

Paula Yuri Nishimura

Ecologia da comunidade fitoplanctônica em dois
braços da Represa Billings (São Paulo, SP) com
diferentes graus de trofia

São Paulo

2008

Paula Yuri Nishimura

Ecologia da comunidade fitoplanctônica em dois
braços da Represa Billings (São Paulo, SP) com
diferentes graus de trofia

Dissertação apresentada ao Instituto
de Biociências da Universidade de
São Paulo, para a obtenção de Título
de Mestre em Ciências, na Área de
Ecologia de Ecossistemas Terrestres
e Aquáticos.

Orientador: Prof. Dr. Marcelo L. M.
Pompêo

São Paulo

2008

Nishimura, Paula Y.

Ecologia da comunidade
fitoplanctônica em dois braços da Represa
Billings (São Paulo, SP) com diferentes
graus de trofia

148 p.

Dissertação (Mestrado) - Instituto de
Biociências da Universidade de São Paulo.
Departamento de Ecologia.

1. fitoplâncton 2. estado trófico 3.
Represa Billings I. Universidade de São
Paulo. Instituto de Biociências.
Departamento de Ecologia

Comissão Julgadora:

Prof(a). Dr(a).

Prof(a). Dr(a).

Prof(a). Dr(a).

Prof(a). Dr(a).

Prof. Dr. Marcelo L. M. Pompêo
Orientador

À minha família, pelo apoio.
Mesmo nos momentos mais difíceis

Agradecimentos

Agradeço ao Prof. Dr. Marcelo Pompêo, pela orientação e incentivo, sempre me fazendo pensar “Onde quero estar daqui 10 anos?”.

À Dra. Viviane Moschini-Carlos, pela co-orientação, amizade e confiança.

Ao pessoal do Laboratório de Limnologia do IB-USP. Às meninas que moram no meu coração: Sheila Cardoso-Silva, Carolina F. Mariani, Paula R. Padial e Juliana Braidotti; ao clubinho da macrófita: Estefânia Rodrigues (mesmo sendo da Botânica), Célia Macedo, Rafael Taminato; