,6	7,4	1,5	0,4	20,7	5,7	9,6	7,3	1,3	0,3	18,3
Cond ( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ )	13,0	39,0	27,5	5,2	1,1	18,9	204,0	318,0	242,6	31,5	8,7	13,0	172,0	348,0	241,1	66,6	13,9	27,6
OD ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	5,2	9,2	7,1	1,2	0,2	16,2	0,2	8,7	4,7	2,8	0,8	59,5	0,0	10,9	5,8	2,8	0,6	48,5
Alcal ( $\text{mEq}\cdot\text{L}^{-1}$ )	0,1	0,2	0,1	0,0	0,0	24,0	0,7	1,0	0,8	0,1	0,0	11,2	0,7	1,3	1,0	0,2	0,0	19,0
CO <sub>2</sub> total ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	5,4	217,2	70,1	76,5	15,6	109,2	28,0	344,7	92,8	96,5	26,8	104,0	33,6	228,8	89,3	64,6	13,5	72,3
CO <sub>2</sub> livre ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	0,0	211,4	64,4	76,3	15,6	118,5	0,0	308,4	57,2	94,2	26,1	164,9	0,0	183,9	45,4	62,1	13,0	136,8
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	5,3	13,2	7,9	1,9	0,4	23,7	34,6	59,4	48,0	7,7	2,1	16,1	39,9	76,5	59,6	13,3	2,8	22,4
CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup> ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	439,2	0,0	7,7	1,3	2,3	0,6	174,4	0,0	6,5	1,1	1,8	0,4	170,6
Turbidez (NTU)	0,0	26,5	12,5	9,6	2,0	77,0	5,5	23,5	11,4	6,3	1,7	55,3	3,5	86,0	36,2	27,1	5,7	74,9
NT ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )	14,4	2696,2	433,7	599,0	122,3	138,1	1230,3	6639,2	4445,8	1702,2	472,1	38,3	2740,1	7151,4	4291,6	1236,6	257,9	28,8
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )	39,1	300,0	148,2	58,3	11,9	39,4	8,0	387,0	69,9	139,5	38,7	199,5	8,0	645,4	246,3	216,0	45,0	87,7
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )	5,0	5,0	5,0	0,0	0,0	0,0	5,0	13,1	6,8	2,7	0,7	39,2	5,0	80,4	34,6	27,0	5,6	77,9
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )	10,0	198,3	54,8	55,0	11,2	100,3	10,0	743,0	312,0	306,3	85,0	98,2	10,0	2742,3	827,5	657,6	137,1	79,5
NID ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )	72,4	432,7	207,8	93,4	19,1	44,9	23,0	755,4	388,3	285,9	79,3	73,6	120,5	3015,7	1112,1	738,6	154,0	66,4
PSR ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )	4,0	10,2	5,6	2,4	0,5	43,2	4,0	10,6	4,5	1,8	0,5	40,3	4,0	12,7	6,2	2,6	0,5	41,4
PDT ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )	1,9	11,3	5,8	2,3	0,5	39,9	17,5	37,3	25,2	5,2	1,5	20,9	4,7	32,8	16,6	8,1	1,7	48,8
PT ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )	7,1	28,6	15,1	6,4	1,3	42,6	129,2	522,6	216,9	102,4	28,4	47,2	86,7	343,9	141,4	57,8	12,1	40,9
NT:PT	26,3	489,2	149,1	133,1	27,2	89,2	21,4	120,3	81,8	25,7	7,1	31,5	21,0	127,6	75,6	31,4	6,6	41,6
NID:PO4	38,6	239,2	94,2	55,9	11,4	59,3	12,7	408,6	203,3	161,0	44,7	79,2	46,5	1088,0	455,4	313,5	65,4	68,8
SiO <sub>2</sub> ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	1,9	3,0	2,4	0,4	0,1	15,5	2,0	3,6	2,6	0,6	0,2	23,4	1,4	3,2	2,1	0,5	0,1	24,0
Secchi (m)	1,0	2,7	1,5	0,5	0,1	33,9	0,1	0,4	0,2	0,1	0,0	39,2	0,1	0,5	0,3	0,1	0,0	31,5

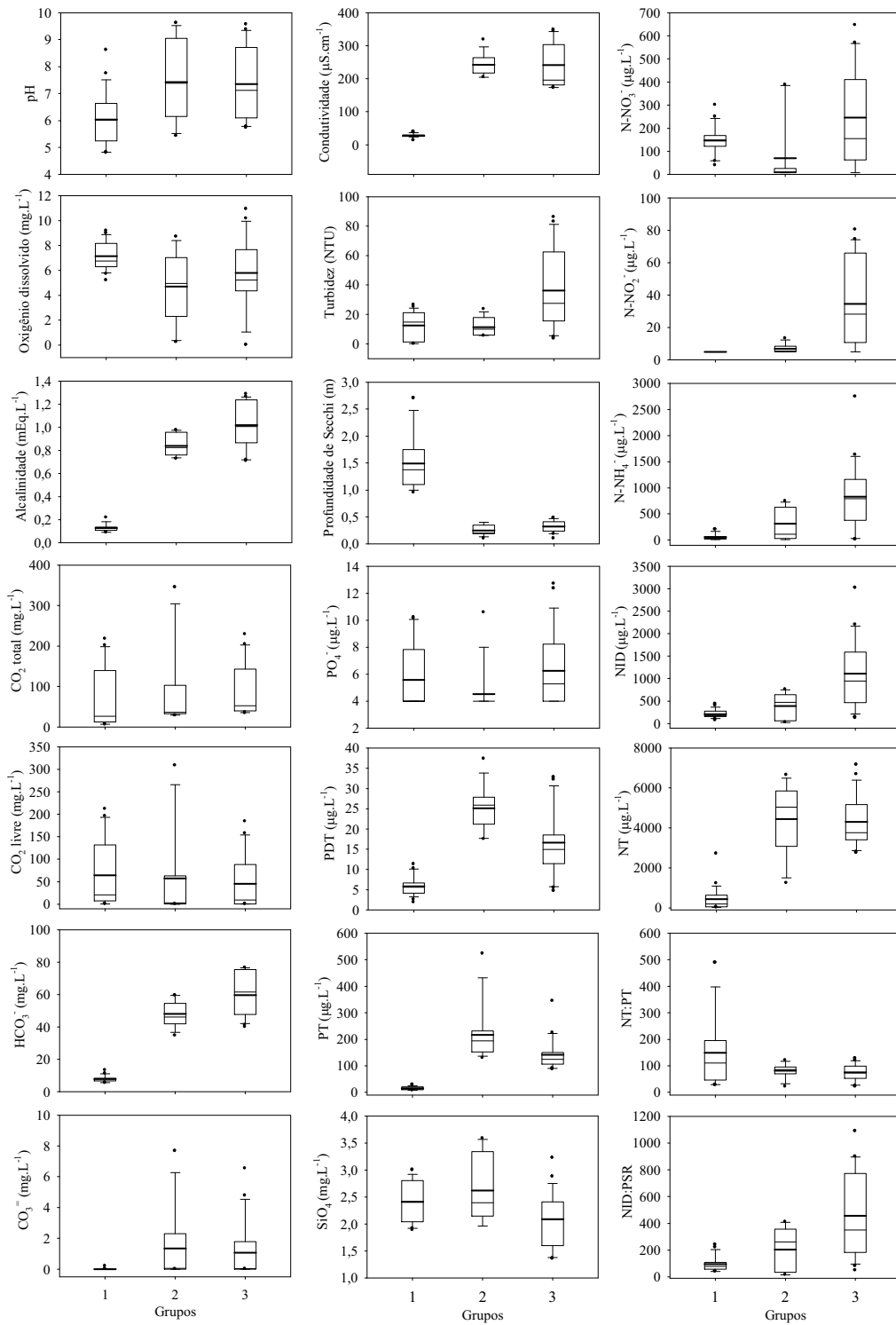


Figura 5. Gráficos de caixas esquemáticas das variáveis abióticas nos grupos de unidades amostrais 1 ( $n = 24$ ), 2 ( $n = 8$ ) e 3 ( $n = 23$ ) definidos pela análise de agrupamento de  $k$ -means. Foi representada média (linhas horizontais espessas), mediana (linhas horizontais finas) e valores máximos e mínimos (círculos cheios).

#### 4.4. Análise integrada das variáveis abióticas nos grupos separados pela análise de *k*-means

A análise de componentes principais referente aos grupos de unidades amostrais do Lago do IAG e do Lago das Garças definidos pela análise de *k*-means, resumiu 48,5% da variabilidade total dos dados no seu primeiro eixo de ordenação e 21,7 % da variabilidade dos dados no segundo eixo (tab. 7).

Condutividade (-0,966), fósforo total (-0,762), nitrogênio total (-0,744), nitrogênio inorgânico dissolvido (-0,645), potencial hidrogeniônico (-0,630) e razão molar N:P inorgânica (-0,480) foram mais bem correlacionadas e contribuíram mais para a ordenação do primeiro eixo, enquanto que fósforo solúvel reativo (-0,686), razão molar N:P inorgânica (0,664) e potencial hidrogeniônico (-0,576) o foram para a ordenação do segundo eixo.

O primeiro conjunto de unidades amostrais (grupo 1), que incluiu todas as unidades das regiões pelágica e litorânea do reservatório oligotrófico, foi ordenado do lado positivo do eixo 1 associado aos menores valores, principalmente, de condutividade, fósforo total, formas total e dissolvida de nitrogênio e pH. Do lado negativo do eixo 1, foram ordenados os grupos 2 e 3, em que foram incluídas as unidades amostrais do reservatório hipertrófico. Os grupos 2 e 3 foram associados aos maiores valores, principalmente, de condutividade, formas totais de nitrogênio e fósforo, formas dissolvidas de nitrogênio e pH.

A maioria das unidades amostrais do grupo 3 correspondentes aos meses finais do período chuvoso e grande parte dos meses secos de todas as regiões no reservatório hipertrófico ficaram isoladas no quadrante superior esquerdo do gráfico associadas, especialmente, aos maiores valores da razão molar N:P inorgânica e das formas de nitrogênio inorgânico dissolvido. No quadrante inferior esquerdo, por outro lado, ficou isolada grande parte das unidades amostrais correspondentes ao grupo 2 (meses finais do período seco e iniciais do chuvoso, nas três regiões do hipertrófico), relacionada aos maiores valores de fósforo solúvel reativo, pH e fósforo total.

Resumidamente, o primeiro componente principal revelou a escala de trofia dos ambientes, separando as unidades amostrais do grupo 1 (reservatório oligotrófico) das unidades amostrais dos grupos 2 e 3 (reservatório hipertrófico). O segundo componente evidenciou, por sua vez, uma tendência de separação das unidades amostrais referentes aos grupos 2 e 3, que incluem, respectivamente, as amostras do final do período chuvoso e da maior parte do seco e as do final do período seco e início do chuvoso, de todas as regiões do reservatório hipertrófico (fig. 6).



Tabela 7. Correlações de Pearson entre as variáveis abióticas nos grupos 1, 2 e 3 e os dois primeiros eixos de ordenação da PCA.

Variável	Eixo 1	Eixo 2
Condutividade (Cond)	<b>-0,966</b>	0,004
Nitrogênio total (NT)	<b>-0,744</b>	0,241
Nitrogênio inorgânico dissolvido (NID)	<b>-0,645</b>	0,442
Fósforo total (PT)	<b>-0,762</b>	-0,346
Fósforo solúvel reativo (PSR)	-0,073	<b>-0,686</b>
Razão N:P molar inorgânica (NPInorg)	<b>-0,480</b>	<b>0,664</b>
Potencial hidrogeniônico (pH)	<b>-0,630</b>	<b>-0,576</b>
Autovalor	14,066	6,278
“Broken stick”	10,738	6,597
Explicabilidade (%)	48,5	21,7

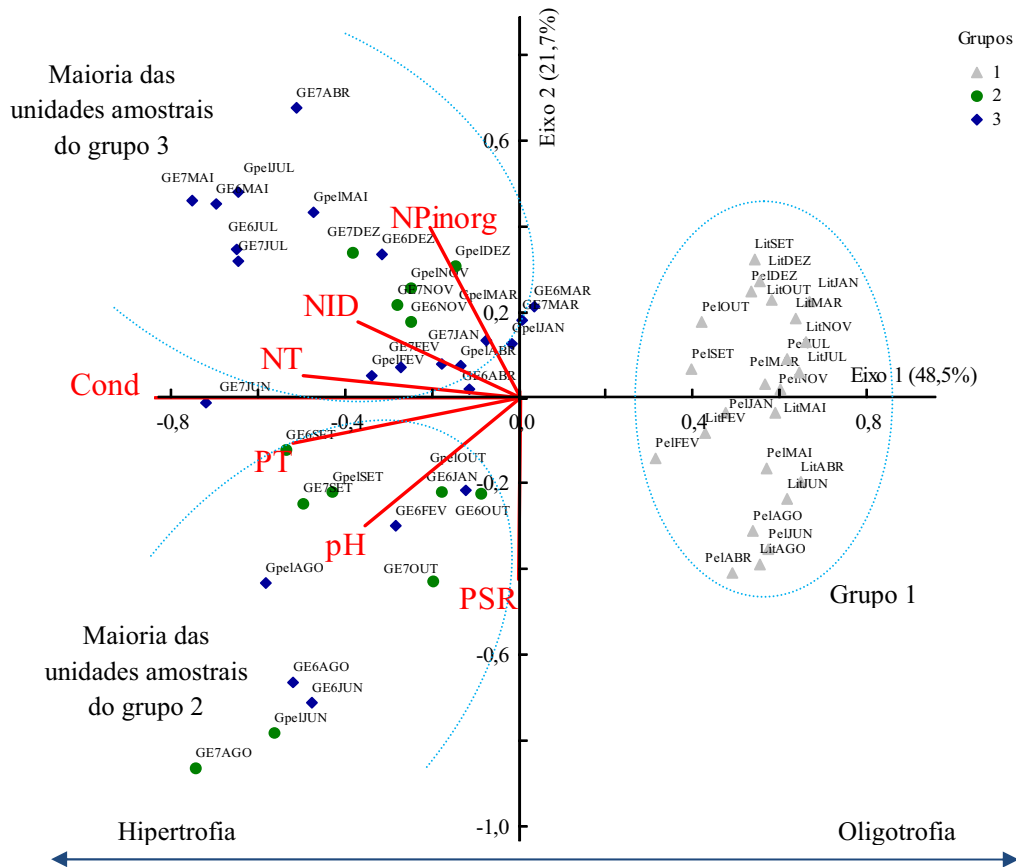


Figura 6. Ordenação pela PCA das unidades amostrais componentes dos grupos 1, 2 e 3 (definidos pela análise de *k*-means) em função das variáveis abióticas condutividade (Cond), nitrogênio total (NT), nitrogênio inorgânico dissolvido (NID), fósforo total (PT), fósforo solúvel reativo (PSR), razão N:P molar inorgânico (NPInorg) e potencial hidrogeniônico (pH).

#### 4.5. Análise integrada das variáveis abióticas e bióticas

A figura 7 e a tabela 8 resumiram os resultados da Análise de Correspondência Canônica (CCA) realizada para os grupos de unidades amostrais, a partir de seis variáveis abióticas e 42 táxons de diatomáceas. Os autovalores para os eixos 1 e 2 foram, respectivamente, 0,825 e 0,087 e resumiram, conjuntamente, 32,3% da variabilidade dos dados. As correlações espécie-ambiente foram de 0,967 para o eixo 1 e de 0,677 para o eixo 2, indicando forte relação entre as variáveis abióticas e biológicas. Ambas as variáveis foram estatisticamente significativas ( $p = 0,001$ ) conforme o Teste de Monte Carlo, mostrando que as relações entre as variáveis não foram ao acaso.

Tabela 8. Síntese da Análise de Correspondência Canônica (CCA) entre variáveis abióticas e biológicas (densidade de diatomáceas indicadoras) dos grupos de unidades amostrais 1, 2 e 3 e correlações das espécies com os dois primeiros componentes principais.

		<b>Eixo 1</b>	<b>Eixo 2</b>
Autovalores ( $\lambda$ )		0,825	0,087
Variância explicada (%)		29,2	3,1
Explicabilidade acumulada (%)		29,2	32,3
Correlação de Pearson (espécies-ambiente)		0,967	0,677
Teste de Monte Carlo ( $p$ ) - autovalores		0,001	0,001
Teste de Monte Carlo ( $p$ ) - correlações espécie-ambiente		0,001	0,001
Código	Táxon		
Ebil2	<b><i>Eunotia bilunaris</i> (morfortipo 2)</b>	<b>0,889</b>	-0,098
Ebil1	<b><i>Eunotia bilunaris</i> (morfortipo 1)</b>	<b>0,949</b>	-0,081
Amicr	<b><i>Achnantheidium microcephalum</i></b>	<b>0,944</b>	-0,067
Bbre	<b><i>Brachysira brebissonii</i></b>	<b>0,905</b>	-0,106
Erho	<b><i>Eunotia rhomboidea</i></b>	<b>0,948</b>	-0,109
Emin	<b><i>Eunotia minor</i></b>	<b>0,829</b>	-0,022
Fcras	<b><i>Frustulia crassinervia</i></b>	<b>0,764</b>	-0,052
Nsp1	<b><i>Nitzschia</i> sp. 1</b>	<b>0,673</b>	-0,024
Ausp	<b><i>Aulacoseira</i> sp.</b>	<b>0,681</b>	-0,148
Ncryp	<b><i>Navicula cryptocephala</i></b>	<b>0,619</b>	-0,120
Ksub	<b><i>Kobayasiella subtilissima</i></b>	<b>0,777</b>	-0,058
Ggra	<i>Gomphonema gracile</i>	-0,094	-0,073
Ncry	<i>Navicula cryptotenella</i>	0,346	0,071
Chasp	<b><i>Chamaepinnularia mediocris</i></b>	<b>0,590</b>	0,055
Eint	<b><i>Eunotia intermedia</i></b>	<b>0,658</b>	-0,172
Esil	<b><i>Encyonema silesiacum</i></b>	<b>0,671</b>	-0,006
Gpar	<i>Gomphonema parvulum</i>	-0,272	0,046
Efab	<i>Eunotia faba</i>	0,395	0,068
Efle	<i>Eunotia flexuosa</i>	0,431	-0,150
Einc	<i>Eunotia incerta</i>	0,362	-0,116
Fjav	<b><i>Fragilaria javanica</i></b>	<b>0,567</b>	-0,125
Eneo	<i>Encyonema neogracile</i>	0,325	0,096
Pnob	<b><i>Pinnularia nobilis</i></b>	<b>0,462</b>	0,005
Acat	<b><i>Achnantheidium catenatum</i></b>	<b>-0,642</b>	-0,079

Plan	<i>Planothidium lanceolatum</i>	-0,301	<b>-0,458</b>
Amin	<i>Achnanthydium minutissimum</i>	-0,436	0,044
Glat	<b><i>Gomphonema laticollum</i></b>	<b>-0,556</b>	<b>0,269</b>
Uacu	<i>Ulnaria acus</i>	<b>-0,559</b>	<b>-0,320</b>
Ngra	<i>Nitzschia gracilis</i>	<b>-0,769</b>	<b>-0,194</b>
Gpum	<i>Gomphonema pumilum</i>	-0,364	0,081
Eolm	<i>Eolimna minima</i>	-0,340	-0,093
Mesp	<b><i>Melosira sp.</i></b>	-0,245	<b>0,355</b>
Gatu	<i>Gomphonema augur</i> var. <i>turris</i>	-0,392	-0,061
Garh	<i>Gomphonema affine</i> var. <i>rhombicum</i>	-0,351	<b>-0,249</b>
Npal	<b><i>Nitzschia palea</i></b>	<b>-0,528</b>	0,027
Gpse	<i>Gomphonema pseudoaugur</i>	-0,148	-0,030
Aamb	<b><i>Aulacoseira ambigua</i></b>	<b>-0,514</b>	<b>-0,268</b>
Nven	<i>Navicula veneta</i>	-0,281	-0,029
Pros	<b><i>Planothidium rostratum</i></b>	-0,170	<b>0,133</b>
Acop	<b><i>Amphora copulata</i></b>	-0,250	<b>0,311</b>
Enc2	<i>Encyonema sp. 2</i>	-0,220	-0,074
Gafin	<i>Gomphonema affine</i> var. <i>affine</i>	-0,209	-0,203

Tabela 9. Correlações com os eixos, coeficientes canônicos e correlações “intra-set” da Análise de Correspondência Canônica (CCA) entre variáveis abióticas e biológicas dos grupos de unidades amostrais.

	Correlações com os eixos		Coeficientes canônicos		Correlações “intra-set”	
	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 1	Eixo 2
<b>Cond</b>	-0,935	-0,085	-1,380	0,158	-0,967	-0,126
<b>NT</b>	-0,822	0,143	-0,758	0,372	-0,850	0,211
<b>NID</b>	-0,590	-0,449	-0,147	-0,941	-0,610	-0,663
<b>PT</b>	-0,795	0,153	-0,366	0,233	-0,822	0,226
<b>PSR</b>	-0,012	-0,400	0,058	-0,482	-0,013	-0,591
<b>pH</b>	-0,484	-0,112	-0,038	-0,160	-0,500	-0,165

As correlações com os eixos, os coeficientes canônicos e as correlações “intra-set” apontaram condutividade (-0,935; -1,380 e -0,967, respectivamente) como a principal variável responsável pela ordenação do eixo 1, seguida por nitrogênio total (-0,822; -0,758 e -0,850, respectivamente), fósforo total (-0,795; -0,366 e -0,822, respectivamente) e nitrogênio inorgânico dissolvido (-0,590; -0,147 e -0,610, respectivamente). pH e fósforo solúvel reativo alternaram como variável subsequentemente mais importante, depois das anteriormente citadas, sobressaindo o pH conforme as correlações (-0,484 e -0,500, respectivamente) e, por outro lado, o fósforo solúvel reativo (0,058) conforme os coeficientes canônicos (tab. 9).

No eixo 2, as variáveis de maior peso na ordenação das unidades amostrais foram nitrogênio inorgânico dissolvido (-0,449; -0,941; -0,663) e fósforo solúvel reativo (-0,400; -0,482; -0,591), seguidas por fósforo total (0,153; 0,226), nitrogênio total (0,143; 0,211), pH (-0,112; -0,165) e condutividade (-0,085; -0,126) de acordo com as correlações com os eixos e correlações “intra-set”, respectivamente; e por nitrogênio total (0,372), fósforo total (0,233), pH (-0,160) e condutividade (0,158), conforme os coeficientes canônicos.

O eixo 1 representou o gradiente trófico dos reservatórios. As unidades amostrais componentes do grupo 1 (reservatório oligotrófico) situaram-se do lado direito do gráfico, relacionadas aos menores valores, primeiro de condutividade e nutrientes totais e, em seguida, de pH e das formas dissolvidas de nutrientes. Entre as espécies descritoras deste grupo, as mais bem correlacionadas e agrupadas deste lado do eixo 1 foram *Eunotia bilunaris* (morfotipo 1) (0,949), *Eunotia rhomboidea* (0,948), *Achnanthydium microcephalum* (0,944), *Brachysira brebissonii* (0,905), *Eunotia bilunaris* (morfotipo 2) (0,899), *Eunotia minor* (0,829), *Kobayasiella subtilissima* (0,777), *Frustulia crassinervia* (0,764), *Aulacoseira* sp. (0,681), *Nitzschia* sp. 1 (0,673), *Encyonema silesiacum* (0,671), *Eunotia intermedia* (0,658), *Navicula cryptocephala* (0,619), *Chamaepinnularia mediocris* (0,590), *Fragilaria javanica* (0,567) e *Pinnularia nobilis* (0,462).

Do lado negativo do eixo 1, foram ordenadas as unidades amostrais dos grupos 2 e 3 (reservatório hipertrófico), associadas aos maiores valores de condutividade, formas totais de nutrientes, formas dissolvidas de nutrientes e pH. *Nitzschia gracilis* (-0,769), *Achnanthydium catenatum* (-0,642), *Ulnaria acus* (-0,559), *Gomphonema laticollum* (-0,556), *Nitzschia palea* (-0,528) e *Aulacoseira ambigua* (-0,514) foram as espécies que apresentaram as maiores correlações com o lado negativo do eixo 1.

O eixo 2 revelou a tendência de isolamento dos grupos 2 e 3, em que são incluídas as unidades amostrais do reservatório hipertrófico. Do lado positivo do eixo, associadas aos maiores valores de nitrogênio total e fósforo total, foram ordenadas praticamente todas as unidades amostrais do grupo 2 correspondentes aos meses finais do período seco e iniciais do chuvoso, além de parte das unidades do grupo 3 (final do período chuvoso) das três regiões deste reservatório. As espécies mais bem correlacionadas com este lado do eixo fazem, no entanto, parte das descritoras do grupo 2 e são *Amphora copulata* (0,311), *Melosira* sp. (0,355) e *Gomphonema laticollum* (0,269).

Do lado negativo do eixo 2, foi alocada grande parte das unidades amostrais do grupo 3, especialmente as correspondentes ao período seco. Foram associadas, principalmente, aos maiores valores de nitrogênio inorgânico dissolvido e fósforo solúvel reativo. *Planothidium lanceolatum* (-

0,458), *Ulnaria acus* (-0,320), *Gomphonema affine* var. *rhombicum* (-0,249), *Aulacoseira ambigua* (-0,268) e *Nitzschia gracilis* (-0,194) foram as espécies descritoras do grupo 3 com as maiores correlações com este lado do eixo 2.

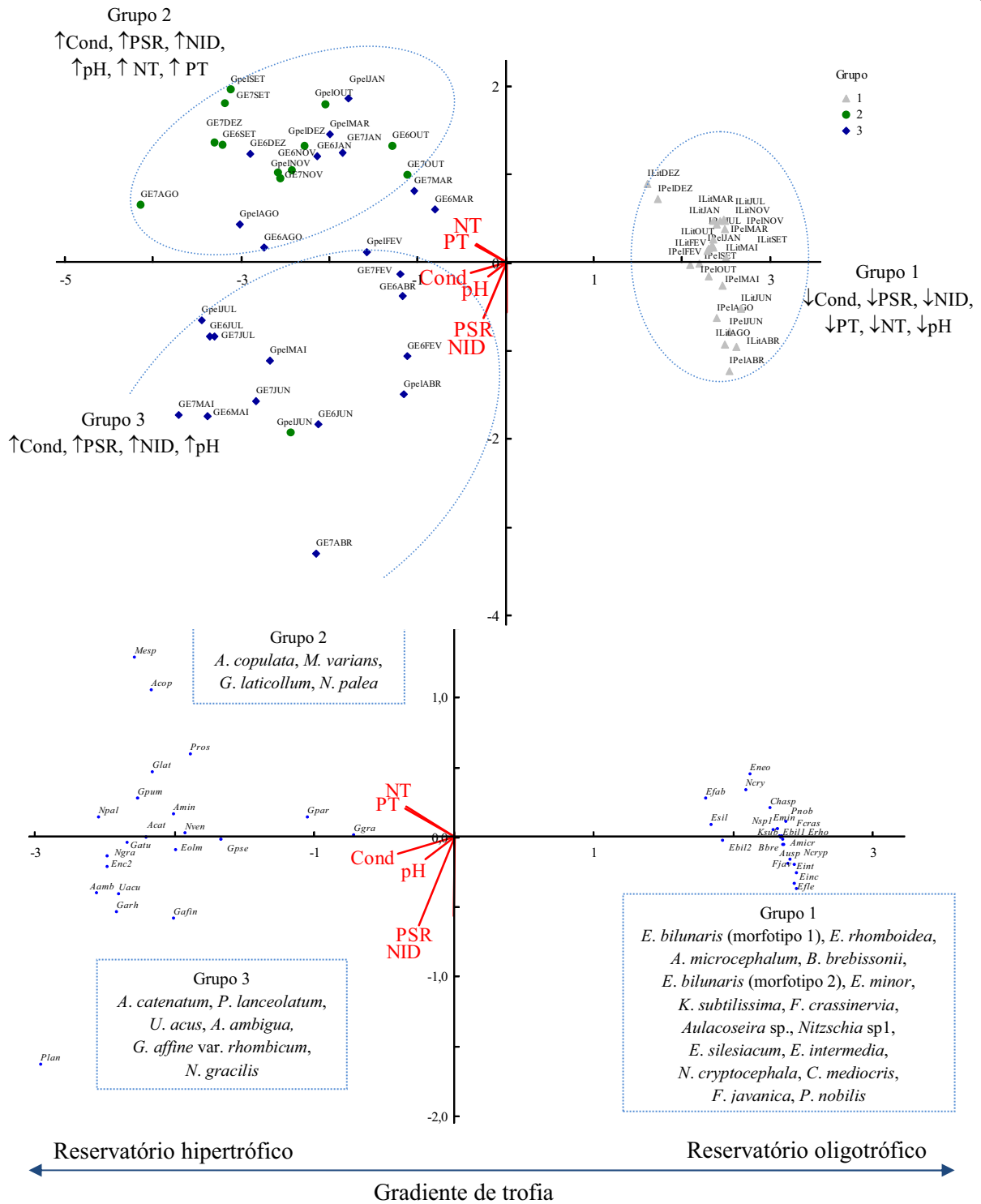


Figura 7. Ordenação pela CCA das unidades amostrais dos grupos 1, 2 e 3 definidos pela Análise de *k*-means em função das variáveis abióticas fósforo solúvel reativo (PSR), fósforo total (PT), nitrogênio inorgânico dissolvido (NID), nitrogênio total (NT), condutividade (Cond) e potencial hidrogeniônico (pH) e da densidade dos táxons de diatomáceas selecionados como indicadores pela Análise de Espécies Indicadoras (legenda dos códigos na tab. 8).

#### 4.6. Índices biológicos

Valores médios, desvio padrão e coeficientes de variação dos índices calculados são apresentados na tabela 10, enquanto que a variação temporal nas regiões de cada reservatório e a amplitude nos grupos o são, respectivamente, nas figuras 8 e 9.

Os valores do TDIL foram similares entre os grupos 1, 2 e 3, refletindo a pouca variabilidade observada durante o intervalo temporal estudado (fig. 8). A média do TDIL para o período estudado indicou estado ecológico (trófico) médio tanto para o reservatório oligotrófico quanto para o hipertrófico, em todas as regiões e também em todos os grupos. No entanto, de acordo com este índice, estado ecológico tolerável foi verificado em alguns meses nas duas regiões do sistema oligotrófico (dezembro/2006 a março/2007) e em alguns meses no sistema hipertrófico (setembro/2006, outubro/2006 e julho/2007 na região pelágica; setembro/2006 e outubro/2006 na entrada 6; e novembro/2006 na entrada 7). Em maio/2007, o índice definiu a entrada 7 do reservatório hipertrófico em estado ecológico bom.

Exceto em dezembro/2006 (região pelágica) e em dezembro/2006 e março/2007 (região litorânea), em todos os demais meses o reservatório oligotrófico apresentou nível baixo de poluição de acordo com o IBQA, o que influenciou as médias observadas tanto para as regiões quanto para o grupo 1. No reservatório hipertrófico, contudo, as médias deste índice indicaram nível alto de poluição em todas as entradas e também nos grupos referentes a este reservatório. Em alguns meses, os valores do referido índice mostraram baixo nível de poluição (setembro/2006 na região pelágica e na entrada 6; e junho-julho/2007 na entrada 7), moderada poluição (outubro-novembro/2006 e julho/2006 na região pelágica; outubro/2006 e julho/2007 na entrada 6; e outubro e dezembro/2006 e maio/2007 na entrada 7). De acordo com o IBQA, apenas na entrada 7, em janeiro/2007, o reservatório apresentou poluição muito alta.

Considerando o IBD, o reservatório oligotrófico apresentou estado de qualidade ecológica alto durante todo o intervalo estudado, nas duas regiões, enquanto que o hipertrófico apresentou estado moderado de qualidade ecológica em todos os meses e nas três regiões estudadas. A maior variabilidade temporal foi observada nas entradas 6 e 7 do reservatório hipertrófico, em função da diminuição dos valores do índice respectivamente nos meses fevereiro/2007 e outubro-dezembro/2006.

Os valores do TDI foram menores nas unidades amostrais do reservatório oligotrófico e, conseqüentemente, no grupo 1 e indicaram por isso melhor estado ecológico da água nesse ambiente em relação às unidades amostrais do reservatório hipertrófico (grupos 2 e 3). Considerando a variação temporal, os maiores valores foram observados entre dezembro/2006 e abril/2007 em ambas as regiões

do reservatório oligotrófico. No hipertrófico, entretanto, foi um pouco mais homogêneo, apresentando máximos em maio/2007 na região pelágica e na entrada 6 e em janeiro/2007 na entrada 7.

Tabela 10. Valores médios, desvio padrão e coeficiente de variação do Índice Trófico de Diatomáceas para Lagos (TDIL), Índice Biológico de Qualidade de Água (IBQA) e Índice Biológico de Diatomáceas (IBD) nas regiões pelágica e litorânea do Lago do IAG, pelágica e entradas do Lago das Garças e nos grupos 1, 2 e 3 separados pela análise de *k*-means.

		IAG Pel	IAG Lit	Gar Pel	Gar E6	Gar E7	Grupo 1	Grupo 2	Grupo 3
TDIL	Média	2,1	2,2	2,1	2,1	2,3	2,2	2,0	2,2
	DP	0,4	0,3	0,3	0,3	0,4	0,3	0,3	0,3
	CV (%)	16,6	15,5	13,1	15,6	16,2	15,7	14,9	15,1
IBQA	Média	1,2	1,2	2,1	2,2	2,1	1,2	2,0	2,2
	DP	0,2	0,2	0,5	0,4	0,7	0,2	0,5	0,4
	CV (%)	19,7	17,9	21,6	20,2	31,6	18,4	27,0	20,2
IBD	Média	20,0	20,0	14,8	13,5	13,4	20,0	12,4	14,5
	DP	0	0	1,4	2,9	3,0	0	2,0	2,5
	CV (%)	0	0	9,6	21,8	22,8	0	15,8	17,3
TDI	Média	22,8	22,6	52,0	55,5	52,7	22,8	22,6	52,0
	DP	4,6	5,5	7,8	11,1	14,3	4,6	5,5	7,8
	CV (%)	20,3	24,2	15,0	20,1	27,2	20,3	24,2	15,0



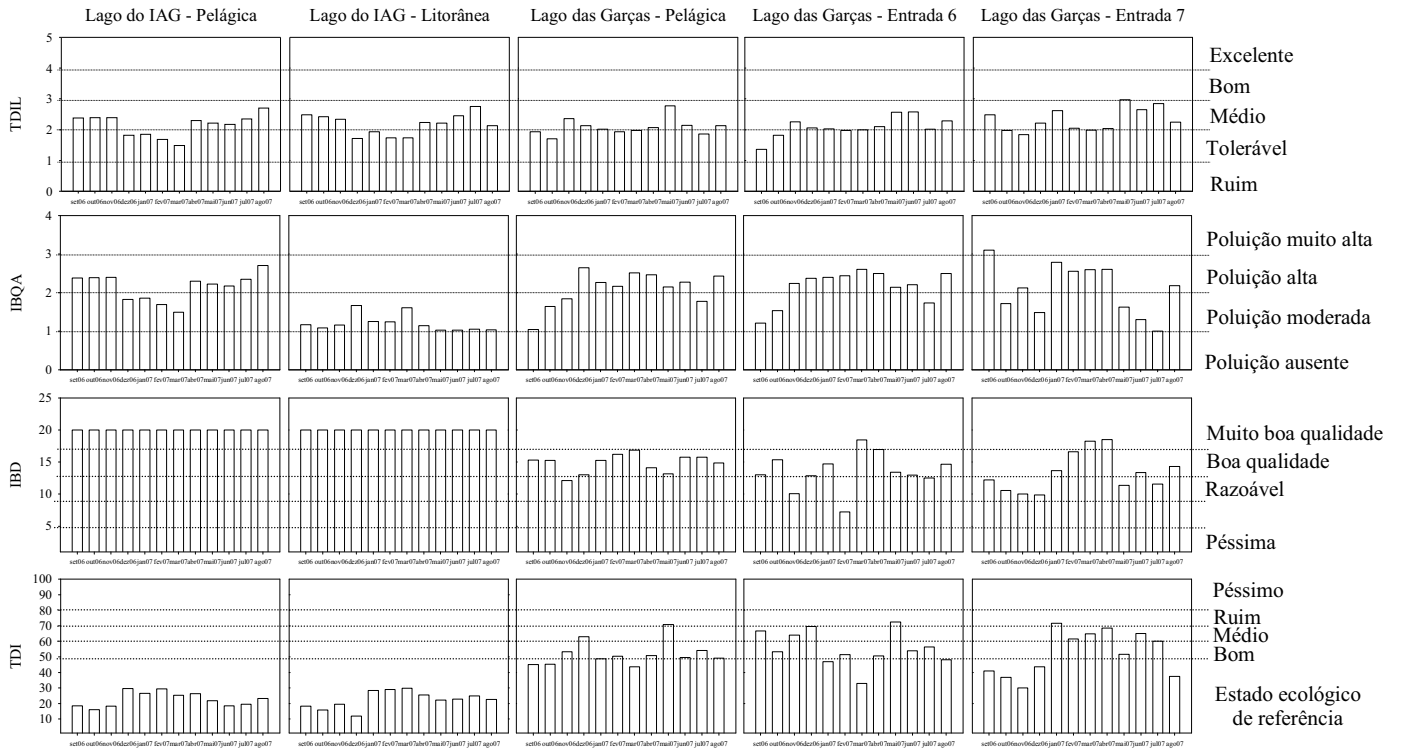


Figura 8. Evolução temporal do Índice Trófico de Diatomáceas para Lagos (TDIL), Índice Biológico de Qualidade de Água (IBQA), Índice Biológico de Diatomáceas (IBD) e Índice Trófico de diatomáceas (TDI).

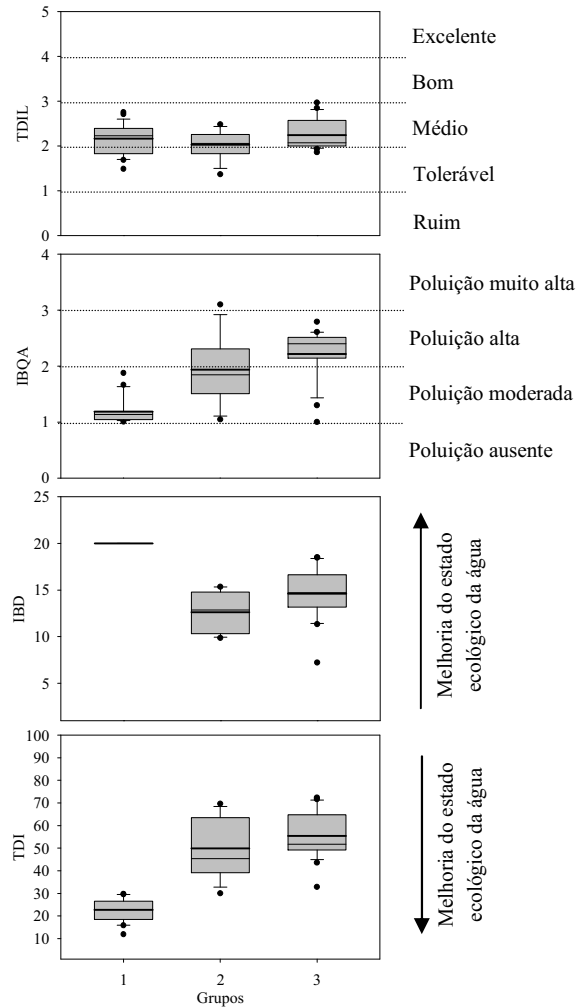


Figura 9. Gráficos de caixas esquemáticas do Índice Trófico de Diatomáceas para Lagos (TDIL), Índice Biológico de Qualidade de Água (IBQA), Índice Biológico de Diatomáceas (IBD) e Índice Trófico de Diatomáceas (TDI) nos grupos de unidades amostrais 1 ( $n = 24$ ), 2 ( $n = 8$ ) e 3 ( $n = 23$ ) definidos pela análise de agrupamento de  $k$ -means. Foram representadas média (linhas horizontais espessas), mediana (linhas horizontais finas) e valores máximos e mínimos (círculos cheios).

## 5. DISCUSSÃO

As comunidades de diatomáceas das unidades amostrais estudadas nos reservatórios Lago do IAG e Lago das Garças foram repartidas em três grupos em função da composição e abundância das espécies. A primeira e principal divisão separou as unidades amostrais do reservatório oligotrófico, caracterizado-as como grupo 1, daquelas do reservatório hipertrófico. Nesta última divisão, as

unidades amostrais foram separadas em duas comunidades particulares de diatomáceas, caracterizando-as como grupos 2 e 3.

A nítida separação entre o grupo 1 e os grupos 2 e 3 e a tendência de separação entre os grupos 2 e 3 foram também observadas tanto ao longo dos eixos da PCA (sumarizando os dados abióticos), quanto da CCA (sumarizando dados abióticos e bióticos). Da mesma forma, o primeiro e o segundo mais importante gradiente ambiental foram representados, respectivamente, pelos eixos 1 e 2 da PCA e confirmados pela CCA. Isto indica que os grupos separados pela Análise *k*-means, com base nas comunidades, também foram caracteristicamente diferentes quanto às variáveis abióticas e que a composição das espécies indicadoras nestes grupos foi correlacionada com as variáveis abióticas em ambos os reservatórios.

Condutividade elétrica, nutrientes (principalmente as formas totais de nitrogênio e fósforo) e pH foram, em ordem de importância de valor, as variáveis de maior peso na ordenação das unidades amostrais e das espécies ao longo do eixo 1 isolando, do lado positivo deste eixo, o grupo 1, associado aos menores valores destas variáveis e, do lado negativo do eixo, os grupos 2 e 3, correlacionados com os maiores valores das referidas variáveis.

Condutividade está fortemente relacionada com o pH da água. No entanto, pode também integrar vários processos que ocorrem em nível de bacia hidrográfica, indicando a natureza da bacia ou, como sugerido por Soininen *et al.* (2004b) e Biggs *et al.* (1990, 1995), atuando como um substituto pronto e conservativo para o enriquecimento nutricional. A condutividade pode, portanto, indicar o nível relativo de suprimento de nutrientes em diversos ambientes. Levando em conta essas considerações, é possível assumir o gradiente trófico revelado pelas análises multivariadas como o principal fator direcionador da composição de espécies de diatomáceas nos reservatórios estudados.

A importância da condutividade seguida pela concentração de nutrientes como os principais fatores a influir na estruturação das comunidades de diatomáceas já foi demonstrada não apenas em ambientes lóticos (Rimet 2009, Stevenson *et al.* 2008b, Torrisi *et al.* 2008, Torrisi & Dell'Uomo 2006, Soininen 2004a, Potapova & Charles 2003, Munn *et al.* 2002, Verb & Vis 2000, Pan *et al.* 1999, Biggs 1990, 1995), mas também em ambientes lênticos (King *et al.* 2000, Lim *et al.* 2001, Hall & Smoll 1992, DeNicola 2004), em uma ampla escala geográfica. No Brasil, condutividade e nutrientes também foram as mais importantes variáveis na determinação da composição de espécies de diatomáceas em sistemas lóticos (Lobo *et al.* 2004) e em reservatórios (Silva 2009).

Pelo fato da concentração iônica ser uma variável reguladora de muitos processos fisiológicos da biota aquática, o pH vem sendo uma das características de qualidade da água mais discutidas e a

dependência das diatomáceas às concentrações dos íons hidrogênio na água tem recebido atenção constante por parte dos especialistas (Huttunen & Meriläinen 1983).

Das espécies indicadoras do grupo 1, aproximadamente 40% pertencem ao gênero *Eunotia*. De acordo com Patrick (1977) e DeNicola (2000), este gênero, assim como *Frustulia* e *Pinnularia*, é geralmente bem representado em águas ácidas. Sobre as indicadoras dos grupos 2 e 3, a maioria é considerada característica de águas com pH neutro ou alcalino.

O pH parece ter, portanto, entre as variáveis de maior importância, influência capital, não apenas na composição específica, mas também na riqueza de táxons. Considerando as abundâncias relativas, a maioria dos táxons mostra preferência por uma amplitude de pH razoavelmente estreita (Battarbee *et al.* 1986, van Dam *et al.* 1994) e, em relação ao número de táxons, apesar de estudos demonstrarem que, em geral, a acidificação experimental diminui a riqueza (Planas 1996, Patrick 1968), a flora de diatomáceas pode ser razoavelmente rica em ambientes onde o pH entre 4,5 e 5,0 é uma condição natural (DeNicola 2004, Charles 1985). Neste estudo, o maior número de táxons de diatomáceas, foi observado no reservatório oligotrófico (grupo 1), inclusive das espécies consideradas indicadoras, cuja média de pH durante o período deste estudo foi de 6,0, com valor mínimo de 4,8. Assim, apesar de não ter sido a principal variável, o pH certamente contribuiu para explicar as diferenças na composição e na riqueza de espécies de diatomáceas nos dois reservatórios.

Embora ainda seja amplamente discutida a adequabilidade das informações ecológicas dos táxons de diatomáceas (devido a inconsistências na taxonomia ou nas medições das variáveis químicas, diferenças na amostragem, variações geográficas nas interações ambientais, características dos conjuntos de dados, insuficiência de informações autoecológicas, além de outras) (Denys 2004), a localização da maioria das espécies ao longo do eixo 1 da CCA é consistente com suas características de tolerância à eutrofização/poluição, assim como ao pH, informadas pela literatura.

Do lado positivo do eixo 1, apresentando os maiores escores neste eixo e associadas aos menores valores de condutividade, nutrientes e pH, foram alocadas as espécies consideradas significativamente indicadoras do grupo 1, formado pelas unidades amostrais do Lago do IAG. O Lago do IAG é um reservatório tipicamente oligotrófico de acordo com o índice de estado trófico calculado para o período (veja capítulo 1) e com base em estudos prévios (Ferragut 1999, 2004, Lopes *et al.* 2005, Vercellino & Bicudo 2006).

Entre as espécies com maiores valores de importância deste grupo, *Eunotia rhomboidea*, *Brachysira brebissonii*, *Frustulia crassinervia*, *Kobayasiella subtilissima*, *Chamaepinnularia mediocris*, *Pinnularia nobilis* e *Eunotia faba* são espécies reconhecidas como acidófilas ou

acidobiônticas, oligosapróbicas e/ou oligotróficas, com altos requerimentos de oxigênio dissolvido (van Dam *et al.* 1994, Patrick & Reimer 1966). *Eunotia incisa* e *Eunotia flexuosa* possuem as mesmas características, mas também foram classificadas como oligo-mesotróficas pelos referidos autores. Da mesma forma, *Eunotia bilunaris*, apesar de considerada indiferente quanto ao pH por van Dam *et al.* (1994), já foi encontrada no perifiton de corpos d'água ácidos, oligotróficos a distróficos (Alles *et al.* 1991).

*Eunotia rhomboidea*, *Brachysira brebissonii*, *Eunotia minor*, *Frustulia crassinervia*, *Kobayasiella subtilissima*, *Eunotia faba* e *Eunotia incisa*, em especial, já foram associadas aos menores valores de pH e nutrientes tanto em ambientes lóticos (ex. Krstic *et al.* 1999, Passy & Bode 2004, Soininen 2004, Kovács *et al.* 2006, Potapova & Charles 2007), quanto em lagos rasos, pequenos, oligotróficos, com baixa condutividade, produtividade e impacto antrópico (ex. Huttunen & Meriläinen 1983, Weckström *et al.* 1997, Ziller & Economou 1998, Kohrola *et al.* 1999, Bigler *et al.* 2000) de várias regiões, inclusive do Brasil (Lobo *et al.* 2004, Silva 2009).

Ainda com relação às espécies acima citadas, Ferragut (2004) observou decréscimo, em um estudo experimental levado a efeito no Lago do IAG, da frequência de ocorrência de *Eunotia bilunaris*, *Eunotia incisa* e *Eunotia faba* em condições de enriquecimento isolado por fósforo e combinado por fósforo e nitrogênio, confirmando a preferência destas espécies por ambientes com baixa concentração de nutrientes.

Por outro lado, nesse mesmo estudo, Ferragut (2004) observou que *Frustulia crassinervia*, apesar de fazer parte do “pool” natural de espécies do reservatório, apresentou maior frequência de ocorrência no perifiton após enriquecimento por nutrientes, o que também foi verificado por Lopes *et al.* (2009), porém, em um estudo observacional envolvendo o fitoplâncton. Neste último caso, a espécie destacou-se como descritora da comunidade fitoplanctônica do Lago do IAG, principalmente em condições de aumento da disponibilidade de fósforo total na coluna d'água. Ampla distribuição de *Frustulia crassinervia* foi também verificada em ambiente lótico do sul do Brasil, independente do grau de trofia/saprobidade dos trechos analisados (Salomoni *et al.* 2006). Existem indícios, portanto, de que *Frustulia crassinervia* pode apresentar uma maior amplitude ecológica do que aquela até agora registrada.

*Navicula cryptotenella* é, da mesma forma, mais um caso de espécie com ampla faixa de distribuição ou que precisa de uma melhor caracterização ecológica. Na literatura, a espécie está citada entre as mais comuns em rios impactados pela agricultura (Winter & Duthie 2000b) e em águas deterioradas de rios húngaros (Ács *et al.* 2004) e brasileiros (Lobo *et al.* 1996), sendo considerada

tolerante a nutrientes inorgânicos, porém, indiferente ao estado de trofia do sistema (van Dam *et al.* 1994, Patrick & Reimer 1966). Para rios japoneses (Kobayasi & Mayama 1989) e australianos (Newal & Walsh 2005), no entanto, a mesma espécie tem sido referida como sensível à poluição. Em reservatório oligotrófico do sul do Brasil, *Navicula cryptotenella* foi registrada como abundante em condições de concentração média de fósforo total e baixa de nitrato (Silva 2008).

Como foi salientado por Winter & Duthie (2000a), a maioria das informações ecológicas sobre diatomáceas está baseada puramente em observações empíricas, enquanto que a validação experimental das respostas de suas espécies aos estressores ainda é escassa. As observações citadas anteriormente evidenciam não apenas a importância de estudos observacionais com uma maior base de dados, mas também de estudos experimentais, associados a uma avaliação crítica das ferramentas metodológicas, nas quais os conjuntos de dados estão baseados, para a confirmação da autecologia de muitas das espécies de diatomáceas, inclusive de *Frustulia crassinervia* e *Navicula cryptotenella*.

*Chamaepinnularia mediocris* destaca-se como espécie epifítica comum em ambientes estagnados ácidos (Watanabe *et al.* 2000, Bertrand *et al.* 2004) tendo sido, contudo, também registrada em regiões litorâneas de lagos oligotróficos (Tolotti *et al.* 2001a), além de ser considerada indicadora de baixas concentrações de fósforo em rios (Potapova & Charles 2007).

Apesar de não ter sido caracterizada quanto ao estado de trofia como as demais anteriormente descritas, são comuns os registros de *Eunotia intermedia* em ambientes aquáticos (Newall & Wash 2005, Rimet 2009), inclusive lagos (Ziller & Economou-Amilli 1998), com baixa concentração de nutrientes e níveis de poluição, além de pH baixo. Da mesma forma, *Achnanthydium microcephalum* foi associado a ambientes aquáticos com baixa condutividade, oligotróficos e ácidos, de outras regiões geográficas (Potapova & Charles 2007, Kelly *et al.* 2008) e também em um riacho de altitude (Schneck *et al.* 2007) e um reservatório (Silva 2009) com as referidas características situado no sul do Brasil. *Encyonema neogracile* foi negativamente correlacionada com as concentrações de fósforo total e nitrato em reservatório oligotrófico do sul do Brasil (Silva 2009).

As espécies indicadoras dos grupos 2 e 3 apresentaram os menores escores no eixo 1 da CCA e foram localizadas no outro extremo do gráfico. Todas elas foram amplamente registradas como alfa-mesosapróbicas a polissapróbicas, geralmente encontradas em ambientes mesotróficos a hipertróficos sendo, portanto, tolerantes ao aumento da concentração de nutrientes (van Dam *et al.* 1994, Taylor *et al.* 2007). O gradiente de eutrofização foi, acredita-se, o principal fator determinante da composição de espécies dos reservatórios estudados, mas não foi o único.

A PCoA e a análise de *k*-means mostraram, através da separação dos grupos 2 e 3, a existência de um segundo gradiente, cujas características foram evidenciadas pela CCA. As unidades amostrais do grupo 2, que representam o final do período seco e o início do chuvoso, apresentaram os maiores escores ao longo do eixo 2 e foram positivamente relacionadas com as formas totais de nitrogênio e fósforo e negativamente com as dissolvidas. As unidades amostrais do grupo 3 (final da época chuvosa e início da seca) apresentaram os menores escores ao longo deste mesmo eixo e correlacionaram-se positivamente com fósforo solúvel reativo e nitrogênio inorgânico dissolvido.

É sabido que o Lago das Garças é um reservatório hipertrófico, com constantes florações de cianobactérias planctônicas que alteram, sobremaneira, a penetração de luz na coluna d'água (Bicudo *et al.* 2007, Crossetti & Bicudo 2008). Durante o intervalo do atual estudo, a intensidade da floração de cianobactérias variou e foi mais intensa durante os meses que caracterizaram o grupo 2. Sabendo-se que as cianobactérias estocam fósforo e fixam nitrogênio como estratégia para garantir seu desenvolvimento em condições de limitação por nutrientes (Oliver & Ganf 2000, Pearl 1988), é provável que os maiores valores dos nutrientes totais associados ao grupo 2 também refletiram o aumento da biomassa de cianobactérias neste período. A tendência de segregação dos grupos 2 e 3 ao longo do eixo 2 reflete, portanto, um gradiente de limitação dos nutrientes biologicamente disponíveis, que também pode ser interpretado como um gradiente de intensidade de floração de cianobactérias, o qual, por conseguinte, pode ser confirmado pelos padrões de distribuição dos nutrientes totais.

Limitação por luz foi observada durante todo o período do atual estudo no reservatório hipertrófico, porém, intensificada durante os meses que caracterizam o grupo 2, acompanhada do aumento da limitação por nutrientes. Quase todas as diatomáceas perifíticas necessitam de luz para a fotossíntese e, portanto, flutuação na quantidade e qualidade deste recurso pode, da mesma forma que no caso dos nutrientes, afetar os padrões de crescimento das espécies (King *et al.* 2006). Diferenças nas comunidades de diatomáceas em áreas com alta densidade de macrófitas ou em locais onde a coluna d'água de lagos é altamente turbida, em relação a zonas de águas claras, foram demonstradas como consequência dos regimes de luz (Brown 1976, Tesolin & Tell 1996).

Assim, mesmo que o conjunto de espécies indicadoras dos grupos 2 e 3 seja representativo dos táxons de diatomáceas tolerantes ao aumento de nutrientes, a referida tendência de segregação das comunidades pode ser explicada pelas estratégias adaptativas de suas espécies indicadoras às condições preponderantes.

Com exceção de *Eolimna minima*, todas as demais indicadoras do grupo 2 são espécies com maior habilidade competitiva para utilizar recursos e manter taxas de crescimento positivas em

condições de estresse, ou seja, são S-estrategistas. *Gomphonema laticollum*, *Gomphonema affine* var. *affine*, *Gomphonema augur* var. *turris*, *Amphora copulata*, *Encyonema* sp. 2 e *Nitzschia palea* são diatomáceas que possuem tamanho celular médio e se fixam às camadas basais da matriz perifítica através de estruturas mucilaginosas pedunculadas formando, em alguns casos, associações arborescentes ramificadas (Wu 1999) ou, em outros casos, em forma de roseta (Morin *et al.* 2008). Tais estruturas permitem a presença destas espécies nas porções intermediárias ou superiores da matriz perifítica, o que lhes confere vantagem na competição por espaço e facilitando-lhes a obtenção de nutrientes e luz (Morin *et al.* 2008), recursos que, como já foi discutido, estiveram menos disponíveis durante o período que inclui as unidades amostrais correspondentes ao grupo 2.

*Eolimna minima* apresenta uma limitada amplitude de afinidades pela condutividade (Potapova & Charles 2003) e há registros de alterações nas taxas de crescimento desta espécie diante de diferenças de condutividade de apenas uma ordem de magnitude (Morin *et al.* 2008). No caso do presente estudo, apesar das médias de condutividade entre os grupos 2 e 3 terem sido praticamente as mesmas, a variação (revelada pelo coeficiente de variação) em torno de seu valor ótimo sugerido por Potapova & Charles (2003) para *Eolimna minima* ( $319 \mu\text{S cm}^{-1}$ ), foi menor no grupo 2 em relação ao 3. Possivelmente, portanto, as taxas de crescimento desta espécie nas unidades amostrais do grupo 2 tenham sido maiores e é bem provável que a seleção desta espécie como indicadora deste grupo, mesmo não sendo uma S-estrategista, esteja relacionada com sua afinidade por esta variável.

*Melosira varians* parece ser, por sua vez, uma espécie ao mesmo tempo com altas taxas de migração e alta habilidade competitiva em condições de limitação de recursos (Wu *et al.* 1999).

A melhoria das condições de recursos (luz e nutrientes) relativas às unidades amostrais do grupo 3 possibilitou o aparecimento na comunidade e sua seleção como indicadoras, de espécies C-estrategistas como *Ulnaria acus* e *Nitzschia gracilis*. O tamanho da célula e as formas de crescimento (grandes dimensões e pedúnculos ou colônias mucilaginosas) destas espécies tornam-nas altamente competitivas, especialmente, em condições de boa disponibilidade nutricional (Passy 2007, Stevenson *et al.* 1991) e de aumento da luminosidade (Mourin *et al.* 2007). Acréscimos de *Ulnaria* (= *Synedra*) e *Nitzschia* em substratos artificiais foram relacionados com o aumento da competição por luz durante os períodos de menor disponibilidade deste recurso em lagos da Irlanda (Barbiero 2000), confirmando a luz como importante fator mediador das mudanças na abundância relativa das espécies também nestes ambientes. *Aulacoseira ambigua* destacou-se neste grupo devido, provavelmente, à sua maior ocorrência também no plâncton, em função da ressuspensão das células do fundo do reservatório, favorecidas pela mistura da coluna d'água mais comum durante o início do período seco.



A seleção das espécies S-estrategistas *Gomphonema gracile*, *Gomphonema parvulum*, *Gomphonema pumilum*, *Gomphonema affine* var. *rhombicum*, *Gomphonema pseudoaugur* e *Navicula veneta* no grupo 3 também é justificada pela sua morfologia. Embora possuam menores dimensões que as C-estrategistas, as espécies acima citadas possuem estratégias que permitem sua permanência sob condições de estresse. Neste caso, apesar da melhoria da disponibilidade de recursos, a luz ainda foi um fator limitante devido à floração de cianobactérias que, apesar de menos intensa, esteve presente. Como já discutido, espécies de *Gomphonema* melhoram seu posicionamento na matriz perifítica devido à presença de pedúnculos mucilaginosos que as posicionam nos níveis superiores da matriz, facilitando a obtenção de espaço e recursos. Sua colocação no grupo 3 (maior disponibilidade de nutrientes) ao invés de no grupo 2 (menores valores de fósforo e nitrogênio dissolvidos) está relacionada, provavelmente, com suas preferências em relação aos nutrientes. Todas elas já foram citadas como características de ambientes lóticos e lênticos com concentrações extremamente altas de nutrientes (Potapova *et al.* 2004, Kitner & Poulickova 2003, Kelly & Whitton 1995, Hoagland 1983) e cargas orgânicas (Rimet 2009, Potapova *et al.* 2005, Ács *et al.* 2004, Köster & Hübener 2001, van Dam *et al.* 1994, Kobayasi & Mayama 1989, Lange-Bertalot 1979) inclusive na América do sul (Silva 2009, Cetto *et al.* 2004, Fabricius *et al.* 2003, Rodrigues & Lobo 2000, Lobo *et al.* 1996, 2004).

A ocorrência de *Planothidium lanceolatum* como indicadora do grupo 3 pode estar relacionada, em primeiro lugar, à maior disponibilidade de recursos (luz e nutrientes), associada ao grupo 3. Duncan *et al.* (1989) observaram forte correlação positiva entre a densidade desta espécie (referida como *Achnanthes lanceolata*) e a intensidade luminosa, enquanto que Hill & Knight (1988) registraram aumento significativo da densidade desta espécie ante o enriquecimento por nitrogênio. Secundariamente, o aumento da densidade desta espécie pode refletir sua maior resistência e sua manutenção na base da matriz perifítica quando submetida aos distúrbios físicos ocorridos durante o período. O hábito prostrado de *Planothidium* torna as respostas das espécies do gênero aos fatores ambientais semelhantes às de muitos r-estrategistas como, por exemplo, das espécies de *Achnantheidium*. Estas características foram ainda associadas às suas taxas de crescimento que, de acordo com Morin *et al.* (2007), são intermediárias entre as das r- e das C-estrategistas, o que permite que a abundância desta espécie seja apenas levemente influenciada durante uma sucessão ou diante da ação de estressores. De acordo com King *et al.* (2006), além de ser comum o fato de muitas comunidades não serem formadas por apenas um tipo exclusivo de estrategistas, muitas espécies podem ser acomodadas em mais de uma categoria de estratégia, o que as torna potencialmente capazes de permanecer na matriz mesmo com a variação ambiental.

É bem provável que *Planothidium rostratum* apresente um padrão de comportamento similar ao de *Planothidium lanceolatum*. Há registros da sua sobrevivência por longos períodos em estado de heterotrofia, sob condições de limitação por luz (Tuchmann *et al.* 1994).

Com relação às espécies indicadoras *Achnanthydium catenatum* e *Achnanthydium minutissimum*, sua presença no grupo 3 pode ser relacionada aos aumentos de precipitação pluvial em alguns meses do final do período de chuvas. A diminuição dos valores de biomassa (massa seca) do perifiton nos meses de pico da precipitação pluvial (veja capítulo 1) está relacionada à provável remoção das células superiores da matriz perifítica e indica que a comunidade sofreu distúrbio físico. Espécies de *Achnanthydium* são típicas r-estrategistas, com altas taxas de crescimento e dispersão, pequenas, apical e paralelamente aderidas ao substrato, mais frequentemente posicionadas na base da matriz perifítica do que em seus estratos superiores e, por isso, adaptadas a distúrbios físicos independentemente do suprimento de nutrientes (Szabó *et al.* 2008, Passy 2007, Jöbgen *et al.* 2004, Peterson & Stevenson 1992).

*Achnanthydium minutissimum* é documentada como espécie com ampla faixa de tolerâncias, ocorrendo em ambientes com baixo a alto nível de poluição e estado de trofia (Lange-Bertalot 1979, van Dam *et al.* 1994, Soininen & Kononen 2004, Lobo *et al.* 2004, Torrisi *et al.* 2006). Em estudo experimental (Stelzer & Lamberti 2001), assim como no presente estudo, a espécie foi mais abundante em condições de alta razão NP inorgânico. Em estudo recente, Silva (2009) registrou maiores abundâncias de *Achnanthydium minutissimum* em reservatório eutrófico.

Apesar de relatada como espécie típica também de ambientes mesotróficos (Hoffman 1994, Lange-Bertalot & Steindorf 1996), *Achnanthydium catenatum*, acompanhado por *Planothidium rostratum*, foi a principal espécie associada ao aumento da trofia, em estudo histórico sobre a eutrofização no Lago das Garças (Costa 2008).

Kelly & Whitton (1995) argumentaram que, embora o clima possa influir na estrutura da comunidade de diatomáceas, as tolerâncias ecológicas das espécies não estão sujeitas a uma marcada variação sazonal e, portanto, permitem que as amostras sejam coletadas através do ano todo. Vários outros estudos mostraram existir, no entanto, acentuadas diferenças na composição de espécies em escala temporal evidenciando, talvez, a necessidade de identificar comunidades-referência de diatomáceas em uma base sazonal para acomodar o ciclo anual de avaliação da qualidade da água (Dela-Cruz *et al.* 2006).

Nos presentes reservatórios, a variabilidade temporal (em função do gradiente de intensidade de floração de cianobactérias) foi restrita ao reservatório hipertrófico e decorreu das respostas das diversas

espécies às condições dominantes em cada período. Todas as espécies ora selecionadas como indicadoras nos grupos correspondentes ao reservatório hipertrófico foram, no entanto, similares quanto às suas tolerâncias ambientais. No caso deste estudo confirmam-se, portanto, as suposições de que a dominância e subdominância dos táxons possam variar de uma espécie para outra ou de uma estação climática para outra, sob comparáveis condições sapróbicas/tróficas, mas que a dominância da categoria de espécies tolerantes ou sensíveis como um todo permanece não afetada (Lange-Bertalot 1979).

Nenhum dos índices de qualidade de água baseados na comunidade de diatomáceas ora aplicados foi precisamente compatível com a caracterização trófica previamente conhecida dos reservatórios. O Índice Trófico de Diatomáceas (TDI) e o Índice Biológico de Diatomáceas (IBD) foram, no entanto, os que melhor representaram as concentrações de nutrientes dos ambientes. O IBQA demonstrou a tendência de degradação ambiental nestes grupos, apesar de não ter refletido, de modo preciso, o extremo hipertrófico relativo aos grupos 2 e 3, incluindo-os dentro da faixa de poluição moderada a alta. No entanto, mascarou as características de oligotrofia do grupo 1. O melhor desempenho do TDI e do IBD foi, provavelmente, em função do maior número de espécies presentes no conjunto utilizado no cálculo destes índices e que possuem suas sensibilidades determinadas. Da mesma forma, a ineficiência do IBQA em representar as condições oligotróficas do grupo 1 foi devida ao restrito número de espécies deste grupo entre as consideradas para o cálculo deste índice. O TDI e o IBD são métricas desenvolvidas para avaliação de qualidade de água de áreas geográficas cuja flora e ecologia das espécies de diatomáceas se encontram em situação avançada de estudo, fato que reflete a maior base de dados e informações específicas disponibilizadas para o cálculo destes índices. O IBQA é, por sua vez, uma das primeiras tentativas importantes de elaboração de uma ferramenta para a avaliação da qualidade de água de ambientes lóticos, porém, em escala regional no Brasil, um país em que o conhecimento da flora de diatomáceas ainda está longe de ser completo.

Mesmo que o TDI e o IBD hajam representado melhor as condições ambientais dos reservatórios estudados, a ausência de pelo menos uma das espécies importantes em termos de abundância nos reservatórios (ex. *Eunotia rhomboidea*, *Gomphonema gracile*, *Brachysira brebissonii*, *Chamaepinnularia mediocris*, *Kobayasiella subtilissima*, *Gomphonema laticollum*, *Achnanthydium catenatum*, *Aulacoseira granulata* e *Gomphonema laticollum*) comprometeu visivelmente a precisão destas métricas.

Quanto ao TDIL, apesar de ter sido desenvolvido especificamente para a avaliação da qualidade ecológica de ambientes lênticos, foi o que menos discriminou os grupos e, portanto, os reservatórios.

Tal resultado está, mais uma vez, relacionado com o baixo número de espécies comuns entre as que foram observadas nos ambientes estudados e as que foram incluídas no índice. Das 108 espécies distribuídas entre os grupos 1, 2 e 3 dos reservatórios, apenas 23 possuem seus valores de sensibilidade e indicativos discriminados na base de dados do TDIL. Resultado e, inclusive, semelhante classificação do estado ecológico utilizando este índice foram verificados em reservatórios oligotrófico e eutrófico na região subtropical do Brasil (Silva 2009).

As diferenças observadas nas classificações dos grupos e, portanto, dos reservatórios, demonstra a limitação da aplicabilidade de índices desenvolvidos tanto para outros tipos de ambientes, neste caso, lóticos, quanto para outras regiões geográficas. Mesmo os resultados obtidos a partir da utilização do índice brasileiro (IBQA) permitiram uma representação apenas aproximada da trofia dos presentes reservatórios estudados daquela obtida pelos métodos usuais de caracterização do estado trófico de reservatórios (Lamparelli 2004).

A ampla distribuição geográfica e a bem estudada ecologia da maioria das diatomáceas são citadas como as principais vantagens para uso das diatomáceas como organismos indicadores e esta concepção implica em que a avaliação da qualidade da água baseada na comunidade de diatomáceas deveria ter aplicabilidade universal (McCormick & Chains 1994, Reid *et al.* 1995). Porém, não apenas os resultados deste trabalho, mas também os de vários outros (Pipp 2002, Kitner & Poulicková 2003, Poulicková *et al.* 2004) demonstraram que os índices diatomológicos desenvolvidos para determinadas áreas geográficas e/ou ambientes não são tão úteis quando aplicados em outras áreas e/ou ambientes.

Assim, diferenças florísticas entre as regiões (Wu *et al.* 1999) e também diferenças ambientais que modificam as respostas das espécies às características de qualidade da água, além da ocorrência de várias espécies de difícil separação morfológica, estão entre os principais fatores responsáveis pela aplicabilidade um tanto restrita dos índices desenvolvidos, como já foi amplamente discutido neste trabalho (Kelly *et al.* 1998). Especialmente para propostas práticas de avaliação da qualidade de água, tais observações justificam a necessidade da elaboração de sistemas de calibração próprios de cada localidade, visando ao desenvolvimento de modelos e índices regionais (Potapova *et al.* 2004, Poulicková *et al.* 2004).

## 6. CONCLUSÕES

---

Condutividade elétrica e nutrientes (principalmente as formas totais de nitrogênio e fósforo) constituíram as principais variáveis a influenciar as comunidades de diatomáceas (composição e

abundância de espécies) dos grupos 1, 2 e 3 e, portanto, dos dois reservatórios estudados, confirmando a primeira e a segunda hipóteses formuladas para este capítulo.

As espécies indicadoras do grupo 1, que inclui as unidades amostrais do reservatório oligotrófico, foram associadas aos menores valores de nutrientes e condutividade e são, reconhecidamente, representantes de ambientes com baixa concentração de nutrientes e de nível de poluição. Destacam-se entre essas espécies *Eunotia bilunaris* (morfotipos 1 e 2), *Eunotia rhomboidea*, *Achnanthydium microcephalum*, *Brachysira brebissonii*, *Eunotia minor*, *Kobayasiella subtilissima*, *Frustulia crassinervia*, *Aulacoseira* sp., *Nitzschia* sp. 1, *Encyonema silesiacum*, *Eunotia intermedia*, *Navicula cryptocephala*, *Chamaepinnularia mediocris*, *Fragilaria javanica* e *Pinnularia nobilis*. As espécies indicadoras dos grupos 2 e 3, que representam as unidades amostrais das entradas 6 e 7 e da pelágica do reservatório hipertrófico (*Gomphonema laticollum*, *Melosira varians*, *Amphora copulata*, *Nitzschia palea*, *Encyonema* sp. 2, *Eolimna minima*, *Gomphonema affine* var. *affine*, *Gomphonema augur* var. *turris*, *Achnanthydium catenatum*, *Aulacoseira ambigua*, *Ulnaria acus*, *Gomphonema gracile*, *Navicula gracilis*, *Gomphonema parvulum*, *Achnanthydium minutissimum*, *Gomphonema pumilum*, *Gomphonema affine* var. *rhombicum*, *Navicula veneta*, *Planothydium rostratum*, *Gomphonema pseudoaugur* e *Planothydium lanceolatum*) já foram citadas ou são amplamente consideradas tolerantes a altas concentrações de nutrientes e condutividade e, também neste estudo, foram relacionadas aos valores mais altos destas variáveis.

Apesar de não ter sido a principal variável, pH certamente contribuiu para explicar as diferenças na composição e riqueza de espécies de ambos os reservatórios. Das espécies indicadoras do grupo 1, uma grande parte pertence ao gênero *Eunotia*, incluindo vários representantes de *Frustulia* e *Pinnularia*, estes últimos geralmente bem representados em águas ácidas. Sobre as espécies indicadoras dos grupos 2 e 3, a maioria é considerada característica de águas com pH neutro ou alcalino.

A tendência à segregação das comunidades dos grupos 2 e 3 (reservatório hipertrófico) pode ser explicada pelas estratégias adaptativas de suas espécies indicadoras às condições preponderantes. Limitação por luz foi observada durante todo o período no reservatório hipertrófico em função das constantes florações de cianobactérias. A intensidade desta limitação foi, no entanto, maior nos meses referentes ao grupo 2, o qual se associou a uma capacidade principalmente S-estrategista, com alta habilidade competitiva para utilizar recursos e manter taxas de crescimento positivas em condições de estresse. No caso do presente trabalho, as estratégias das espécies indicadoras deste grupo foram o tamanho celular médio e as estruturas pedunculadas mucilaginosas que permitiram o posicionamento

destas espécies nas porções intermediárias ou superiores da matriz perifítica, conferindo-lhes vantagem na competição por espaço e, conseqüentemente, facilitando-lhes a captação de nutrientes e luz.

A melhoria das condições de recursos (luz e nutrientes) relativas às unidades amostrais do grupo 3 possibilitou, além da ocorrência e do aumento da abundância de S-estrategistas (*Gomphonema gracile*, *Gomphonema parvulum*, *Gomphonema pumilum*, *Gomphonema affine* var. *rhombicum*, *Gomphonema pseudoaugur* e *Navicula veneta*), o aparecimento na comunidade e a seleção como indicadoras, de espécies C-estrategistas, tais como *Ulnaria acus*, *Nitzschia gracilis* e *Aulacoseira ambígua*, cujas grandes dimensões e capacidade de formar pedúnculos mucilaginosos ou colônias mucilaginosas também lhes permitiram um melhor acesso à luz e nutrientes destacaram-se neste grupo.

A ocorrência de *Planothidium lanceolatum*, *Planothidium rostratum* e de espécies de *Achnantheidium* está relacionada, no caso das duas primeiras, à melhoria de recursos e à ação de distúrbios e, no caso das espécies de *Achnantheidium*; mas, principalmente à ação de distúrbios, tais como os aumentos de precipitação pluvial observados durante a maioria dos meses de chuva (grande parte dos meses compreendidos pelo grupo 3).

Apesar da variabilidade temporal em função do gradiente de intensidade da floração de cianobactérias no reservatório hipertrófico, todas as espécies selecionadas como indicadoras nos grupos correspondentes a esse reservatório foram semelhantes no que tange às suas tolerâncias ambientais. No caso deste estudo confirmam-se, portanto, as teses de que a dominância e a subdominância dos táxons podem variar de uma espécie para outra ou de uma estação climática para outra sob condições sapróbicas/tróficas comparáveis, porém, a dominância da categoria de espécies tolerantes ou sensíveis como um todo permanece não afetada.

Nenhum dos índices de qualidade de água baseados na comunidade de ora aplicados foi precisamente compatível com a caracterização trófica previamente conhecida dos reservatórios, refutando-se, portanto, a terceira hipótese do trabalho.

O Índice Trófico de Diatomáceas (TDI) e o Índice Biológico de Diatomáceas (IBD) foram, no entanto, os que melhor representaram as concentrações de nutrientes dos ambientes. As diferenças observadas nas classificações dos grupos e, portanto, dos reservatórios, quanto ao estado ecológico demonstra a limitação da aplicabilidade de índices desenvolvidos tanto para outros tipos de ambientes, no presente caso, lóticos, quanto para outras regiões geográficas. Mesmo os resultados obtidos a partir da utilização do índice brasileiro (IBQA) permitiram uma representação da trofia dos reservatórios estudados apenas aproximada daquela obtida pelos métodos usuais de caracterização do estado trófico de reservatórios.

Diferenças florísticas entre as regiões e diferenças ambientais que modificam as respostas das espécies às características da qualidade da água foram os fatores responsáveis mais prováveis pela imprecisão dos índices aplicados neste trabalho, evidenciando a necessidade da elaboração de sistemas de calibração próprios de cada localidade e visando o desenvolvimento de modelos e índices regionais.

## 7. REFERÊNCIAS CITADAS

---

- Àcs, É., Reskóné, N. M., Szabó, K., Taba, G. & Kiss, K. T. 2005. Application of epiphytic diatoms in water quality monitoring of lake Velence - Recommendations and Assignments. *Acta Botanica Hungarica* 47 (3-4): 211-223.
- Àcs, É., Szabó, K., Tóth, B. & Kiss, K. T. 2004. Investigation of benthic algal communities, especially diatoms of some Hungarian streams in connection with reference conditions of the water framework directives. *Acta Botanica Hungarica* 46 (3-4): 255-277.
- Alles, E., Nörpel-Schempp, M., Lange-Bertalot, H. 1991. Zur Systematik und Ökologie charakteristischer Eunotia-Arten (Bacillariophyceae) in elektrolytarmen Bachoberläufen. *Nova Hedwigia* 53: 171-213.
- Almeida, S. F. P. & Gil, M. C. 1998. As diatomáceas na avaliação biológica da qualidade das águas doces superficiais. *Revista de Biologia (Lisboa)* 16: 169-175.
- Almeida, S. F. P. & Gil, M. C. 2001. Ecology of freshwater diatoms from the central region of Portugal. *Cryptogamie. Algologie* 22(1): 109-121.
- Almeida, S. F. P. 2001. Use of diatoms for freshwater quality evaluation in Portugal. *Limnetica* 20(2): 205-213.
- Atazadeh, I., Sharifi, M., Kelly, M. G. 2007. Evaluation of the Trophic Diatom Index for assessing water quality in River Gharasou, western Iran. *Hydrobiologia* 589: 165-173.
- Barbiero, R. P. 2000. A multi-lake comparison of epilithic diatom communities on natural and artificial substrates. *Hydrobiologia* 438: 157-170.
- Bate, G., Smailes, P. & Adams, J. 2004. A water quality index for use with diatoms in the assessment of rivers. *Water* 30(4): 493-498.
- Battarbee, R. W., Smol, J. P. & Meriläinen, J. 1986. Diatoms as indicators of pH: An historical review. In Smol, J. P., Battarbee, R. W., Davis, R. B. & Meriläinen, J. (eds), *Diatoms and Lake acidity*. Dr W. Junk Publishers, Dordrecht: 5-14.

- Bertrand, J., Renon, J. P., Monnier, O. & Ector, L. 2004. Relation “Diatomées épiphytes-bryophytes” dans les tourbières du Mont Lozère (France). *Vie Milieu* 54(2-3): 59-70.
- Bicudo, D. C., Fonseca, B. M., Bini, L. M., Crossetti, L. O., Bicudo, C. E. M. & Jesus, T. A. 2007. Undesirable side-effects of water hyacinth control in a shallow tropical reservoir. *Freshwater Biology* 52(6): 1120-1133.
- Biggs, B. J. F. 1990. Periphyton communities and their environments in New Zealand rivers. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 24: 367-386.
- Biggs, B. J. F. 1995. The contribution of flood disturbance, catchment geology and land use to the habitat template of periphyton in stream ecosystems. *Freshwater Biology* 33: 419-438.
- Bigler, C., Hall, R. I. & Renberg, I. 2000. A diatom-training set for palaeoclimatic inferences from lakes in northern Sweden. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 27: 1-9.
- Bini, Luis Mauricio . Análises Multivariadas e Limnologia: Exploração, síntese e inferência de um mundo aquático Complexo. In: Carlos Eduardo de M. Bicudo; Denise de C. Bicudo. (Org.). *Amostragem em Limnologia*. 1 ed. São Carlos: RIMA, 2004, v. , p. 73-108.
- Biondini, M. E., C. D. Bonham & E. F. Redente. 1985. Secondary successional patterns in a sagebrush (*Artemisia tridentata*) community as they relate to soil disturbance and soil biological activity. *Vegetatio* 60: 25-36.
- Birks, H. J., Line, B. J., Juggins, M.S., Stevenson, A. C. & Ter Braak, C. J. F. 1990. Diatoms and pH reconstruction. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B* 327: 263-278.
- Blanco, S., Bécares, E., Cauchie, H. M., Hoffman, L., Ector, L. 2007. Comparison of biotic indices for water quality diagnosis in the Duero Basin (Spain) *Arch. Hydrobiol. Suppl. Large Rivers* 17: 267-286.
- Blanco, S., Bécares, E., Hernández, N., Ector, E. 2006. Evaluación de la calidad del agua en los ríos de la cuenca del Duero (España) mediante índices diatomológicos. *Ingeniería Civil* 148: 139-153.
- Blanco, S., Ector, L. & Bécares, E. 2004. Epiphytic diatoms as water quality indicators in Spanish shallow lakes. *Vie Milieu* 54(2-3): 71-79.
- Blanco, S., Ector, L., Huck, V., Monnier, O., Cauchie, H. M., Hoffmann, L., Bécares, E. 2008. Diatom assemblages and water quality assessment in the Duero Basin (NW Spain). *Belgium Journal of Botany* 141: 39-50.
- Blanco, S., Fernández-Aláez, M., Bécares, E., Romo, S., Ector, L. 2003. Étude expérimentale sur l'interaction des communautés de diatomées épiphytes et du réseau trophique d'un lac peu profond. *Bull. Soc. Sci. Nat. Ouest Fr. Suppl.* 2: 288-304.



- Borchardt, M. A. 1996. Nutrients. In Stevenson, R. J., Bothwell, M. L. & Lowe, R. L. (eds), *Algal Ecology: freshwater benthic ecosystems*. Academic Press, San Diego. p. 184-227.
- Borduqui, M., Ferragut, C. & Bicudo, C. E. 2008. Chemical composition and taxonomic structure vertical and seasonal variation of periphyton community in a shallow hypereutrophic reservoir (Garças Reservoir, São Paulo, Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia* 20(4): 381-392.
- Bretthauer, R. 1991. Bioindicators and biomonitors in aquatic ecosystems with special attention to potential applications in developing countries. In Ellenberg, H. et al (eds.), *Biological monitoring: signals from the environment*. Braunschurig: Vieweg. 318p.
- Brown, H. D. 1976. A comparison of the attached algal communities of a natural and an artificial substrate. *Journal of Phycology* 12: 301-306.
- Butcher, R. W. 1947. Studies in the ecology of rivers. VII. The algae of organically enriched waters. *Journal of Ecology* 35: 186-191.
- Cetto, J. M., Leandrini, J. A., Felisberto, S. A. & Rodrigues, L. 2004. Comunidade de algas perifíticas no reservatório de Irai, Estado do Paraná, Brasil. *Acta Scientiarum. Biological Sciences* 26(1): 1-7.
- Charles, D. F. 1985. Relationships between surface sediment diatom assemblages and lake-water characteristics in Adirondack lakes. *Ecology* 66: 724-729.
- Chessman, B. C., Bate, N., Gell, P. A. & Newall, P. 2007. A diatom species index for bioassessment of Australian rivers. *Marine and Freshwater Research* 58: 542-557.
- Chessman, B., Grouns, I., Currey, J. & Plunkett-Cole, N. 1999. Predicting diatom communities at the genus level for the rapid biological assessment of rivers. *Freshwater Biology* 41: 317-331.
- Collins, S.L., Micheli, F. & Hartt, L. 2000. A method to determine rates and patterns of variability in ecological communities. *Oikos* 91: 285-293.
- Costa, S. V. 2008. Histórico da eutrofização do Lago das Garças (Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, SP) durante o Século XX com base no registro de diatomáceas em sedimentos. Tese de Doutorado, Instituto de Botânica, São Paulo. 139p.
- Coste, M., Bosca, C. & Dauta, A. 1991. Use of algae for monitoring rivers in France. In Whitton, B. A., Rott, E. & Fridriech, G. (eds), *Use of algae for monitoring rivers*. Institut für Botanik, Universität Innsbruck, Innsbruck: p. 75-83.
- Cox, E. J. 1991. What is the basis for using diatoms as monitors of river quality? In: Whitton, B. A., Rott, E. & Friedrich, G. (eds.), *Use of algae for monitoring rivers*. Institut für Botanik, Universität in Innsbruck. p. 33-40.

- Crossetti, L. O. & Bicudo, C. E. 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.
- Dela-Cruz, J., Pritchard, T., Gordon, G. & Ajani, P. 2006. The use of periphytic diatoms as a means of assessing impacts of point source inorganic nutrient pollution in south-eastern Australia. *Freshwater Biology* 51: 951-972.
- Dell'Uomo, A. 1999. Use of algae for monitoring rivers in Italy: current situation and perspectives. In Prygiel, J., Whitton, B. A., Bukowska, J. (eds), *Use of Algae for Monitoring Rivers III*. Agence de l'Eau Artois-Picardie, Douai, p. 17-25.
- Dell'Uomo, A., Pensieri, A., Corradetti, D. 1999. Diatomées épilithiques du fleuve Esino (Italie centrale) et leur utilisation pour l'évaluation de la qualité biologique de l'eau. *Cryptogamie Algologie* 20: 253-269.
- Dell'Uomo, A.; Grandoni, P. 1997. Diatomee e qualità dell'acqua: biomonitoraggio del Fiume Sentino (bacino del Fiume Esino, Marche). *S It E Atti* 18: 445-448.
- DeNicola, D. M. 2000. A review of diatoms found in highly acidic environments. *Hydrobiologia* 433: 111-122.
- DeNicola, D. M., de Eyto, E., Wamaere, A. & Irvine K. 2004. Using epilithic algal communities to assess trophic status in Irish lakes. *Journal of Phycology* 40: 481-495.
- Denys, L. 2004. Relation of abundance-weighted averages of diatom indicator values to measured environmental conditions in standing freshwaters. *Ecological Indicators* 4: 255-275.
- Descy, J. P. 1976. Utilisation des algues benthiques comme indicateurs biologiques de la qualité des eaux courantes. In Pesson, P. (ed), *La Pollution des Eaux Continentales*. Gauthiers-Villars, Paris: p. 149-172.
- Descy, J. P., 1979. A new approach to water quality estimation using diatoms. *Nova Hedwigia* 64: 305-323.
- Dokulil, M. T., Schmidt, R. & Kofler, S. 1995. Benthic diatom assemblages as indicators of water quality in an urban flood-water impoundment, Neue Donau, Vienna, Austria. *Nova Hedwigia* 68(1-4): 273-282.
- Dufrêne, M. & P. Legendre. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67:345-366.
- Duncan, S. W. & Blin, D. W. 1989. Importance of physical variables on the seasonal dynamics of epilithic algae in a highly shaded canyon stream. *Journal of Phycology* 25: 455-461.

- Eloranta, P. & Soininen, J. 2002. Ecological status of some Finnish rivers evaluated using benthic diatom communities. *Journal of Applied Phycology* 14: 1-7.
- European Commission, 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23<sup>rd</sup> October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities* 327: 1-72.
- Fabricius, A. L. M., Maidana, N., Gómez, N. & Sabater, S. 2003. Distribution patterns of benthic diatoms in a Pampean river exposed to seasonal floods: the Cuarto River (Argentina). *Biodiversity and Conservation* 12: 2443-2454.
- 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(3): 571-585.
- Ferragut, C. 1999. Efeito do enriquecimento por N e P sobre a colonização e sucessão da comunidade de algas perifíticas: biomanipulação em reservatório oligotrófico em São Paulo. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual Paulista, Rio Claro. 195p.
- 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. 184p.
- Fjerdingstad, E. 1950. The microflora of the River Mölea, with special reference to the relation of the benthic algae to pollution. *Folia Limnologica Scandinavia* 5: 1-123.
- Fjerdingstad, E. 1964. Pollution of stream stimulated by benthic phytomicroorganisms. 1. A saprobic system based on communities of organisms and ecological factors. *Int. Rev. ges. Hydrobio.* 49: 63-131.
- Fritz, S. C., Juggins, S., Battarbee, R. W. & Engstrum, D. R. 1991. Reconstruction of past changes in salinity and climate using a diatom-based transfer function. *Nature* 352: 706-708.
- Gómez, N. & Licursi, M. 2001. The Pampean Diatom Index (IDP) for assessment of rivers and streams in Argentina. *Aquatic Ecology* 35: 173-181.
- Hall, R. I. & Smol, J. P. 1992. A weighted-averaging regression and calibration model for inferring total phosphorus concentration from diatoms in British Columbia (Canada) lakes. *Freshwater Biology* 27: 417-434.
- Hawes, I. & Smith, R. 1993. Effect of localized enrichment on the shallow epilithic periphyton of oligotrophic Lake Taupo, New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 27: 365-372.

- Hill, W. R. & Knight, A. W. 1988. Nutrient and light limitation of algae in two northern California streams. *Journal of Phycology* 24: 125-132.
- Hillebrand, H. & Blenckner, T. 2002. Regional and local impact on species diversity - from pattern to processes. *Oecologia* 132: 479-491.
- Hoagland, K. D. 1983. Short-term standing crop and diversity of periphytic diatoms in a eutrophic reservoir. *Journal of Phycology* 19: 30-38.
- Hoffman, G. 1994. Aufwuchs-Diatomeen in Seen und ihre Eignung als Indikatoren der Trophie. *Bibliotheca Diatomologica* 30: 1-241.
- Huttunen, P. & Meriläinen, J. 1983. Interpretation of lake quality from contemporary diatom assemblages. *Hydrobiologia* 103: 91-97.
- Jöbgen, A. M., Palm, A. & Melkonian, M. 2004. Phosphorus removal from eutrophic lakes using periphyton on submerged artificial substrata. *Hydrobiologia* 528: 123-142.
- Jüttner, I., Rothfritz, H. & Ormerod, S. J. 1996. Diatoms as indicators of river quality in the Nepalese Middle Hills with consideration of the effects of habitat-specific sampling. *Freshwater Biology* 36: 475-486.
- Kelly, M. G. & Whitton, B. A. 1995. The Trophic Diatom Index: a new index for monitoring eutrophication in rivers. *Journal of Applied Phycology* 7: 433-444.
- Kelly, M. G., Cazaubon, A., Coring, E., Dell'Uomo, A., Ector, L., Goldsmith, B., Guasch, H., Hürlimann, J., Jarlman, A., Kawecka, B., Kwandrans, J., Laugaste, R., Lindstrom, E.-A., Leitão, M., Marvan, P., Padisák, J., Popp, E., Prygiel, J., Rott, E., Sabater, S., Van Dam, H. & Viznet, J. 1998. Recommendations for the routine sampling of diatoms for water quality assessments in Europe. *Journal of Applied Phycology* 10: 215-224.
- Kelly, M. G., Juggins, S., Guthrie, R., Pritchard, S., Jamieson, J., Rippey, B., Hirst, H. & Yallop, M. L. 2008. Assessment of ecological status in UK rivers using diatoms. *Freshwater Biology* 53: 403-422.
- King, L., Barker, P. & Jones, R. I. 2000. Epilithic algal communities and their relationship to environmental variables in lakes of the English Lake District. *Freshwater Biology* 45: 425-442.
- King, L., Clarke, G., Bennion, H., Kelly, M. & Yallop, M. 2006. Recommendations for sampling littoral diatoms in lakes for ecological status assessments. *Journal of Applied Phycology* 18: 15-25.
- Kirstic, S., Levkov, Z. & Stojanovski, P. 1999. Saprobiological characteristics of diatom microflora in river ecosystems in the Republica of Macedonia as a parameter for determination of the intensity of anthropogenic influence. In Prygiel, J., Whitton, B. A., Bukowska, J. (eds.), 1999. *Use of Algae for Monitoring Rivers III*. Agence de l'Eau Artois-Picardie, Douai, p. 145-153.

- Kiss, M. K., Lakatos, G., Borics, G., Gidó, Z. & Deák, C. 2003. Littoral macrophyte-periphyton complexes in two Hungarian shallow waters. *Hydrobiologia* 506/509: 541-548.
- Kitner, M. & Poulícková, A. 2003. Littoral diatoms as indicators for the eutrophication of shallow lakes. *Hydrobiologia* 506/509: 519-524.
- Kobayasi, H. & Mayama, S. 1982. Most pollution-tolerant diatoms of severely polluted rivers in the vicinity of Tokyo. *Japanese Journal of Phycology* 30: 188-196.
- Kobayasi, H. & Mayama, S. 1989. Evaluation of river water quality by diatoms. *Korean Journal of Phycology* 4: 121-133.
- Kociolek, J. P. & Stoermer, E. F. 2009. Oligotrophy: the forgotten end of an ecological spectrum. *Acta Botanica Croatia* 68(2): 465-472.
- Kolwitz, R. & Marsson, M. 1908. Ökologie der tierischen Saprobien. Beiträge zur Lehre von des biologischen Gewässerbeurteilung. *Int. Rev. ges. Hydrobio.* 2: 126-152.
- Kolwitz, R. 1950. Ökologie der Saprobien. Schriftenreihe des Vereins für Wasser-Boden und Lufthygiene 4: 1-64.
- Korhola, A., Weckström, J. Marjut, N. 1999. Predicting the long-term acidification trends in small subarctic lakes using diatoms. *Journal of Applied Ecology* 36: 1021-1034.
- Köster, D. & Hübener, T. 2001. Application of diatom indices in a planted ditch constructed for tertiary sewage treatment in schwaan, Germany. *International Review of Hydrobiology* 86(2): 241-252.
- Kovács, C., Kahlert, M. & Padisák, J. 2006. Benthic diatom communities along pH and TP gradients in Hungarian and Swedish streams. *Journal of Applied Phycology* 18: 105-117.
- Kwandrans, J., Eloranta, P., Kawecka, B. & Wojtan, K. 1998. Use of benthic diatom communities to evaluate water quality in rivers of southern Poland. *Journal of Applied Phycology* 10: 193-201.
- Lange-Bertalot H. & Steindorf, A. 1996. Rote Liste der limnischhen Kieselalgen (Bacillariophyceae) Deutschlands. *Schriftenreihe für Vegetationskunde* 28: 633-677.
- Lange-Bertalot, H. 1979. Pollution tolerance of diatoms as a criterion for water quality estimation. *Nova Hedwigia Beiheft* 64: 285-304.
- Lavoie, I., Campeau, S., Grenier, M. & Dillon, P. J. 2006. A diatom-based index for water quality assessment in eastern Canada: an application of Canonical Analysis. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 8: 1793-1811.
- Legendre, P. & Legendre, L. 1998. *Numerical ecology*. Elsevier.

- Lenoir, A. & Coste, M. 1996. Development of a practical diatom index of overall water quality applicable to the French national water board network. In Whitton, B. & Rott, E. (eds), Proceedings of Use of Algae for Monitoring Rivers II. Institut für Botanik, Universität Innsbruck, Innsbruck: 29-43.
- Levkov, Z., Blanco, S., Krstic, S., Nakov, T., Ector, L. 2007. Ecology of benthic diatoms from Lake Prespa (Macedonia). *Arch. Hydrobiol. Suppl. Algol. Stud.* 124: 71-83.
- Licursi, M. & Gómez, N. 2002. Benthic diatoms and some environmental conditions in three lowland streams. *Annales Limnology* 38(2): 109-118.
- Liebmann, H. 1951. *Handbuch der Frischwasser und Abwasserbiologie*. München: Bd. I. Verlag Oldenbourg, 539 p.
- Lim, D. S. S., Kwan, C. & Douglas, M. S. V. 2001. Periphytic diatom assemblages from Brathurst Island, Nunavut, Canadian high arctic: an examination of community relationships and habitat preferences. *Journal of Phycology* 37: 379-392.
- Lim, D. S. S., Smol, J. P., & Douglas, M. S. V. 2007. Diatom assemblages and their relationships to lakewater nitrogen levels and other limnological variables from 36 lakes and ponds Banks Island, N. W. T., Canadian Arctic. *Hydrobiologia* 586: 191-211.
- Lobo E. A., Katoh, K. & Aruga, Y. 1995a. Response of epilithic diatom assemblages to water pollution in rivers in the Tokyo metropolitan area, Japan. *Freshwater Biology* 34: 191-204.
- Lobo, E. A. & Ben da Costa, A. 1997. Estudo da qualidade da água do Rio Pardino, município de Santa Cruz, Rio Grande do Sul, Brasil. *Tecno-Lógica* 1(1): 27-34.
- Lobo, E. A. & Callegaro, V. L. M. 2000. Avaliação da qualidade de águas doces continentais com base em algas diatomáceas epilíticas: enfoque metodológico. p. 237-300. In Tucci, C. E. M. & Marques, D. M. L. M. (orgs.), *Avaliação e controle da drenagem urbana*. Porto Alegre: Editora da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 558 p.
- Lobo, E. A. & Torgan, L. C. 1988. Análise da estrutura da comunidade de diatomáceas (Bacillariophyceae) em duas estações do sistema Guaíba, RS, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 1(2): 103-119.
- Lobo, E. A., Bes, D., Tudesque, L. & Ector, L. 2004b. Water quality assesment of the Pardino river, RS, Brazil, using epilithic diatom assemblages and faecal coliforms as biological indicators. *Vie Milieu* 54(2-3): 115-125.

- Lobo, E. A., Callegaro, V. L. M. & Bender, P. 2002. Utilização de algas diatomáceas epilíticas como indicadoras da qualidade da água em rios e arroios da região hidrográfica do Guaíba, RS, Brasil. Santa Cruz do Sul: Edunisc. 127 p.
- Lobo, E. A., Callegaro, V. L. M., Hermany, G., Bes, D., Wetzel, C. E. & Oliveira, M. A. 2004a. Use of epilithic diatoms as bioindicators from lotic systems in southern Brazil, with special emphasis on eutrophication. *Acta Limnologica Brasiliensia* 16(1): 25-40.
- Lobo, E. A., Callegaro, V. L. M., Hermany, G., Gómez, L. & Ector, L. 2004d. Review of the use of microalgae in South America for monitoring rivers, with special reference to diatoms. *Vie Milieu* 54(2-3): 105-114.
- Lobo, E. A., Callegaro, V. L. M., Oliveira, M. A., Salomoni, S. E., Schuler, S. & Asai, K. 1996. Pollution tolerant diatoms from lotic systems in the Jacuí basin, Rio Grande do Sul, Brazil. *Iheringia, Serie Botânica* 47: 45-72.
- Lobo, E. A., Callegaro, V. L. M., Wetzel, C. E., Hermany, G. & Bes, D. 2004c. Water quality study of the Condor and Capivara streams, Porto Alegre municipal district, RS, Brazil, using epilithic diatom biocenoses as bioindicators. *Oceanological and Hydrobiological Studies* 33(2): 77-93.
- Lobo, E. A., Kirst, A. & Aruga, Y. 1995b. Estudo da qualidade da água do arroio Boa Vista, município de Carlos Barbosa, Rio Grande do Sul, Brasil. *Biociências* 3(1): 43-63.
- Loez, C. R. & Topalián, M. L. 1999. Use of algae for monitoring rivers in Argentina with a special emphasis for Reconquista River (region of Buenos Aires). In Prygiel, J., Whitton, B. A. & Bukowska, J. (eds.), *Use of Algae for Monitoring Rivers III*. p. 72-83. Agence de l'Eau Artois-Picardie, Douai.
- 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 (Lado do Instituto Astronômico e Geofísico, São Paulo, SP. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, São Paulo. 213p.
- 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.
- Lopes, M. R. M., Ferragut, C. & Bicudo, D. C. 2009. Phytoplankton diversity and strategies in regard to physical disturbances in a shallow, oligotrophic, tropical reservoir in Southeast Brazil. *Limnetica* 28 (1): 159-174.
- Mayer, P. M. & Galatowitsch, S. M. 1999. Diatom communities as ecological indicators of recovery in restored prairie wetlands. *Wetlands* 19: 765-774.

- McCormick, P. & Cairns, Jr., J. 1994. Algae as indicators of environmental change. *Journal of Applied Phycology* 6: 509-526.
- McCormick, P. V. & O'Dell, M. B. 1996. Quantifying periphyton responses to phosphorus in the Florida Everglades: a synoptic-experimental approach. *Journal of North American Benthological Society* 15: 450-468.
- McCormick, P. V., Rawlik, P. S., Lurding, K., Smith, E. P. & Sklar, F. H. 1996. Periphyton-water quality relationships along a nutrient gradient in the northern Florida Everglades. *Journal of North American Benthological Society* 15: 433-449.
- McGeoch, M. & Chown, S. L. 1998. Scaling up the value of bioindicators. *Trends in Ecology and Evolution* 13: 46-47.
- Morin, S., Coste, M. & Delmas, F. 2008. A comparison of specific growth rates of periphytic diatoms of varying cell size under laboratory and field conditions. *Hydrobiologia* 614: 285-297.
- Moro, R. S., Bicudo, C. E. M. 1998. Flutuações climáticas no Pleistoceno tardio e Holoceno na Lagoa Dourada, Estado do Paraná, Brasil. *Acta Limnologica Brasiliensia* 10(2): 47-58.
- Mourthé-Junior, C. A. 2000. Modificações estruturais na comunidade de diatomáceas em um gradiente de poluição hídrica. Trecho superior da bacia do rio das Velhas (região metropolitana de Belo Horizonte - MG). Dissertação de mestrado em Ecologia. Belo Horizonte. Universidade Federal de Minas Gerais. 87p.
- Munn, M. D., BLACK, R. W. & GRUBER, S. J. 2002. Response of benthic algae to environmental gradients in an agriculturally dominated landscape. *Journal of North American Benthological Society* 21: 221-237.
- Neiva, T. 2005. Diatomáceas briofíticas em *Sphagnum* L. spp. e *Rhacocarpus inermis* (C. Muell) Lind. Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 249p.
- Newal, P. & Walsh, C. J. 2005. Response of epilithic diatom assemblages to urbanization influence. *Hydrobiologia* 532: 53-67.
- Oliveira, M. A., Torgan, L. C., Lobo, E. A. & Schwarzbald, A. 2001. Association of periphytic diatom species on artificial substrate in lotic environments in the Arroio Sampaio Basin, RS, Brazil. *Revista Brasileira de Biologia* 61(4): 523-540.
- Oliver, R. F. & Ganf, G. G. 2000. Freshwater blooms. In Whitton, B. A. & Potts, M. (eds.), *The ecology of Cyanobacteria, their diversity in time and space*. London: Kluwer Academic Publications, p. 149-194.



- Pan, Y., Stevenson, R. J., Hill, B. H., Herlihy, A. T. & Collins, G. B. 1996. Using diatoms as indicators of ecological conditions in lotic systems: a regional assessment. *Journal of the North American Benthological Society* 15: 481-495.
- Pan, Y., Stevenson, R. J., Hill, B. H., Kaufmann, P. R. & Herlihy, A. T. 1999. Spatial patterns and ecological determinants of benthic algal assemblages in Mid-Atlantic streams, USA. *Journal of Phycology* 35: 460-468.
- Pan, Y., Stevenson, R. J., Vaithyanathan, P., Slate, J. & Richardson, C. J. 2000. Changes in algal assemblages along observed and experimental phosphorus gradients in a subtropical wetland, U.S.A. *Freshwater Biology* 44: 339-353.
- Pantle, R. & Buck, H. 1955. Die biologisch Oberwachung der Gewässer and die Darstellung der Ergebnisse. *Gas-u. Wasserfach*. 96: 604.
- Passy, S. I. & Bode, R. W. 2004. Diatom model affinity (DMA), a new index for water quality assessment. *Hydrobiologia* 524: 241-251.
- Passy, S. I. 2007. Diatom ecological guilds display distinct and predictable behavior along nutrient and disturbance gradients in running waters. *Aquatic Botany* 86: 171-178.
- Patrick, R. 1968. The effects of changes in pH on the structure of diatom communities. *Notulae Naturae* 426: 1-15.
- Patrick, R. 1977. Ecology of freshwater diatoms and diatom communities. In Werner, D. (ed.), *The Biology of Diatoms*. University of California Press, Berkeley, California: 284-332.
- Pearl, H. W. 1988. Growth and reproductive strategies of freshwater blue-green algae (Cyanobacteria). In Sandgren, C. D. (ed.), *Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton*. Cambridge University Press, p. 261-317.
- Peterson, C. G. & Stevenson, R. J. 1992. Resistance and resilience of lotic algal communities: importance of disturbance timing and current. *Ecology* 73: 1445-1461.
- Pipp, E., 2002. A regional diatom-based trophic state indication system for running water sites in Upper Austria and its overregional applicability. *Verh. Int. Verein. Limnol.* 27: 3376-3380.
- Planas, D. 1996. Acidification Effects. In Stevenson, R. J., Bothwell, M. L. & Lowe, R. L. (eds), *Algal Ecology: Freshwater Benthic Ecosystems*. Academic Press, N. Y.: 497-530.
- Porter, S. D., Mueller, D. K., Spahr, N. E., Munn, M. D. & Dubrovsky, N. M. 2008. Efficacy of algal metrics for assessing nutrient and organic enrichment in flowing waters. *Freshwater Biology* 53:1036-1054.

- Potapova, M. & Charles, D. F. 2003. Distribution of benthic diatoms in US rivers in relation to conductivity and ionic composition. *Freshwater Biology* 48: 1311-1328.
- Potapova, M. G. & Charles, D. F. 2007. Diatom metrics for monitoring eutrophication in rivers of the United States. *Ecological Indicators* 7: 48-70.
- Potapova, M. G., Charles, D. F. 2002. Benthic diatoms in USA Rivers: distribution along spatial and environmental gradients. *Journal of Biogeography* 29: 167-187.
- Potapova, M. G., Charles, D. F., Ponader, K. C. & Winter, D. M. 2004. Quantifying species indicator values for trophic diatom indices: a comparison of approaches. *Hydrobiologia* 517: 25-41.
- Potapova, M. G., Coles, J. M., Giddings, E. M. P. & Zappia, H. 2005. A comparison of the influences of urbanization in contrasting environmental settings on stream benthic algal assemblages. *American Fisheries Society Symposium* 41:333-359.
- Pouličková, A., Duchoslav, M. & Dokulil, M. 2004. Littoral diatom assemblages as indicators of lake trophic status: A casestudy from perialpine lakes in Austria. *European Journal of Phycology* 39: 143-152.
- Prygiel, J., Carpenter, P., Almeida, S., Coste, M., Druart, J. C., Ector, L., Guillard, D., Honoré, M. A., Iserentant, R., Ledeganck, P., Lalanne-Cassou, C., Lesniak, C., Mercier, I., Moncaut, P., Nazart, M., Nouchet, N., Peres, F., Peeters, V., Rimet, F., Rumeau, A., Sabater, S., Straub, F., Torrissi, M., Tudesque, L., Van der Vijver, B., Vidal, H., Vizinet, J. & Zydek, N. 2002. Determination of the biological diatom index (IBD NF T 90-354): results of an intercomparison exercise. *Journal of Applied Phycology* 14: 27-39.
- Prygiel, J., Whitton, B. A., Bukowska, J. (eds). 1999. Use of Algae for Monitoring Rivers III. Agence de l'Eau Artois-Picardie, Douai, 271 p.
- Räsänen, J., Kauppila, T. & Salonen, V. 2006. Sediment-based investigation of naturally or historically eutrophic lakes - implications for lake management. *Journal of Environmental Management* 79: 253-265.
- Reid, M. A., Tibby, J. C., Penny, D. & Gell, P. A. 1995. The use of diatoms to assess past and present water quality. *Australian Journal of Ecology* 20: 57-64.
- Rimet, F. 2009. Benthic diatom assemblages and their correspondence with ecoregional classifications: case study of rivers in north-eastern France. *Hydrobiologia* 636: 137-151.
- Rodrigues, L. M. & Lobo, E. A. 2000. Análise da estrutura de comunidades de diatomáceas epilíticas no arroio Sampaio, município de Mato Leitão, RS, Brasil. *Caderno de Pesquisas, Série Botânica* 12(2): 5-27.

- Rothfritz, H., Jüttner, I., Suren, A. M. & Ormerod, S. J. 1997. Epiphytic and epilithic diatom communities along environmental gradients in the Nepalese Himalaya: implications for the assessment of biodiversity and water quality. *Archiv für Hydrobiologie* 138(4): 465-482.
- Round, F. E. 1991. Diatoms in river water-monitoring studies. *Journal of Applied Phycology* 3: 129-145.
- Sabater, S. & Sabater, F. 1988. Diatom assemblages in river Ter. *Archiv für Hydrobiologie* 111(3): 397-418.
- Salomoni, S. E., Rocha, O., Callegaro, V. L. M. & Lobo, E. A. 2006. Epilithic diatoms as indicators of water quality in the Gravataí river, Rio Grande do Sul, Brazil. *Hydrobiologia* 559: 233-246.
- Schneck, F., Torgan, L. C. & Schwarzbald, A. 2007. Epilithic diatom community in a high altitude stream impacted by fish farming in southern Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia* 3: 545-592.
- Schönfelder, I. & Gelbrecht, J. 2002. Relationship between littoral diatoms and their chemical environment in northeastern German lakes and rivers. *Journal of Phycology* 36: 66-82.
- Sgro, G. V., Reavie, E. D., Kingston, J. C., Kireta, A. R., Ferguson, M. J., Danz, N. P. & Johansen, J. R. 2007. A diatom quality index from a diatom-based total phosphorus inference model. *Environmental Bioindicators* 2: 15-34.
- Silva, A. M. 2009. Diatomáceas com potencial indicador do estado trófico de dois reservatórios com diferentes padrões de trofia: Piraquara I e Iraí. Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 129p.
- Silva, L. F. 2008. Distribuição longitudinal da comunidade de diatomáceas de sedimentos superficiais nos reservatórios em cascata do Rio Paranapanema. Dissertação de mestrado, Instituto de Botânica, São Paulo. .
- Sládeček, V. 1965. The future of the saprobity system. *Hydrobiologia*, 25: 518-537.
- Sládeček, V. 1973. System of water quality from the biological point of view. *Archiv für Hydrobiologie und Ergebnisse Limnologie* 7: 1-218.
- Soininen, J. & Kononen, K. 2004. Comparative study of monitoring South-Finnish rivers and streams using macroinvertebrate and benthic diatom community structure. *Aquatic Ecology* 38: 63-75.
- Soininen, J. & Niemelä, P. 2002. Inferring the phosphorus levels of rivers from benthic diatoms using weighted averaging. *Archiv für Hydrobiologie* 154: 1-18.
- Soininen, J. 2004a. Determinants of benthic diatom communities structure in boreal streams: the role of environmental and spatial factors at different scales. *International Review of Hydrobiology* 89: 139-150.

- Soininen, J. 2007. Environmental and spatial control of freshwater diatoms - a review. *Diatom Research* 22: 473-490.
- Soininen, J.; Paavola, R. & Muotka, T. 2004b. Benthic diatom communities in boreal streams: community structure in relation to environmental and spatial gradients. *Ecography* 27: 330-342.
- Souza, M. G. M. 2002. Variação da comunidade de diatomáceas epilíticas ao longo de um rio impactado no município de São Carlos – SP e sua relação com variáveis físicas e químicas. Tese de Doutorado em Ciências Biológicas - Ecologia e Recursos Naturais. São Carlos. Universidade de São Carlos. 168p.
- Stelzer, R. S. & Lamberti, G. A. 2001. Effects of N:P ratio and total nutrient concentration on stream periphyton community structure, biomass and elemental composition. *Limnology and Oceanography* 46(2): 356-367.
- Stenger-Kóvacs, C.; Buczkó, K.; Hajnal, E.; Padisák, J. 2007. Epiphytic, littoral diatoms as bioindicators of shallow lake trophic status: Trophic Diatom Index for Lakes (TDIL) developed in Hungary. *Hydrobiologia* 589: 141-154.
- Stevenson, R. J., Hill, B. E., Herlihy, A. T., Yuan, L. L. & Norton, S. B. 2008b. Algae-P relationships, thresholds, and frequency distributions guide nutrient criterion development. *Journal of the North American Benthological Society* 27: 259-275.
- Stevenson, R. J., Peterson, C. G., Kirschtel, D. B., King, C. G. & Tuchman, N. C. 1991. Density dependent growth, ecological strategies and effects of nutrient and shading on benthic diatom succession in streams. *Journal of Phycology* 27: 59-69.
- Stevenson, R. J., Yangdong, P., Manoylov, K. M., Parker, C. A., Larsen, D. P. & Herlihy, A. T. 2008a. Development of diatom indicators of ecological conditions for streams of the western US. *Journal of North American Benthological Society* 27(4): 1000-1016.
- Szabó, K. É., Makk, J., Kiss, K. T., Eiler, A., Ács, É, Tóth, B., Kiss, Á. K. & Bertilsson, S. 2008. Sequential colonization by river periphyton analysed by microscopy and molecular fingerprinting. *Freshwater Biology* 53: 1359-1371.
- Taylor, J. C., Archibald, C. G. M. & Harding, W. R. 2007. An Illustrated Guide to Some Common Diatom Species from South Africa. Water Research Commission TT282/07. 210p.
- Taylor, J. C., Prygiel, J., Vosloo, J., De La Rey, P. A. & Van Rensburg, L. 2007. Can diatom-based pollution indices be used for biomonitoring in South Africa? A case study of the Crocodile West and Marico water management area. *Hydrobiologia* 592: 455-464.

- Ter Braak, C. J. F. & Van Dam, H. 1989. Inferring pH from diatoms: a comparison of old and new calibration methods. *Hydrobiologia* 178: 209-223.
- Tesolin, G. & Tell, G. 1996. The epiphytic algae on floating macrophytes of a Panama river floodplain lake. *Hydrobiologia* 333: 111-120.
- Tolotti, M. 2001a. Phytoplankton and littoral epilithic diatoms in high mountain lakes of the Adamello-Brenta Regional Park (Trentino, Italy) and their relation to trophic status and acidification risk. *Journal of Limnology* 60(2): 171-188.
- Tolotti, M. 2001b. Littoral diatom communities in high mountain lakes of the Adamello-Brenta Regional Park (Trentino, Italy) and their relation to acidification. In Jahn, R., Kociolek, X., Witkowski, A. & Compère, P. (eds.), *Lange-Bertalot-Festschrift: Studies on Diatoms*. Gantner: Ruggell. p. 327-352.
- Torrise, M. C. & Dell'Uomo, A. 2006. Biological monitoring of some Apennine rivers (central Italy) using the diatom-based Eutrophication/Pollution Index (EPI-D) compared to other diatom indices. *Diatom Research* 21: 159-174.
- Torrise, M. C., Dell'Uomo, A. & Ector, L. 2008. Assessment of quality of the Apennine rivers (Italy) using the diatom indices: the River Foglia. *Cryptogamie Algologie* 29: 45-61.
- Torrise, M., Rimet, F., Cauchie, H. M., Hoffmann, L. & Ector, L. 2006. Bioindication par les diatomées épilithiques et épiphytes dans la rivière Sûre (Luxembourg). *Belgian Journal of Botany* 139(1): 39-48.
- Townsend, R. C. & Hildrew, A. G. 1994. Species traits in relation to a habitat templet for river systems. *Freshwater Biology* 31: 265-275.
- Trifonova, I. S. & Davydova, N. N. 1983. Diatoms in the plankton and sediments of two lakes of different trophic states. *Hydrobiologia* 103: 265-268.
- Tuchman, N. C., Panella, J., Donovan, P. & Smarrelli, J. Jr. 1994. Facultative heterotrophy as a survival mechanisms for light-limited benthic diatoms. *Bulletin of North American Benthological Society* 11: 129.
- Van Dam, H. & Mertens, A. 1993. Diatoms on herbarium macrophytes as indicators for water quality. *Hydrobiologia* 269/270: 437-445.
- Van Dam, H., Mertens, A. & Sinkeldam, J. 1994. A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology*. 28: 117-133.

- Verb, R. G. & Vis, M. L. 2000. Comparison of benthic diatom assemblages from streams draining abandoned and reclaimed coal mines and nonimpacted sites. *Journal of the North American Benthological Society* 19: 274-288.
- Verb, R. G. & Vis, M. L. 2005. Periphyton assemblages as bioindicators of mine-drainage in unglaciated Western Allegheny Plateau lotic systems. *Water, Air and Soil Pollution* 161: 227-265.
- Vercellino, I. M. S. & Bicudo, D. C. 2006. Sucessão da comunidade de algas perifíticas em reservatório oligotrófico tropical (São Paulo, Brasil): comparação entre período seco e chuvoso. *Revista Brasileira de Botânica* 29(3): 363-377.
- Wang, Y. K., Stevenson, R. J. & Metzmeier, L. 2005. Development and evaluation of a diatom-based index of biotic integrity for the Interior Plateau Ecoregion. *Journal of the North American Benthological Society* 24: 990-1008.
- Wang, Y. K., Stevenson, R. J., Sweets, P. R. & Difranco, J. 2006. Developing and testing diatom indicators for wetlands in the Casco Bay watershed, Maine, USA. *Hydrobiologia* 561: 191-206.
- Watanabe, M., N., Mayama, S., Hiroki, M. & Nozaki, H. 2000. Biomass, species composition and diversity of epipellic algae in mire pools. *Hydrobiologia* 421: 91-102.
- Watanabe, T., Asai, K., Houki, A., Tanaka, S. & Hizuka, T. 1986. Saprophylic and euryhalobous diatom taxa to organic water pollution and diatom assemblage index (DAIpo). *Diatom* 2:23-73.
- Weckström, J., Korhola, A. & Blom, T. 1997. Diatoms as quantitative indicators of pH and water temperature in subarctic Fennoscandian lakes. *Hydrobiologia* 347: 171-184.
- Whitton, B. A. & Kelly, M. G. 1995. Use of algae and other plants for monitoring rivers. *Australian Journal of Ecology* 20: 45-56.
- Whitton, B. A. 1991. Use of algae for monitoring rivers. *Journal of Applied Phycology* 3: 287.
- Whitton, B. A., Rott, E. (eds). 1996. *Use of Algae for Monitoring Rivers II*. Institut für Botanik, Univ Innsbruck, Innsbruck, 196 p.
- Whitton, B. A., Rott, E., Friedrich, G. (eds). 1991. *Use of Algae for Monitoring Rivers*. Institut für Botanik, Univ Innsbruck, Innsbruck, 193 p.
- Winter, J. G. & Duthie, H. C. 2000b. Stream biomonitoring at an agricultural test site using benthic algae. *Canadian Journal of Botany* 78(10): 1319-1325.
- Winter, J. G. & Duthie, H. C. 2000c. Stream epilithic, epipellic and epiphytic diatoms: habitat fidelity and use in biomonitoring. *Aquatic Ecology* 34: 345-353.
- Winter, J. G. & H. C. Duthie, 2000a. Epilithic diatoms as indicators of stream total N and total P concentration. *Journal of the North American Benthological Society* 19: 32-49.

- Wu, J.-T. 1999. A generic index of diatom assemblages as bioindicator of pollution in the Keelung River of Taiwan. *Hydrobiologia* 397: 79-87.
- Wu, Y.; Antoine, S. E. & Bowker, D. W. 1999. Colonisation of epilithic diatom population of the river Taft, South Wales, U.K. *Limnologia* 29: 174-185.
- Wunsam, S., Cattaneo, A. & Bourassa, N. 2002. Comparing diatom species, genera and size in biomonitoring: a case study from streams in the Laurentians (Quebec, Canada). *Freshwater Biology* 47:325-340.
- Yallop, M. L. & Kelly, M. G. 2006. From pattern to process: understanding stream phytobenthic assemblages and implications for determining 'ecological status'. *Nova Hedwigia, Suppl.* 130: 357-372.
- Yang, J. R. & Dickman, M. 1993. Diatoms as indicators of lake trophic status in central Ontario, Canada. *Diatom Research* 8(1): 179-193.
- Zelinka, M. & Marvan, P. 1961. Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fließender Gewässer. *Archiv für Hydrobiologie* 57: 389-407.
- Ziller, S. & Economou-Amilli, A. 1998. Freshwater algae from lakes in the lower Niger Delta system (Nigeria). *Hydrobiologia* 368: 217-229.

## Conclusões gerais

Os reservatórios incluídos nesta pesquisa foram nitidamente distintos um em relação ao outro durante o período estudado, considerando praticamente todas as variáveis abióticas analisadas e também a biomassa fotossintética fitoplanctônica.

Condutividade, alcalinidade, concentrações das formas inorgânicas e totais de nitrogênio e de fósforo total e teores de clorofila-*a* fitoplanctônica foram, substancialmente, mais baixos no reservatório oligotrófico (Lago do IAG) do que no hipertrófico (Lago das Garças), tanto na região pelágica (na superfície e em profundidade) quanto na litorânea, refletindo o estado de trofia dos sistemas.

A variabilidade temporal das características abióticas foi mais acentuada do que a espacial em ambos os reservatórios e permitiu a definição de um período quente e chuvoso e outro frio e seco nos dois ambientes, porém, melhor definido no oligotrófico.

De forma geral, o período chuvoso foi caracterizado pelas maiores temperaturas, precipitação pluviométrica (com picos em fevereiro-março/2007), concentrações de N (dissolvido e total), PT, condutividade (exceto na superfície) e razões de nutrientes e menores concentrações de PSR, OD e transparência, sendo, portanto, o período de maior limitação por P e luz. Maior estabilidade da coluna d'água (estratificação) também foi observada durante a chuva e na transição seca-chuva. O período seco apresentou maiores valores de PSR, OD e transparência (e condutividade na superfície) e foi a época de mistura constante da coluna d'água.

A variabilidade espacial horizontal, apesar de pouca ocorreu em função das características morfométricas e estruturais dos sistemas estudados. Foi maior no reservatório oligotrófico devido à maior ocorrência de macrófitas na região litorânea deste ambiente em relação ao reservatório hipertrófico, permitindo o aumento da concentração de matéria orgânica dissolvida.

A comunidade perifítica refletiu o gradiente de trofia e as tendências de variação temporal dos parâmetros abióticos em ambos os reservatórios, considerando tanto a biomassa e composição química quanto a estrutura específica da comunidade.

No reservatório oligotrófico, apesar da disponibilidade de luz ter sido um fator importante, o acréscimo de biomassa do perifíton foi regulado, principalmente, pela disponibilidade de nutrientes, sendo a comunidade colimitada por nutrientes e luz. A melhor razão de recursos não foi suficiente para aumentar a biomassa fotossintética e orgânica em condições de alta biomassa fotossintética fitoplanctônica. O aumento do conteúdo de nitrogênio permitiu, por outro lado, o aumento da biomassa orgânica mesmo com a biomassa



fitoplanctônica elevada. O componente algal da comunidade perifítica foi, portanto, mais fortemente limitado pela luz, enquanto que os demais o foram pela disponibilidade de nutrientes.

No reservatório hipertrófico, a disponibilidade de luz, fortemente influenciada pela intensidade de floração de cianobactérias planctônicas, foi o principal fator regulador do aumento de biomassa da comunidade perifítica. A maior disponibilidade de nutrientes, especialmente nitrogênio, permitiu acréscimo de biomassa apenas durante o período de menor limitação por luz.

A composição química e as razões N:P do perifíton representaram a limitação nutricional da água apenas no reservatório oligotrófico, indicando que o potencial desta comunidade como indicadora da disponibilidade de nutrientes foi maior neste ambiente.

No perifíton, considerando a variação entre os reservatórios, condições de hipertrofia proporcionaram maior densidade de espécies, porém, em geral, menores riqueza e diversidade tanto de diatomáceas quanto de outros grupos algais do que condições de oligotrofia, independentemente do período climático. Reforça-se, portanto, a afirmação de que a eutrofização resulta, além de no aumento da densidade algal devido às maiores concentrações de nutrientes, também na simplificação sistêmica dos ambientes aquáticos, com dominância de algumas poucas espécies e redução da riqueza e da diversidade.

Considerando a variação em cada reservatório, maiores densidades algais perifíticas durante o período seco refletiram a maior disponibilidade de nutrientes nesta época, em decorrência das frequentes circulações da coluna d'água neste período, em ambos os sistemas.

Em relação às classes algais, no sistema oligotrófico, diatomáceas, crisofíceas e clorofíceas apresentaram similar padrão de variação e diminuíram quando houve aumento dos demais grupos algais, os quais, no entanto, pouco contribuíram para a densidade algal total. As espécies descritoras da comunidade de diatomáceas neste sistema foram mais abundantes na seca, devido a diminuição da limitação nutricional. No reservatório hipertrófico, relação inversa entre diatomáceas e cianobactérias foi observada na região pelágica e entre diatomáceas e clorofíceas nas entradas. O aumento (região pelágica e entrada 6) ou a diminuição (entrada 7) das diatomáceas no início e na maioria dos meses secos foi controlado pela abundância dos demais grupos algais perifíticos mediante maior disponibilidade nutricional.

As comunidades de diatomáceas perifíticas, especificamente, variaram temporalmente em ambos os reservatórios em função da escala climática, da disponibilidade de nutrientes e da competição com os demais grupos algais. A maior variabilidade no reservatório hipertrófico ocorreu, provavelmente devido a mais forte influência de perturbações sobre a matriz perifítica. Neste sistema, as condições nutricionais favoreceram maior acumulação de biomassa tornando a matriz mais espessa e, portanto, mais facilmente sujeita a fatores alogênicos. Matrizes perifíticas

mais espessas são mais facilmente removidas, possibilitando a abertura de nichos para novos colonizadores e/ou facilitando a dispersão de espécies r-estrategistas.

No reservatório oligotrófico, a comunidade de diatomáceas foi representada principalmente por uma r-estrategista que foi mantida na comunidade apesar do estágio avançado de sucessão e por espécies S-estrategistas, adaptadas à utilização de recursos para manter crescimento positivo sob condições de baixa disponibilidade de nutrientes.

No reservatório hipertrófico, a trajetória temporal da comunidade foi de uma comunidade formada, principalmente, por S-estrategistas durante a maior parte do período chuvoso, graças à menor disponibilidade de nutrientes, para outra formada, principalmente, por C e S-estrategistas durante maior parte do período seco, sob melhores condições nutricionais. Passou também por uma comunidade perturbada composta, principalmente, por r-estrategistas na transição do período chuvoso para o seco, quando houve picos de precipitação pluviométrica e, portanto, aumento da intensidade do distúrbio. A mudança no sentido destes colonizadores primários, seguida por claro processo de convergência para uma comunidade composta, principalmente, por S e C-estrategistas após o distúrbio, representou uma maior substituição de espécies ao longo do intervalo temporal estudado, fato que, certamente, contribuiu para uma maior variabilidade temporal, permitindo a caracterização da comunidade deste reservatório como menos estável em relação à do oligotrófico.

Tanto com relação à comunidade algal perifítica geral, quanto à específica de diatomáceas, riqueza e diversidade foram influenciadas por nutrientes e luz no sistema oligotrófico, diminuindo mediante aumento da abundância, principalmente de crisofíceas, importantes estrategistas em condições de menor disponibilidade de nutrientes.

No sistema hipertrófico, a variação nos índices foi influenciada tanto por processos determinísticos, como a competição entre os grupos algais, quanto estocásticos, devido ao aumento da intensidade do distúrbio. A diminuição dos valores de riqueza, diversidade e equitabilidade e o aumento dos valores de dominância foram, no primeiro caso, simultâneos ao aumento da contribuição das cianobactérias durante alguns meses finais do período seco sob condições de menor disponibilidade de nitrogênio e luz e, no segundo, foram relacionados com a maior influência dos distúrbios que conduziram ao aumento das densidades de diatomáceas r-estrategistas.

Associações de espécies características das diferentes condições nutricionais foram formadas nos reservatórios estudados. Praticamente nenhuma das espécies abundantes, tanto de diatomáceas, quanto dos demais grupos algais, foram repetidas entre os reservatórios. O perifíton, portanto, por variar além do conteúdo de nutrientes e da biomassa, também a composição e a diversidade de espécies em função dos estados de trofia dos reservatórios, é uma

comunidade sensível e rica em informações com grande potencial de uso no monitoramento dos sistemas lacustres.

Neste estudo de caso, as unidades amostrais dos reservatórios estudados foram divididas em três grupos, em função da similaridade das comunidades perifíticas de diatomáceas. Cada grupo apresentou um conjunto característico de espécies indicadoras das suas condições ambientais.

As espécies de diatomáceas perifíticas indicadoras do reservatório oligotrófico (grupo 1) são reconhecidamente representantes de ambientes com baixa concentração de nutrientes e de poluição. As espécies indicadoras dos grupos 2 e 3 (reservatório hipertrófico) são amplamente consideradas tolerantes às altas concentrações de nutrientes e condutividade e, também neste estudo, foram relacionadas aos valores mais altos destas variáveis.

Condutividade e nutrientes (principalmente as formas totais de nitrogênio e fósforo), portanto, foram as principais variáveis a influenciar as comunidades de diatomáceas nestes sistemas. O pH, apesar de não ter sido a principal variável, certamente contribuiu para explicar as diferenças na composição e riqueza de espécies pois das espécies indicadoras do grupo 1, grande parte pertence ao gênero *Eunotia* e vários representantes são espécies do gênero *Frustulia* e *Pinnularia*, geralmente bem representados em águas ácidas. Sobre as indicadoras dos grupos 2 e 3, a maioria é considerada característica de águas com pH neutro ou alcalino.

A tendência de segregação das comunidades dos grupos 2 e 3 (reservatórios hipertrófico) ocorreu em função das estratégias adaptativas das suas espécies indicadoras, às condições preponderantes. A comunidade do grupo 2 foi principalmente formada por espécies S-estrategistas, com alta habilidade competitiva para utilizar recursos e manter taxas de crescimento positivas em condições de estresse, neste caso, menor disponibilidade de luz. A comunidade do grupo 3, associada à melhoria das condições de recursos (luz e nutrientes), porém influenciada pelo aumento da precipitação pluviométrica, foi formada, além de por S-estrategistas, por C-estrategistas, com alta habilidade competitiva sob boas condições de recursos, e por r-estrategistas, adaptadas ao distúrbio.

Apesar da variabilidade temporal em função da disponibilidade de luz no reservatório hipertrófico todas as espécies selecionadas como indicadoras nos grupos correspondentes ao reservatório hipertrófico foram similares quanto às suas tolerâncias ambientais. No caso deste estudo, portanto, confirmam-se as suposições de que a dominância e subdominância dos táxons podem variar de uma espécie para outra ou de uma estação para outra sob comparáveis condições sapróbicas/tróficas, porém a dominância da categoria de espécies tolerantes ou sensíveis como um todo, permanece não afetada.

As diatomáceas perifíticas, particularmente, em função da melhor representatividade na referida comunidade e por responderem bem ao estado de trofia, podem ser consideradas úteis ferramentas para a avaliação e monitoramento da qualidade ecológica da água nestes ambientes.

Nenhum dos índices de qualidade de água baseados na comunidade de diatomáceas aplicados foi precisamente compatível com a caracterização trófica previamente conhecida dos reservatórios. Diferenças florísticas entre as regiões e diferenças ambientais que modificam as respostas das espécies às características de qualidade da água foram os prováveis fatores responsáveis pela imprecisão dos índices aplicados neste trabalho, evidenciando a necessidade da elaboração de sistemas de calibração próprios de cada localidade, visando o desenvolvimento de modelos e índices regionais.

Com relação ao fitoplâncton, o aumento da abundância das classes algais fitoplanctônicas nos períodos de mistura (época seca) e estratificação (transição seca/chuva e chuva) se deu sem função das características fisiológicas e das estratégias das espécies representantes.

No reservatório oligotrófico, durante a estratificação, o maior sucesso das clorofíceas e crisofíceas (em termos de densidade) e das dinofíceas (em termos de biomassa) foi devido ao curto ciclo de vida e/ou maiores taxas fotossintéticas e também à presença de copiosa mucilagem, flagelo, diminuto tamanho celular, fotoadaptação e auto-regulação da posição na coluna d'água das espécies descritoras. Durante a mistura, o aumento da biomassa de clorofíceas e crisofíceas foi devido às altas taxas de crescimento das espécies representantes (C-estrategistas), sob condições não limitantes. Considerando a densidade, o aumento das cianobactérias, representadas por *S. nidulans*, está provavelmente relacionado à habilidade das espécies deste gênero de evitar ou diminuir a limitação por dióxido de carbono e bicarbonato, através de mecanismos bioquímicos de concentração e estoque de carbono nas células.

No reservatório hipertrófico, cianobactérias de ambientes rasos, com menor disponibilidade de luz, nitrogênio e carbono foram favorecidas durante o final do período seco e grande parte do chuvoso, associadas aos maiores valores de NT e razão molar Si:P e aos menores PT, razão molar N:P inorgânico e CO<sub>2</sub> total. A diminuição da intensidade da floração destas cianobactérias no sentido do período seco, de maior disponibilidade de nutrientes e transparência da água, abriu novos nichos para o desenvolvimento de clorofíceas, criptofíceas, euglenofíceas e diatomáceas.

Especificamente sobre as diatomáceas, sua participação foi pequena em ambos os reservatórios quando comparada com as dos demais grupos de algas, provavelmente em função da menor disponibilidade de sílica e P nestes ambientes.

No reservatório oligotrófico, as principais espécies de diatomáceas descritoras ambientais aumentaram sua contribuição, especialmente com relação à biomassa, durante o

período seco (mistura) em condições de menores razões NID:PSR e Si:P e maior PSR. O decréscimo da biomassa do grupo na chuva (estratificação) se deu em função não só da diminuição da disponibilidade de nutrientes, mas também da sedimentação das células devido à ausência de mistura. É altamente provável que, neste reservatório, o aumento da disponibilidade, principalmente de P, influenciado pelo regime de mistura, bem como as menores temperaturas causaram o crescimento das diatomáceas, com conseqüente decréscimo das concentrações de sílica.

No reservatório hipertrófico, o aprofundamento da zona de mistura também foi apontado como principal fator controlador do aumento da biomassa das diatomáceas. No entanto, suas principais espécies descritoras foram importantes não só nos meses secos (até agosto/2007), mas também durante o início do período chuvoso, relacionadas aos maiores valores das razões molares NID:PSR. Portanto, o aumento das concentrações de N e a diminuição da intensidade da floração de cianobactérias, provavelmente, favoreceu a abertura de novos nichos, contribuindo para o aumento da representatividade do grupo no reservatório.

Diferentes atributos controlaram a variabilidade temporal e espacial dos índices biológicos desta comunidade nos dois reservatórios estudados. No reservatório oligotrófico, o fato deste sistema ser atelomítico provavelmente explica o aumento da riqueza, diversidade e equitabilidade e a diminuição da dominância durante a chuva. Os prováveis aprofundamentos diários da zona de mistura, mesmo em época de maior estabilidade da coluna d'água, caracterizaram distúrbios de intensidade intermediária, que propiciam o aumento da diversidade.

No sistema hipertrófico, a intensidade da floração de cianobactérias foi o principal fator controlador, principalmente, da riqueza e diversidade neste ambiente, porém, especificamente na região pelágica. A redução da dominância das cianobactérias durante o final do período chuvoso e início do seco culminou com o aumento da riqueza, da diversidade e da equitabilidade no reservatório. Paralelamente, o aumento da dominância dos representantes do grupo correspondeu à diminuição dos valores dos índices antes mencionados durante o período de maior estabilidade térmica do sistema (final da época seca e início da de chuvas).

Considerando a variabilidade espacial, de forma geral as regiões litorâneas apresentaram maiores valores de riqueza e diversidade quando comparadas com as pelágicas, provavelmente, em função das características morfológicas diferenciadas destas zonas, especialmente sua maior complexidade de habitats, em função da abundância de macrófitas aquáticas.

Anexo 1: Relação dos táxons registrados no Lago do IAG e no Lago das Garças, entre setembro de 2006 e agosto de 2007.

## Perifiton – Lago do IAG

### Bacillariophyceae

<i>Achnanthydium microcephalum</i> Kützing	<i>Eunotia zygodon</i> Ehrenberg
<i>Achnanthydium</i> sp1	Fragilariaceae 1
<i>Achnanthydium</i> sp2	<i>Fragilariforma javanica</i> Hustedt
<i>Actinella brasiliensis</i> Grunow in Van Heurck	<i>Frustulia crassinervia</i> (Brébisson) Lange-Bertalot & Krammer
<i>Amphora</i> sp1	<i>Frustulia</i> sp1
<i>Aulacoseira</i> sp1	<i>Gomphonema augur</i> var. <i>turris</i> (Ehrenberg) Lange-Bertalot
<i>Brachysira brebissonii</i> Ross	<i>Gomphonema gracile</i> Ehrenberg
<i>Brachysira neoxilis</i> Lange-Bertalot & Moser	<i>Gomphonema laticollum</i> Reichardt
<i>Chamaepinnularia mediocris</i> (Krasske) Lange-Bertalot et Krammer	<i>Gomphonema parvulum</i> (Kützing) Kützing
<i>Discostella stelligera</i> (Cleve & Grunow) Houk & Klee	<i>Gomphonema</i> sp1
<i>Encyonema lunatum</i> (W. Smith) Van Heurck	<i>Gomphonema subtile</i> Ehrenberg
<i>Encyonema mesianum</i> (Cholnoky) Mann	<i>Kobayasiella subtilissima</i> (Cleve) Lange-Bertalot
<i>Encyonema minutum</i> (Hilse in Rabenhorst) Mann	<i>Navicula notha</i> Wallace
<i>Encyonema neogracile</i> Krammer	<i>Navicula cryptocephala</i> Grunow
<i>Encyonema silesiacum</i> (Bleisch in Rabenhorst) Mann	<i>Navicula</i> sp1
<i>Encyonema</i> sp.	<i>Navicula</i> sp2
<i>Encyonopsis raytonensis</i> (Cholnoky) Krammer	<i>Nitzschia</i> sp3
<i>Eunotia</i> af. <i>carolina</i> Patrick	<i>Nitzschia</i> sp4
<i>Eunotia bilunaris</i> (Ehrenberg) Mills	<i>Pinnularia brauniana</i> (Grunow) Mills
<i>Eunotia intermedia</i> Nörpel & Lange-Bertalot	<i>Pinnularia viridiformis</i> Krammer
<i>Eunotia exigua</i> (Brébisson) Rabenhorst	<i>Pinnularia divergens</i> W. Smith var. <i>divergens</i>
<i>Eunotia faba</i> Ehrenberg	<i>Pinnularia divergens</i> W. Smith var. <i>malayensis</i> Hustedt
<i>Eunotia flexuosa</i> (Brébisson) Kützing	<i>Pinnularia divergens</i> W. Smith var. <i>mesoleptiformis</i> Kram. & Metzeltin
<i>Eunotia formica</i> Ehrenberg	<i>Pinnularia gibba</i> Ehrenberg var. <i>subundulata</i> (Mayer) Frenguelli
<i>Eunotia indica</i> Grunow in Rabenhorst	<i>Pinnularia nobilis</i> (Ehrenberg) Ehrenberg var. <i>regularis</i> Krammer
<i>Eunotia minor</i> (Kützing) Grunow	<i>Pinnularia romanorum</i> Metzeltin & Lange-Bertalot
<i>Eunotia muscicola</i> var. <i>tridentata</i> Nörpel & Lange-Bertalot	<i>Pinnularia subgibba</i> Krammer var. <i>lanceolata</i> Gaiser & Johansen
<i>Eunotia praeurupta</i> Ehrenberg	<i>Sellaphora pupula</i> (Kützing) Mereschkovsky
<i>Eunotia rhomboidea</i> Hustedt	<i>Stauroneis phoenicenteron</i> (Nitzsch) Ehrenberg
<i>Eunotia</i> sp.	<i>Stenopterobia delicatissima</i> (Lewis) Van Heurck
<i>Eunotia subarcuatoidea</i> Alles, Nörpel-Schemp & Lange-Bertalot	<i>Surirella guatimalensis</i> Ehrenberg
	<i>Surirella linearis</i> Smith var. <i>contracta</i> Grunow

### Chlorophyceae

<i>Bulbochaete</i> sp.	<i>Elakatothrix gelatinosa</i> Wille
<i>Carteria globulosa</i> Pascher	<i>Eutetramorus fottii</i> (Hindák) Komárek
<i>Carteria multifilis</i> (Fresenius) Dill	<i>Eutetramorus globosus</i> Walton
<i>Carteria platyrhyncha</i> Ettl	<i>Keratococcus bicaudatus</i> (A. Braun ex Rabenhorst) J. B. Petersen
<i>Carteria sanpaulensis</i> Skvortzov	<i>Kirchneriella lunaris</i> (Kirchner) Möbius
<i>Chaetosphaeridium globosum</i> Klebam	<i>Kirchneriella microscopica</i> Nygaard
<i>Characium</i> cf. <i>obesum</i> W. Taylor	<i>Kirchneriella pinguis</i> Hindák
<i>Characium rostratum</i> Reinhard ex Printz	<i>Monoraphidium arcuatum</i> (Koršikov) Hindák
<i>Characium</i> sp.	<i>Monoraphidium circinale</i> (Nygaard) Nygaard
<i>Chlamydomonas agloëformis</i> Pasch	<i>Monoraphidium contortum</i> (Thuret) Komarková-Legnerová
<i>Chlamydomonas debaryana</i> Goroschankin	<i>Monoraphidium dybowskii</i> (Wol.) Hindák. & Komarková-Legnerová
<i>Chlamydomonas epibiotica</i> Ettl	<i>Monoraphidium griffithii</i> (Berk.) Komarková-Legnerová
<i>Chlamydomonas gloeopara</i> Rodhe & Skuja	<i>Monoraphidium minutum</i> (Nägeli) Komarková-Legnerová
<i>Chlamydomonas planctogloea</i> Skuja	<i>Monoraphidium pseudobraunii</i> (Belcher & Swale) Heynig
<i>Chlamydomonas saggitula</i> Skuja	<i>Monoraphidium tortile</i> (W. & G.S. West) Komárk.-Legn.
<i>Chlamydomonas sordida</i> Ettl	<i>Oocystis lacustris</i> Chodat
<i>Chlorella vulgaris</i> Beijerinck	<i>Pandorina</i> cf. <i>smithii</i> Chodat
<i>Chlorococcum infusionum</i> (Schrank) Meneghini	<i>Pediastrum tetras</i> (Ehrenberg) Ralfs
<i>Chlorogonium fusiforme</i> Matvienko	<i>Protoderma viridae</i>
<i>Chloromonas frigida</i> (Skuja) Gerloff & Ettl	<i>Pseudodidymocystis bicellularis</i>
<i>Chloromonas pumilio</i> Ettl	<i>Pseudodidymocystis fina</i> (Komárek) Hegewald & Deason
Chlorophyceae 1	<i>Scenedesmus acutus</i> Meyen
Chlorophyceae 2	<i>Scenedesmus danubialis</i> Hortobágyi
Chlorophyceae 3	<i>Scenedesmus denticulatus</i> var. <i>linearis</i>
Chlorophyceae 6	<i>Scenedesmus ecornis</i> (Ehrenberg) Chodat
Chlorophyceae 5	<i>Scenedesmus linearis</i> Komárek
<i>Closteriopsis acicularis</i> (Smith) Belcher & Swale	<i>Scenedesmus obtusus</i> Meyen
<i>Coccomonas orbicularis</i> Stein	<i>Scenedesmus ovalternus</i> Chodat
<i>Coenocystis micrococa</i>	<i>Scenedesmus quadricauda</i> (Turpin) Brébisson
<i>Crucigenia tetrapedia</i> (Kirchner) West & West	<i>Scenedesmus semipulcher</i> Hortobágyi
<i>Crucigeniella rectangularis</i> (Nägeli) Gay	<i>Scenedesmus</i> sp1

*Desmodesmus armatus* var. *armatus* (Chodat) Hegewald  
*Desmodesmus intermedius* var. *acutispinus* (Roll) Hegewald  
*Desmodesmus maximus* (W. West & G. S. West) Hegewald  
*Desmodesmus polyspinosus*  
*Desmodesmus* sp1  
*Desmodesmus* sp2  
*Desmodesmus spinosus* (Chodat) Hegewald  
*Drepanochloris uherkovichii*

*Scenedesmus westii* (G. M. Smith) R. Chodat  
*Scotiellopsis* sp.  
*Sphaerocystis planctonica* (Korshikov) Bourrelly  
*Tetraëdron caudatum* (Corda) Hansgirg  
*Tetrastrum triangulare* (Chodat) Komárek  
*Ulothrix* cf. *Tenerrima* (Kützing) Kützing  
*Uronema elongatum* W. J. Hodgetts  
Volvocales 1

---

## Chrysophyceae

---

*Chromulina asymmetrica* (Doflein) Bourrelly

*Chromulina* cf. *chionophila* Stein  
*Chromulina* cf. *globosa* Pascher  
*Chromulina* cf. *longiciliata* Matvienko  
*Chromulina* cf. *obconica* Scherffel  
*Chromulina* cf. *pigra* Skuja  
*Chromulina* cf. *pygmaea* Nygaard  
*Chromulina dubia* Nygaard  
*Chromulina elegans* Doflein  
*Chromulina microplankton* (Pascher) Pascher  
*Chromulina minima* Doflein  
*Chromulina nebulosa* Sánchez  
*Chromulina pseudograndis* Matvienko  
*Chromulina* sp1  
*Chromulina* sp2  
*Chromulina sphaerica* Bachmann  
*Chrysoamoeba tenera*  
*Chrysoclonium ramosum* Pascher  
*Chrysococcus radians* W. Conrad  
*Chrysococcus* sp.  
Chrysophyceae 1  
Chrysophyceae 2  
Chrysophyceae 3  
Chrysophyceae 4  
Chrysophyceae 5  
Chrysophyceae 6  
Chrysophyceae 7  
Chrysophyceae 8  
Chrysophyceae 9  
Chrysophyceae 10  
Chrysophyceae 11  
Chrysophyceae 12  
Chrysophyceae 13  
*Chrysozooecia fenestrata* Pascher

*Conradiella ovata* Ettl & Perman  
*Derepyxis* cf. *amphora* Stokes  
*Dinobryon divergens* Imhof var. *schawinslandii* (Lem.) Brunthaler  
*Dinobryon sertularia* Ehrenberg  
*Lagynion ampullaceum* Pascher  
*Lagynion macrotrachelum* Pascher  
*Mallomonas* cf. *cratis* (Harris) Bradley  
*Mallomonas* cf. *mantvienkoeae* Asmund & Kristiansen  
*Mallomonas* cf. *valkanoviana* (Valkanova) Conrad  
*Mallomonas* sp1  
*Mallomonas* sp2  
*Mallomonas* sp3  
*Mallomonas* sp4  
*Monas socialis* (Ehrenberg) Lemmermann  
*Ochromonas* cf. *echynocystis* Matvienko  
*Ochromonas* cf. *granularis* Doflein  
*Ochromonas* cf. *tenera* Meyer  
*Ochromonas crenata* Klebs  
*Ochromonas danica* Pringsheim  
*Ochromonas hovassei* Bourrelly  
*Ochromonas margaritata* Skuja  
*Ochromonas ovalis* Doflein  
*Ochromonas sessilis* Skuja  
*Ochromonas* sp1  
*Ochromonas* sp2  
*Ochromonas* sp3  
*Ochromonas* sp4  
*Ochromonas sphaerella* Skuja  
*Ochromonas taeniata* Ettl  
*Ochromonas variabilis* Meyer  
*Protorhizochrysidis leucosinii* Skvortzov  
*Pseudokephyrium parvum* Hilliard  
*Spinoferomonas bourrelyi*  
*Stephanoporos* sp.  
*Stylochrysalis libera* (Fott) Bourrelly

---

## Cyanobacteria

---

*Anabaena* cf. *ambigua* Rao  
*Aphanocapsa conferta* (West & West) Kom.-Legn. & Cronberg  
*Aphanocapsa delicatissima* West & West  
*Aphanocapsa incerta* (Lemmermann) Cronberg & Komárek  
*Chroococcus minor* (Kützing) Nägeli  
*Chroococcus minutus* (Kützing) Nägeli  
*Geitleribactron subaquale* (Geitler) Komárek  
*Geitlerinema splendidum* (Gomont) Anagnostidis  
*Johanesbatsiptella pellucida* (Dickie) Taylor et Drouet  
*Lemmermaniella palida* (Lemmermann) Geitler  
*Leptolyngbya elongata* (Thomas & Gonzalves) Anagnostidis  
*Leptolyngbya lagerheimii* (Gomont) Anagnostidis & Komárek  
*Leptolyngbya perelegans* (Lemmermann) Anagnostidis & Komárek  
*Leptolyngbya tenuis* (Gomont) Anagnostidis & Komárek  
*Limnothrix gandhii* (Kamat) C. Bicudo  
*Merismopedia punctata* Meyen

*Merismopedia tenuissima* Lemmermann  
*Merismopedia trolleri* Bachmann  
*Phormidium chlorinum* (Kützing ex Gomot) Umezaki & Watanabe  
*Phormidium jasorvense* (Vouk) Anagnostidis  
*Phormidium natans* (Gomont) Senna & Compère  
*Phormidium simplicissimum* (Gomont) Anagnostidis & Komárek  
*Planktothrix agardhii* (Gomont) Komárek & Anagnostidis  
*Pseudanabaena* cf. *catenata* Lauterborn  
*Pseudanabaena galeata* Böchner  
*Pseudanabaena mucicola* (Huber-Pestalozzi & Naumann) Schwabe  
*Rhabdoderma* cf. *lineare* Schmidle & Lauterborn  
*Rhabdoderma sancti-pauli* Azevedo *et al.*  
*Synechococcus nidulans* (Pringsheim) Komárek  
*Synechocystis aquatilis* Sauvageau  
*Tychonema* cf. *bornetii* (Zukal) Anagnostidis & Komárek

---

## Craspedomonadophyceae

---

*Codosiga botrytis* (Ehrenberg) Bütschli  
*Salpingoeca caudiculata* D. Bicudo & C. Bicudo

*Monosiga brevipes* Kent  
*Salpingoeca clarkii* Stein

---

## Cryptophyceae

---

*Chilomonas oblonga* Pascher  
*Cryptochrysis pochmani*  
*Cryptomonas* cf. *phaseolus* Skuja

*Chroomonas nordstedtii* Rosenberg  
*Cryptomonas brasiliensis* Castro, C. Bicudo & D. Bicudo  
*Cryptomonas erosa* Ehrenberg

*Cryptomonas platyrris* Skuja  
*Cyanonephron styloides* Hickel  
*Pseudocryptomonas cf. subcylindrica* Bicudo & Tell

*Cryptomonas tenuis* Pascher  
*Cyathomonas truncata* (Fresenius) Fisch  
*Rhodomonas lacustris* Pascher & Ruttner

---

---

### Dinophyceae

---

---

*Peridinium gatunense* Nygaard  
*Peridinium umbonatum* Stein

*Tetradinium cf. javanicum* Klebs

---

---

### Euglenophyceae

---

---

*Euglena anabaena* Mainx  
*Lepocinclis fusiformis* (Carter) Lemmermann emend. Conrad  
*Lepocinclis ovum* (Ehr.) Lemmermann  
*Trachelomonas curta* var. *minima* Tell & Domitrovic  
*Trachelomonas hispida* Ehrenberg var. *derephora* Conrad  
*Trachelomonas lacustris* Drezepolski

*Trachelomonas oblonga* Lemmermann  
*Trachelomonas volvocina* Ehrenberg  
*Trachelomonas volvocina* Ehrenberg var. *derephora* Conrad  
*Trachelomonas volvocinopsis* Swienko  
Euglenophyceae 1

---

---

### Eustigmatophyceae

---

---

*Pseudocharaciopsis minuta* (Braun) Hibberd

*Vischeria undulata* Pascher

---

---

### Oedogoniophyceae

---

---

*Oedogonium* sp1  
*Oedogonium* sp3

*Oedogonium* sp4

---

---

### Prasinophyceae

---

---

*Angulomonas stagnalis* Skvortzov  
*Fluitomonas eliptica* Skvortzov  
*Pedinomonas minutissima* Skuja  
*Protoaceromonas rugosa* Skvortzov  
*Protoaceromonas spinosa* Skvortzov  
*Protochromonas granulata* Skvortzov

*Prototractomonas rotundata* Skvortzov  
*Pseudopedinomonas astigmata* (Skvortzov) C.E.M. Bicudo  
*Pseudopedinomonas coccinea* (Skvortzov) C.E.M. Bicudo  
*Pseudopedinomonas hiemale* Skvortzov  
*Pseudopedinomonas oculata* (Skvortzov) C.E.M. Bicudo

---

---

### Prymnesiophyceae

---

---

*Prymnesium* sp.

---

---

### Raphidophyceae

---

---

*Merotrichia bacillata* Mereschkowski

*Vacuolaria cf. tropicalis* C. Bicudo & Cardoso

---

---

### Xanthophyceae

---

---

*Centrtractus cf. belenophorus* Lemmermann  
*Characiopsis obovoidea* Pascher  
*Characiopsis pyriformis* var. *subsessilis* Lemmermann  
*Characiopsis sphagnicola* Pascher  
*Chloridella cystiformis* Pascher  
*Monallantus angustus* Ettl  
*Nephrodiella minor* Pascher  
*Nephrodiella semilunaris* Pascher

*Ophiocytium maximum* Borzi  
*Ophiocytium parvulum* (Perty) Braun  
*Polyedriella crassipinata*  
*Rhizochloris stigmatica* Pascher  
*Tetraplektron cf. bourrellyi* Ettl  
*Xanthonema hormidioides* (Vischer) Silva  
*Xanthonema stichococcoides* (Pascher) Silva  
Xanthophyceae 1

---

---

### Zygnemaphyceae

---

---

*Closterium angustatum* var. *angustatum* Kützing  
*Closterium baylyanum* Brébisson  
*Closterium cf. limneticum* Lemmermann

*Closterium* sp1  
*Closterium* sp2  
*Closterium turgidum* Ehrenberg ex Ralfs var. *giganteum* (Nordstedt) De Toni

*Closterium closterioides* (Ralfs) Louis & Peeters  
*Closterium diana* var. *diana* f. *diana* Ehrenberg  
*Closterium ehrenbergii* Meneghini  
*Cosmarium contractum* var. *rotundatum* Borge  
*Cosmarium majae* Ström  
*Cosmarium margaritatum* (Lundell) Roy & Bisset  
*Cosmarium minutum* Bennett  
*Cosmarium nymnianum* Grunow  
*Cosmarium pseudoconnatum* Nordstedt  
*Cosmarium regnelli* Wille  
*Cosmarium* sp.  
*Cosmarium subcucumis* f. *compressum* C. Bicudo  
*Cosmarium subcucumis* var. *subcucumis* Schmidle  
*Cosmarium sublobatum* (Brébisson) Archer  
*Cosmarium subtumidum* var. *subtumidum* Nordstedt  
*Cosmarium trilobulatum* var. *trilobulatum* Reinsch  
*Cosmarium contractum* var. *rotundatum* Borge

*Cosmarium abbreviatum* Racib.  
*Cosmarium conspersum* Ralfs  
*Cosmarium contractum* Kirchner  
*Desmidium gracilipes* (Nordstedt) Lagerheim  
*Gonatozygon pilosum* Wolle  
*Mougeotia* sp.  
*Netrium oblongum* var. *cylindricum* West & West  
*Netrium* sp.  
*Spirogyra* sp.  
*Staurastrum margaritaceum* (Ehrenberg) Meneghini  
*Staurastrum rotula* Nordstedt  
*Staurastrum setigerum* Cleve  
*Staurastrum setigerum* var. *minor* Schmidle  
*Staurastrum tetracerum* var. *tetracerum* (Kützing) Ralfs  
*Stauroidesmus extensus* var. *joshuae* (Gutwinski) Teiling  
*Stauroidesmus incus* (Meneghini) Teiling

---

---

### Não identificadas

---

---

Não identificada 1  
Não identificada 2  
Não identificada 3  
Não identificada 4  
Não identificada 5

Não identificada 6  
Não identificada 7  
Não identificada 8  
Não identificada 9



## Perifiton - Lago das Garças

---

### Bacillariophyceae

---

<i>Achnanthydium catenatum</i> (Bily e Marvan) Lange-Bertalot	<i>Gomphonema pseudoaugur</i> Lange-Bertalot
<i>Achnanthydium minutissimum</i> (Kützing) Czarnecki	<i>Gomphonema pumilum</i> var. <i>rigidum</i> Reichardt & Lange-Bertalot
<i>Achnanthydium saprophilum</i> (Kob. & May. Round & Bukhtiyarova)	<i>Gomphonema turris</i> var. <i>brasiliense</i> Frenguelli
<i>Achnanthydium exiguum</i> (Grunow) Czarnecki	<i>Gomphonema venusta</i> Passy, Kociolek & Lowe
<i>Achnanthydium</i> sp2	<i>Melosira varians</i> Agardh
<i>Amphora copulata</i> (Kützing) Schöeman & Archibald	<i>Navicula cryptotenella</i> Lange-Bertalot
<i>Aulacoseira ambigua</i> var. <i>ambigua</i> Grunow in Van Heurck	<i>Navicula erifuga</i> Lange-Bertalot
<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i> (O. Müller) Simonsen	<i>Navicula</i> sp1
<i>Discostella stelligera</i> (Cleve & Grunow) Houk & Klee	<i>Navicula</i> sp2
<i>Encyonema silesiacum</i> (Bleisch in Rabenhorst) Mann	<i>Nitzschia sigma</i> (Kützing) Wm. Smith
<i>Encyonema</i> sp2	<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) Wm. Smith
<i>Eolimna minima</i> (Grunow) Lange-Bertalot	<i>Nitzschia amphibia</i> Grunow
<i>Eunotia bilunaris</i> (Ehrenberg) Mills morfotipo 1	<i>Nitzschia linearis</i> (Agardh) Wm. Smith
<i>Eunotia rhomboidea</i> Hustedt	<i>Nitzschia graciliformis</i> Lange-Bertalot & Simonsen
<i>Eunotia</i> sp1	<i>Nitzschia gracilis</i> Hantzsch
<i>Eunotia faba</i> (Ehrenberg) Grunow	<i>Nitzschia paleaformis</i> Hustedt
<i>Gomphonema affine</i> Kützing var. <i>affine</i>	<i>Planothidium lanceolatum</i> (Brébisson ex Kützing) Round & Bukhtiyarova
<i>Gomphonema affine</i> var. <i>rhombicum</i> Reichardt	<i>Planothidium rostratum</i> (Oestrup) Round & Bukhtiyarova
<i>Gomphonema augur</i> var. <i>turris</i> (Ehrenberg) Lange-Bertalot	<i>Sellaphora pupula</i> (Kützing) Mereschkovskiy
<i>Gomphonema gracile</i> Ehrenberg	<i>Ulnaria acus</i> (Kützing) Aboal
<i>Gomphonema laticollum</i> Reichardt	<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch) Compère
<i>Gomphonema parvulum</i> (Kützing) Kützing	

---

### Chlorophyceae

---

<i>Actinastrum aciculare</i> Playfair	<i>Kirchneriella contorta</i> (Schmidle) Bohlin var. <i>elegans</i> Playfair
<i>Ankistrodesmus bernardii</i> Komárek	<i>Kirchneriella diana</i> (Bohlin) Comas
<i>Ankistrodesmus bibratianus</i> (Reinsch) Koršikov	<i>Kirchneriella lunaris</i> (Kirchner) Möbius
<i>Ankistrodesmus densus</i> Korshikov	<i>Kirchneriella obesa</i> (West) Schmidle sensu Hindák
<i>Ankistrodesmus spiralis</i> (Turn.) Lemmermann	<i>Kirchneriella pinguis</i> Hindák
<i>Botryococcus</i> sp	<i>Lagerheimia ciliata</i> (Lagerheim) Chodat
<i>Carteria multifilis</i> (Fresenius) Dill	<i>Monoraphidium arcuatum</i> (Koršikov) Hindák
<i>Chaetosphaerium globosum</i> Klebam	<i>Monoraphidium circinale</i> (Nygaard) Nygaard
<i>Characium</i> cf. <i>ensiforme</i> Hermann	<i>Monoraphidium contortum</i> (Thuret) Komarková-Legnerová
<i>Characium</i> sp2	<i>Monoraphidium dybowskii</i> (Wol.) Hindák & Komarokova-Legnerova
<i>Chlamydomonas agloziformis</i> Pasch	<i>Monoraphidium griffithii</i> (Berkeley) Komarková-Legnerová
<i>Chlamydomonas debaryana</i> Goroschankin	<i>Monoraphidium minutum</i> (Nägeli) Komarková-Legnerová
<i>Chlamydomonas epibiotica</i> Ettl	<i>Monoraphidium subclavatum</i> Nygaard
<i>Chlamydomonas gloeopara</i> Rhode & Skuja	<i>Monoraphidium tortile</i> (W. & G.S. West) Komarková-Legnerová
<i>Chlamydomonas planctogloea</i> Skuja	<i>Nephrocytium</i> sp
<i>Chlamydomonas saggitula</i> Skuja	<i>Nephrocytium spirale</i> Beck-Mannagetta
<i>Chlamydomonas sordida</i> Ettl	<i>Oocystis</i> sp
<i>Chlamydomonas</i> sp1	<i>Pediastrum simplex</i> Meyen
<i>Chlamydomonas</i> sp2	<i>Pediastrum tetras</i> (Ehrenberg) Ralfs
<i>Chlamydomonas</i> sp3	<i>Pseudodidymocystis bicellularis</i>
<i>Chlorella vulgaris</i> Beijerinck	<i>Pseudodidymocystis fina</i> (Komárek) Hegewald & Deason
<i>Chlorococcum</i> cf. <i>infusioformis</i> (Schrank) Meneghini	<i>Scenedesmus acuminatus</i> (Lagerheim) Chodat var. <i>acuminatus</i>
<i>Chlorococcum</i> sp / <i>Chlorella</i>	<i>Scenedesmus acutus</i> Meyen
<i>Chlorogonium fusiforme</i> Matvienko	<i>Scenedesmus caudato-aculeolatus</i> Chodat
Chlorophyceae 1	<i>Scenedesmus insignis</i> (W. & G. S. West) Chodat
Chlorophyceae 2	<i>Scenedesmus lefevrii</i> Deflandre
Chlorophyceae 4	<i>Scenedesmus danubialis</i> Hortobágyi
Chlorophyceae 5	<i>Scenedesmus denticulatus</i> var. <i>australis</i> Playfair
<i>Choricystis chodatii</i> (Jaag.) Fott	<i>Scenedesmus ecornis</i> (Ehrenberg) Chodat
<i>Choricystis minor</i> var. <i>gallica</i> (Bourrelly) Komárek	<i>Scenedesmus gutwinskii</i> var. <i>bacsensis</i> Uherkovich
<i>Closteriopsis acicularis</i> (G. M. Smith) Belch & Swale	<i>Scenedesmus gutwinskii</i> Chodat var. <i>gutwinskii</i>
<i>Coccomonas orbicularis</i> Stein	<i>Scenedesmus gutwinskii</i> var. <i>heterospina</i> Bodrozkózy
<i>Coelastrum astroideum</i> De-Notaris	<i>Scenedesmus linearis</i> Komárek
<i>Coelastrum proboscoidum</i> Bohl.	<i>Scenedesmus obliquus</i> (Turpin) Kützing
<i>Crucigenia quadrata</i> Morren	<i>Scenedesmus obtusus</i> Meyen
<i>Crucigeniella crucifera</i> (Wolle) Komárek	<i>Scenedesmus produto-capitatus</i> Schmula
<i>Crucigeniella rectangularis</i> (Nägeli) Komárek	<i>Scenedesmus quadricauda</i> (Turpin) Brébisson
<i>Desmatriactum indutum</i> (Geitler) Pascher	<i>S. quadricauda</i> var. <i>longispina</i> f. <i>asymmetricus</i> (Hortobágyi) Uherkovich
<i>Desmodesmus armatus</i> var. <i>armatus</i> (Chodat) Hegewald	<i>Scenedesmus semipulcher</i> Hortobágyi
<i>Desmodesmus intermedius</i> var. <i>acutispinus</i> (Roll) E. Hegewald	<i>Scenedesmus sempervirens</i> Chodat
<i>Desmodesmus opoliensis</i> var. <i>mononensis</i> (Chodat) Hegewald	<i>Scenedesmus smithii</i> Chodat
<i>Desmodesmus opoliensis</i> var. <i>opoliensis</i> (Richter) Hegewald	<i>Scenedesmus</i> sp1
<i>Desmodesmus polyspinosus</i> (Hortobágyi) Hegewald	<i>Schroederia antillarum</i> Komárek
<i>Desmodesmus spinosus</i> var. <i>spinosus</i> (Chodat) Hegewald	<i>Selenastrum capricornutum</i> Printz
	<i>Tetraëdron</i> cf. <i>incus</i> (Teiling) Smith

*Dictiosphaerium pulchellum* Wood  
*Dimorphococcus lunatus* Braum  
*Eutetramorus fottii* (Hindák) Komárek  
*Golenkinia radiata* Chodat emend Korshikov  
*Golenkiniopsis longispina* (Korshikov) Korshikov  
*Golinkiniopsis varians* Therezien & Couté  
*Granulocystis* sp  
*Keratococcus bicaudatus* (Braun) Boye-Petersen

*Tetraëdron minimum* (Braun) Hansgirg  
*Tetraëdron quadrilobulatum* Smith  
*Tetrastrum glabrum* (Roll) Ahlstrom & Tiff.  
*Tetrastrum homoiacanthum* (Huber-Pestalozzi) Comas  
*Tetrastrum komarekii* Hindák  
*Tetrastrum triangulare* (Chodat) Komárek  
*Treubaria triapendiculata* Bernard

---

## Cyanobacteria

---

*Anabaena planctonica* Brunthaler  
*Aphanizomenon gracile* (Lemmermann) Lemmermann  
*Aphanocapsa delicatissima* West & West  
*Aphanocapsa* cf. *koordinisii* Ström  
*Aphanocapsa conferta* (West & West) Kom.-Leg. & Cronberg  
*Aphanocapsa elachista* West & West  
*Aphanocapsa incerta* (Lemmerman) Cronberg & Komárek  
*Geitleribactron subaquale* (Geitler) Komárek  
*Chroococcus minor* (Kützing) Nägeli  
*Chroococcus minutus* (Kützing) Nägeli  
*Cyanonephron styloides* Hickel  
*Cylindropermopsis raciborskii* (Woloszyńska) Seenayya & Raju  
*Geitleribactron subaquale* (Geitler) Komárek  
*Geitlerinema amphibium* (Agardh) Anagnostidis  
*Geitlerinema jasorvense* (Vouk) Anagnostidis  
*Geitlerinema lemmermanii* (Wolozynska) Anagnostidis  
*Geitlerinema unigranulatum* (Singh) Komárek & Azevedo  
*Heteroleiblenia* sp

*Leptolyngbya elongata* (Thomas & Gonzalves) Anagnostidis  
*Leptolyngbya perelegans* (Lemmermann) Anagnostidis & Komárek  
*Leptolyngbya tenuis* (Gomont) Anagnostidis & Komárek  
*Limnothrix gandhii* (Kamat) C. Bicudo  
*Merismopedia* cf. *trolleri* Bachmann  
*Merismopedia glauca* (Ehrenberg) Kützing  
*Merismopedia tenuissima* Lemmerman  
*Microcystis aeruginosa* (Kützing) Kützing  
*Microcystis panniformis* Komárek et al.  
*Microcystis wesenbergii* (Komárek) Komárek in Kondratieva  
*Phormidium chlorinum* (Kützing ex Gomont) Umezaki & Watanabe  
*Planktothrix agardhii* (Gomont) Komárek & Anagnostidis  
*Pseudanabaena galeata* Böchner  
*Pseudanabaena limnetica* (Lemmermann) Komárek  
*Pseudanabaena mucicola* (Huber-Pestalozzi & Naumann) Schwabe  
*Sphaerocavum brasiliense* Azevedo & Sant'Anna  
*Synechococcus nidulans* (Pringsheim) Komárek  
*Synechocystis aquatilis* Sauvageau

---

## Euglenophyceae

---

*Astasia* sp  
*Euglena anabaena* var. *anabaena* Mainx  
Euglenophyceae 1  
Euglenophyceae 2  
Euglenophyceae 4  
*Phacus curvicauda* Swireńko  
*Phacus longicauda* (Ehrenberg) Dujardin  
*Phacus* sp  
*Phacus suecicus* (Ehrenberg) Stein  
*Rhabdomonas* sp

*Trachelomonas armata* (Ehrenberg) Stein  
*Trachelomonas hispida* (Perty) Stein emend Deflandre  
*Trachelomonas lacustris* Drezepolski  
*Trachelomonas minima* var. *curta* Tell & Domitrovic  
*Trachelomonas minuscula* Drezepolski  
*Trachelomonas oblonga* Lemmerman  
*Trachelomonas sculpta* Balech  
*Trachelomonas* sp  
*Trachelomonas volvocina* Ehrenberg  
*Trachelomonas volvocinopsis* Swireńko  
Volvocales

---

## Chrysophyceae

---

*Chromulina elegans* Doflein  
*Chromulina nebulosa* Sánchez  
*Chromulina sphaerica* Bachmann  
*Ochromonas danica* Pringsheim

*Ochromonas ovalis* Doflein  
*Ochromonas* sp  
*Salpingoeca ampuloides*

---

## Zygnemaphyceae

---

*Cosmarium impressulum* Elfving  
*Cosmarium majae* Ström  
*Cosmarium* sp1  
*Cosmarium subcucumis* Schmidle var. *subcucumis*  
*Staurastrum anatinum* Cooke & Wills var. *anatinum* f. *anatinum*  
*Staurastrum anatinum* C. & W. var. *anatinum* f. *parvum* (West) Pres.,  
Vin. & C. Bicudo

*Staurastrum iversenii* Nygaard var. *americanum* Scott & Grönblad  
*Staurastrum iversenii* Nygaard var. *iversenii*  
*Staurastrum paradoxum* Meyen  
*Stauropesmus dejectus* (Brébisson) Teiling, Rapp  
*Stauropesmus extensus* var. *joshuae* (Gutvinski) Teiling

---

## Xantophyceae

---

*Botryochloris minima* Pasch  
*Choridella cystiformis* Pascher in Rabenhorst  
*Goniochloris mutica* (Braun) Fott  
*Monallantus angustus* Ettl

*Tetraplektron laevis* (Bourrelly) Ettl  
*Tetraplektron tribulus* (Bourrelly) Ettl  
*Tribonema* sp  
Xantophyceae 1

---

## Dinophyceae

---

Dinophyceae 1  
Gymnodinium sp

---

## Prasinophyceae

---

*Protoacromonas rugosa* Skvortzov  
*Pseudopedinomonas astigmata* (Skvortzov) Bicudo

*Tetraselmis* sp

---

## Oedogoniophyceae

---

*Oedogonium* sp1  
*Oedogonium* sp2

---

## Raphidophyceae

---

---

---

*Vacuolaria cf. tropicalis* C. Bicudo & Cardoso

---

## Prasinophyceae

---

*Tetraselmis* sp

---

## Ulvophyceae

---

*Uronema conferviculum* Lagerheim

---

## Não identificadas

---

Não identificada 1

Não identificada 3

Não identificada 2

Não identificada 4

## Fitoplâncton – Lago do IAG

---

### Bacillariophyceae

---

*Achnanthydium microcephalum* Kützing  
*Aulacoseira granulata* (Ehrenberg) Simonsen  
*Aulacoseira* sp  
*Brachysira brebissonii* Ross  
*Brachysira vitrea* (Grunow) Ross  
*Cyclotella meneghiniana* Kützing  
*Discostella stelligera* (Cleve & Grunow) Houk & Klee  
*Encyonema silesiacum* (Bleisch in Rabenhorst) Mann  
*Encyonopsis raytonensis* (Cholnoky) Krammer  
*Eunotia bilunaris* (Ehrenberg) Mills  
*Eunotia praeurupta* Ehrenberg  
*Eunotia sudetica* O. F. Müller  
*Eunotia incisa* W. Smith ex W. Gregory  
*Eunotia minor* (Kützing) Grunow  
*Eunotia muscicola* var. *tridentula* Nörpel & Lange-Bertalot  
*Eunotia rhomboidea* Hustedt  
*Fragilariforma javanica* Hustedt  
*Fragilariforma* sp  
*Fragularia crassinervia* (Brébisson) Lange-Bertalot & Krammer  
*Gomphonema gracile* Ehrenberg

*Gomphonema parvulum* (Kützing) Kützing  
*Gomphonema* sp  
*Gomphonema subtile* Ehrenberg  
*Melosira varians* C. Agardh  
*Navicula cryptocephala* Grunow  
*Navicula cryptotenella* Lange-Bertalot  
*Naviculadicta* sp  
*Nitzschia* sp  
*Pinnularia brauniana* (Grunow) Mills  
*Pinnularia divergens* W. Smith var. *divergens*  
*Pinnularia divergens* W. Smith var. *malayensis* Hustedt  
*Pinnularia* W. Smith var. *sublinearis* Cleve  
*Pinnularia gibba* Ehrenberg var. *subundulata* (Mayer) Frenguelli  
*Pinnularia nobilis* (Ehrenberg) Ehrenberg var. *regularis* Krammer  
*Pinnularia romanorum* Metzeltin & Lange-Bertalot  
*Pinnularia subgibba* Krammer var. *lanceolata* Gaiser & Johansen  
*Pinnularia* sp  
*Sellaphora* sp  
*Stenopterobia delicatissima* (Lewis) Van Heurck  
*Stenopterobia* sp  
*Surirella linearis* Wm. Smith var. *constricta* Grunow

### Chlorophyceae

---

*Ankistrodesmus fusiformis* Corda ex Korshikov  
*Carteria multifilis* (Fresenius) Dill  
*Chlamydomonas aglōeformis* Pasch.  
*Chlamydomonas debaryana* Goroschankin  
*Chlamydomonas epibiotica* Ettl  
*Chlamydomonas sagittula* Skuja  
*Chlamydomonas sordid* Ettl  
*Chlamydomonas* sp1  
*Chlamydomonas* sp2  
*Chlamydomonas* sp3  
*Chlamydomonoas planctogloea* Skuja  
*Chlorella vulgaris* Beijerinck  
*Chlorococcum infusionum* (Schränk) Meneghini  
*Chlorogonium fusiforme* Matvienko  
*Chlorolobium* sp1  
*Chlorolobium* sp2  
*Chloromonas frigida* (Skuja) Gerloff & Ettl  
*Chloromonas pumilio* Ettl  
Chlorophyceae 1  
Chlorophyceae 2  
*Coccomonas orbicularis* Stein  
Chlorophyceae 3  
Chlorophyceae 5  
Chlorophyceae 6  
*Crucigenia tetrapedia* (Kirchner) West & West  
*Crucigeniella rectangularis* (Nägeli) Gay  
*Crucigeniella* sp1  
*Desmodesmus armatus* var. *armatus* (Chodat) E. Hegewald  
*Desmodesmus armatus* var. *bicaudatus* (Guglielmetti) Hegewald  
*Desmodesmus denticulatus* var. *linearis* (Hansgirg) Hegewald  
*Desmodesmus opoliensis* var. *opoliensis* (Richter) Hegewald  
*Desmodesmus spinosus* var. *spinosus* (Chodat) Hegewald  
*Drepanochloris uherkovichii* Marvan, Komárek & Comas  
*Elakatothrix gelatinosa* Wille

*Fusola viridis* Snow  
*Kirchneriella microscopica* Nygaard  
*Kirchneriella lunaris* (Kirchner) Möbius  
*Kirchneriella pinguis* Hindák  
*Monoraphidium arcuatum* (Koršikov) Hindák  
*Monoraphidium circinale* (Nygaard) Nygaard  
*Monoraphidium contortum* (Thuret) Komarková-Legnerová  
*Monoraphidium dybowskii* (Wol.) Hindák. & Komarková-Leg.  
*Monoraphidium griffithii* (Berk.) Komarková-Legnerová  
*Monoraphidium minutum* (Nägeli) Komarková-Legnerová  
*Monoraphidium pseudobranii* (Belcher & Swale) Heynig  
*Monoraphidium* sp1  
*Monoraphidium* sp2  
*Monoraphidium tortile* (W. & G.S. West) Komárková-Legnerová  
*Nephrodiella semilunaris* Pascher  
*Oocystella lacustris* Chodat  
*Pediastrum tetras* (Ehrenberg) Ralfs  
*Pseudodydimocystis bicellularis*  
*Pseudodydimocystis fina* (Komárek) Hegewald & Deason  
*Rhombocystis cf. complanata* Komárek  
*Scenedesmus danubialis* Hortobágyi  
*Scenedesmus dimorphus* (Turpin) Kützing  
*Scenedesmus ecornis* (Ehrenberg) Chodat  
*Scenedesmus gutwinskii* Chodat  
*Scenedesmus linearis* Komárek  
*Scenedesmus obtusus* Meyen  
*Scenedesmus quadricauda* (Turpin) Brébisson  
*Scenedesmus* sp1  
*Scenedesmus westii* (Smith) Chodat  
*Schroederia antillarum* Komárek  
*Tetraedron caudatum* (Corda) Hansgirg  
*Tetraedron minimum* (Braun) Hansgirg  
*Tetrastrum triangulare* (Chodat) Komárek  
Volvocales 1

*Eutetramorus fottii* (Hindák) Komárek

---

---

## Chrysophyceae

---

---

<i>Chromulina asymmetrica</i> (Doflein) Bourrelly	<i>Mallomonas</i> sp 7
<i>Chromulina</i> cf. <i>dubia</i>	<i>Mallomonas</i> sp 8
<i>Chromulina</i> cf. <i>longiciliata</i> Matvienko	<i>Monosiga brevipes</i> Kent
<i>Chromulina elegans</i> Doflein	<i>Ochromonas</i> cf. <i>echynocystis</i> Matvienko
<i>Chromulina minima</i> Doflein	<i>Ochromonas danica</i> Pringsheim
<i>Chromulina nebulosa</i> Sánchez	<i>Ochromonas margaritata</i> Skuja
<i>Chromulina</i> sp1	<i>Ochromonas ovalis</i> Doflein
<i>Chromulina</i> sp2	<i>Ochromonas</i> sp1
<i>Chromulina sphaerica</i> Bachmann	<i>Ochromonas</i> sp2
<i>Chrysococcus</i> sp	<i>Ochromonas</i> sp3
Chrysophyceae 1	<i>Ochromonas</i> sp4
Chrysophyceae 2	<i>Ochromonas</i> sp5
Chrysophyceae 3	<i>Ochromonas</i> sp6
Chrysophyceae 4	<i>Ochromonas</i> sp7
<i>Mallomonas</i> sp1	<i>Pseudokephyrion hypermaculatum</i> Ettl
<i>Mallomonas</i> sp2	<i>Pseudokephyrion latum</i> (Schiller) Schmid
<i>Mallomonas</i> sp3	<i>Salpingoeca fusiformis</i> Kent
<i>Mallomonas</i> sp4	<i>Xanthonema stichococcoides</i> (Pascher) Silva
<i>Mallomonas</i> sp5	
<i>Mallomonas</i> sp6	

---

---

## Cyanobacteria

---

---

<i>Cyanonephron styloides</i> Hickel	<i>Pseudanabaena galeata</i> Böchner
Cyanobacteria 1	<i>Rhabdoderma sancti-pauli</i> Azevedo <i>et al.</i>
<i>Geitlerinema splendidum</i> (Gomont) Anagnostidis	<i>Snowella</i> cf. <i>lacustris</i> (Chodat) Komárek & Hindák
<i>Lemmermaniella</i> sp1	<i>Synechococcus</i> af. <i>nidulans</i> (Pringsheim) Komárek
<i>Leptolyngbya perelegans</i> (Lemmermann) Anagnostidis & Komárek	<i>Synechocystis aquatilis</i> Sauvageau
<i>Leptolyngbya tenuis</i> (Gomont) Anagnostidis & Komárek	<i>Tetrarcus ilsteri</i> Skuja
<i>Planktolyngbya contorta</i> (Lemmermann) Anagnostidis & Komárek	<i>Pseudanabaena galeata</i> Böchner

---

---

## Cryptophyceae

---

---

<i>Chilomonas paramecium</i> Ehrenberg	<i>Cryptomonas phaseolus</i> Skuja
<i>Chroomonas nordstedtii</i> Rosenberg	<i>Cryptomonas platyrris</i> Skuja
<i>Cryptomonas brasiliensis</i> Castro, C. Bicudo & D. Bicudo	<i>Protocryptomonas sygmoidea</i> Castro, C. Bicudo & D. Bicudo
<i>Cryptomonas</i> cf. <i>tenuis</i> Pascher	<i>Pseudocryptomonas</i> cf. <i>subcylindrica</i> Bicudo & Tell
<i>Cryptomonas erosa</i> Ehrenberg	

---

---

## Dinophyceae

---

---

<i>Dinobryon divergens</i> Imhof var. <i>schawinslandii</i> (Lemm.) Brunthaler	<i>Heminidium</i> sp
<i>Dinobryon</i> sp	<i>Peridinium gatunense</i> Nygaard
<i>Heminidium brasiliense</i> Bicudo & Skorvtzov	<i>Peridinium umbonatum</i> Stein

---

---

## Euglenophyceae

---

---

<i>Euglena acus</i> (Müller) Ehrenberg	<i>Rhabdomonas incurva</i> Fresenius
<i>Euglena anabaena</i> Mainx	<i>Trachelomonas</i> af. <i>bacillifera</i> Playfair
<i>Euglena</i> sp	<i>Trachelomonas armata</i> (Ehrenberg) Stein var. <i>armata</i>
Euglenophyceae 1	<i>Trachelomonas curta</i> var. <i>minima</i> Tell & Domitrovic
Euglenophyceae 2	<i>Trachelomonas hispida</i> (Pery) Stein
Euglenophyceae 3	<i>Trachelomonas lacustris</i> Drezepolski
<i>Lepocinclis ovata</i> (Playfair) Conrad	<i>Trachelomonas</i> sp
<i>Lepocinclis</i> 1	<i>Trachelomonas volvocina</i> Ehrenberg
<i>Menoidium gracile</i> Playfair	<i>Trachelomonas volvocina</i> Ehrenberg var. <i>derephora</i> Conrad
<i>Phacus curvicauda</i> Swirensko	<i>Trachelomonas volvocinopsis</i> Swienko
<i>Phacus pleuronectes</i> (Müller) Dujardi	

---

---

## Eustigmatophyceae

---

---

*Vischeria* cf. *undulata* Pascher

---

---

## Prasinophyceae

---

---

*Prasinophyceae* sp  
*Protocchroomonas granulata*

---

---

## Raphidophyceae

---

---

*Vacuolaria* sp

---

---

## Xantophyceae

---

---

*Polyedriella crassipinata*

---

---

## Zygnemaphyceae

---

---

<i>Closterium angustatum</i> var. <i>angustatum</i> Kützing ex Ralfs	<i>Staurastrum quadrangulare</i> var. <i>longispinum</i> Borgesen
<i>Cosmarium majae</i> Ström	<i>Staurodesmus extensus</i> var. <i>joshuae</i> (Gutwinski) Teiling
<i>Cosmarium subtumidum</i> var. <i>subtumidum</i> f. <i>minor</i> Borge	

---

## Não identificadas

---

Não identificada 1  
Não identificada 2

Não identificada 3  
Não identificada 4

## Fitoplâncton – Lago das Garças

---

### Bacillariophyceae

---

<i>Achnantheidium minutissimum</i> (Kützing) Czarnecki	<i>Nitzschia acicularis</i> (Kützing) Smith
<i>Aulacoseira</i> cf. <i>granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen	<i>Nitzschia capitellata</i> Hustedt
<i>Aulacoseira</i> sp1	<i>Nitzschia gracilis</i> Hantzsch
<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i> (Müller) Simonsen	<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) Smith
<i>Cyclotella</i> cf. <i>meneghiniana</i> Kützing	<i>Nitzschia</i> sp1
<i>Cyclotella</i> sp1	<i>Nitzschia</i> sp2
<i>Discostella stelligera</i> (Cleve & Grunow) Houk & Klees	<i>Pinnularia divergens</i> var. <i>mesoleptiformis</i> Krammer & Metzeltin
<i>Eolimna minima</i> (Grunow) Lange-Bertalot	<i>Sellaphora</i> sp
<i>Fragilaria</i> sp	<i>Ulnaria acus</i> (Kützing) Aboal
<i>Gomphonema gracile</i> Ehrenberg	<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch) Compère
<i>Melosira varians</i> Agardh	

---

### Chlorophyceae

---

<i>Actinastrum aciculare</i> Playfair	<i>Monoraphidium contortum</i> (Thuret) Komarková-Legnerová
<i>Ankistrodesmus bibratianus</i> (Reinsch) Koršikov	<i>Monoraphidium griffithii</i> (Berk.) Komarková-Legnerová
<i>Ankistrodesmus densus</i> Korschikoff	<i>Monoraphidium irregular</i> (Smith) Komarková-Legnerová
<i>Ankistrodesmus gracilis</i> (Reisch) Koršikov	<i>Monoraphidium minutum</i> (Nägeli) Komarková-Legnerová
<i>Carteria globulosa</i> Pascher	<i>Monoraphidium nanum</i> (Ettl) Hindák
<i>Characium</i> cf. <i>perforatum</i> Lee & Bold	<i>Monoraphidium pusillum</i> (Printz) Komarková-Legnerová
<i>Characium</i> sp	<i>Monoraphidium setiforme</i> (Nygaard) Komarková-Legnerová
<i>Chlamydomonas aglőeformis</i> Pasch.	<i>Monoraphidium tortile</i> (W. & G.S. West) Komarková-Legnerová
<i>Chlamydomonas</i> cf. <i>debaryana</i> Goroschankin	<i>Nephroclamys willeana</i> (Printz) Koršikov
<i>Chlamydomonas</i> cf. <i>epibiotica</i> Ettl	<i>Nephroclamys subsolitaria</i> (West) Koršikov
<i>Chlamydomonas planctogloea</i> Skuja	<i>Nephroclamys willeana</i> (Printz) Koršikov
<i>Chlamydomonas sordid</i> Ettl	<i>Oocystella lacustris</i> Chodat
<i>Chlorella</i> cf. <i>vulgaris</i> Beijerinck	<i>Oocystis borgei</i> Snow
<i>Chlorococcum</i> sp	<i>Pediastrum tetras</i> (Ehrenberg) Ralfs
<i>Chlorococcum infusioformis</i> (Schränk) Meneghini	<i>Polyedriopsis spinulosa</i> (Schmidle) Schmidle
<i>Chlorogonium fusiforme</i> Matvienko	<i>Pseudodydimocystis bicellularis</i>
<i>Chloromonas pumilio</i> Ettl	<i>Pseudodydimocystis fina</i> (Komárek) Hegewald & Deason
<i>Closteriopsis acicularis</i> (Smith) Belcher & Swale	<i>Raphidocelis contorta</i> (Schmidle) Marvan <i>et al.</i>
<i>Closteriopsis longissima</i> var. <i>tropica</i> West & West	<i>Raphidocelis sigmoidea</i> Hindák
<i>Coccomonas</i> sp	<i>Rhombocystis</i> cf. <i>complanata</i> Komárek
<i>Coelastrum astroideum</i> De Notaris	<i>Rhombocystis</i> sp.
<i>Coelastrum cambricum</i> Archer	<i>Scenedesmus sooi</i> Hortobágyi
<i>Coenochloris planoconvexa</i> Hindák	<i>Scenedesmus acuminatus</i> var. <i>acuminatus</i> (Lagerheim) Chodat
<i>Crucigenia tetrapedia</i> (Kirchner) West & West	<i>Scenedesmus acutus</i> Meyen
<i>Crucigeniella crucifera</i> (Wolle) Komárek	<i>Scenedesmus bicaudatus</i> Dedusenko
<i>Crucigeniella rectangularis</i> (Nägeli) Gay	<i>Scenedesmus carinatus</i> var. <i>bicaudatus</i> Hortobágyi
<i>Desmatractum indutum</i> (Geitler) Pascher	<i>Scenedesmus danubialis</i> Hortobágyi
<i>Desmodesmus armatus</i> var. <i>armatus</i> (Chodat) Hegewald	<i>Scenedesmus denticulatus</i> Lagerheim
<i>Desmodesmus armatus</i> var. <i>bicaudatus</i> (Guglielm) Hegewald	<i>Scenedesmus ecornis</i> (Ehrenberg) Chodat
<i>Desmodesmus intermedius</i> var. <i>acutispinus</i> (Roll) Hegewald	<i>Scenedesmus linearis</i> Komárek
<i>Desmodesmus opoliensis</i> (Richt) Hegewald	<i>Scenedesmus obtusus</i> Meyen
<i>Desmodesmus opoliensis</i> var. <i>bicaudatus</i> (Gugl.) Hegewald	<i>Scenedesmus ovalternus</i> Chodat
<i>Desmodesmus spinosus</i> var. <i>spinosus</i> (Chodat) Hegewald	<i>Scenedesmus producto-capitatus</i> Schmula
<i>Diclostera acutatus</i> Jao <i>et al.</i>	<i>Scenedesmus quadricauda</i> (Turpin) Brébisson
<i>Dicyosphaerium ehrenbergianum</i> Nägeli	<i>Scenedesmus semipulcher</i> Hortobágyi
<i>Dictiosphaerium pulchellum</i> Wood	<i>Scenedesmus smithii</i> Chodat
<i>Diplochlois decussata</i> Korschikov	<i>Scenedesmus verrucosus</i> Roll
<i>Golenkinia radiata</i> Chodat emend Korschikov	<i>Schroederia antillarum</i> Komárek
<i>Golenkiniopsis solitaria</i> (Korschikov) Korschikov	<i>Schroederia spiralis</i> (Printz) Korshikov
<i>Granulocystis</i> sp	<i>Tetraedron minimum</i> (Braun) Hansgirg
<i>Keratococcus bicaudatus</i> (Braun ex Rabenhorst) Petersen	<i>Tetraedron quadrilobulatum</i> Smith
<i>Keratococcus suecicus</i> Hindák	<i>Tetrastrum glabrum</i> (Roll) Ahlstr. & Tiff.
<i>Kirchneriella</i> cf. <i>pinguis</i> Hindák	<i>Tetrastrum homoiacanthum</i> Huber-Pestalozzi
<i>Kirchneriella lunaris</i> (Kirchner) Möbius	<i>Tetrastrum komarekii</i> Hindák
<i>Kirchneriella obesa</i> (West) Schmidle	<i>Tetrastrum peterfi</i> Hortobágyi
<i>Lagerheimia ciliata</i> (Lagerheim) Chodat	<i>Tetrastrum triangulare</i> (Chodat) Komárek
<i>Lagerheimia wratislaviensis</i> Schroder	<i>Treubaria triapendiculata</i> Bernard

*Micractinium pusillum* Fresenius  
*Monoraphidium arcuatum* (Koršikov) Hindák  
*Monoraphidium circinale* (Nygaard) Nygaard  
*Actinastrum aciculare* Playfair  
*Ankistrodesmus bibraianus* (Reinsch) Koršikov

*Monoraphidium contortum* (Thuret) Komarková-Legnerová  
*Monoraphidium contortum* (Thuret) Komarková-Legnerová  
*Monoraphidium griffithii* (Berk.) Komarková-Legnerová

---

---

### Chrysophyceae

---

---

*Synura* sp.  
*Chromulina elegans* Doflein  
Chrysophyceae 1  
*Mallomonas* sp 1

*Mallomonas* sp2  
*Ochromonas ovalis* Doflein  
*Ochromonas* sp

---

---

### Chryptophyceae

---

---

*Ketoblepharis* sp  
*Protocryptomonas ellipsoidea* Skvortzov ex Castro, C. Bicudo & D. Bicudo  
Bicudo  
*Chilomonas* sp  
*Cryptomonas brasiliensis* Castro, C. Bicudo & D. Bicudo  
*Cryptomonas curvata* Ehrenberg emend. Penard  
*Cryptomonas erosa* Ehrenberg  
*Cryptomonas marsonii* Skuja

*Rhodomonas lacustris* Pascher & Ruttner  
*Cryptomonas parapyrenoidosa* Skuja  
*Cryptomonas phaseolus* Skuja  
*Cryptomonas pirenoïdifer* Geitler  
*Cryptomonas tetrapirenoïdosa* Skuja  
*Cyathomonas* sp

---

---

### Craspedomonadophyceae

---

---

*Monosiga* sp

Craspedomonadophyceae 1

---

---

### Cyanobacteria

---

---

*Anabaena circinalis* Rabenhorst  
*Anabaena planctonica* Brunthaler  
*Anabaena spiralis* Thompson  
*Aphanizomenon gracile* (Lemmermann) Lemmermann  
*Aphanocapsa conferta* (West & West) Kom.- Legnerová & Cronberg  
*Aphanocapsa delicatissima* West & West  
*Aphanocapsa incerta* (Lemmermann) Cronberg & Komárek  
*Aphanocapsa koordersii* Strøm  
*Aphanotece smithii* Komarková-Legnerová & Cronberg  
*Chroococcus minutum* (Kützing) Nägeli  
Cyanobacteria 1  
Cyanobacteria 2  
*Coelomonon* cf. *pusillum* (Van Goor) Komárek  
*Coelosphaerium evidenter-marginatum* Azevedo & Sant'Anna  
*Coelosphaerium punctiferum* Komárek & Komárek-Legnerová  
*Coleomorum* cf. *tropicale* Senna et al.  
*Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszyńska) Seenayya & S. Raju

*Geitlerinema splendidum* (Gomont) Anagnostidis  
*Geitlerinema unigranulatum* (Singh) Komárek & Azevedo  
*Merismopedia glauca* (Ehrenberg) Kützing  
*Merismopedia tenuissima* Lemmermann  
*Merismopedia trolleri* Bachmann  
*Microcystis aeruginosa* (Kützing) Kützing  
*Microcystis* cf. *novacekii* (Komárek) Compère  
*Microcystis panniformis* Komárek et al.  
*Microcystis wesenbergii* (Komárek) Komárek in Kondrateva  
*Planktothrix agardhii* (Gomont) Komárek & Anagnostidis  
*Pseudanabaena galeata* Böchner  
*Pseudanabaena mucicola* (H.-Pestalozzi & Naumann) Schwabe  
*Pseudanabaena* sp  
*Romeria gracile* Koczwara  
*Sphaerocavum brasiliense* Azevedo & Sant'Anna  
*Synechococcus nidulans* (Pringsheim) Komárek

---

---

### Dinophyceae

---

---

*Peridinium willei* Huitfeldt-Kaas  
*Gymnodinium* sp  
*Hemidinium* sp

*Peridinium gatunense* Nygaard  
*Peridinium* sp

---

---

### Euglenophyceae

---

---

*Euglena splendens* Dangeard  
Euglenophyceae 1  
Euglenophyceae 2  
Euglenophyceae 3  
*Lepocinclis ovum* var. *ovum* (Ehrenberg) Lemmermann  
*Lepocinclis texta* var. *richiana* Conrad  
*Phacus suecicus* (Ehrenberg) Stein  
*Rhabdomonas incurva* Fresenius  
*Rhabdomonas* sp  
*Trachelomonas armata* (Ehrenberg) Stein var. *armata*  
*Trachelomonas bacillifera* Playfair var. *globulosa* Playfair

*Trachelomonas curta* var. *minima* Tell & Domitrovic  
*Trachelomonas hispida* var. *coronata* Lemmermann  
*Trachelomonas hispida* (Perty) Stein emend Defl. var. *hispida*  
*Trachelomonas minuscula* Drezepolski  
*Trachelomonas planctonica* Swirenko var. *flexicolis* Balech  
*Trachelomonas sculpta* Balech  
*Trachelomonas* sp  
*Trachelomonas stokesii* Drezepolski  
*Trachelomonas volvocina* Ehrenberg  
*Trachelomonas volvocinopsis* Swienko

---

---

### Prasinophyceae

---

---

*Prototractomonas rotundata* Skvortzov

---

---

### Prymnesiophyceae

---

---

*Prymnesium* sp

---

---

### Xantophyceae

---

---

*Goniochloris mutica* (A. Braun) Fott  
*Goniochloris* sp

*Tetraplektron* cf. *laevis* (Bourrelly) Ettl

---

---

### Zygnemaphyceae

---

---

---

*Cosmarium cf. contractum* Kirchner  
*Cosmarium majae* Ström  
*Closterium gracile* Brébisson ex Ralfs

---

---

*Staurastrum paradoxum* Meyen ex Ralfs  
*Staurastrum triangulare* Turner  
*Staurodesmus* sp.

---

**Não identificadas**

---

Não identificado 1  
Não identificado 2  
Não identificado 3  
Não identificado 4  
Não identificado 5

Não identificado 6  
Não identificado 7  
Não identificado 8  
Não identificado 9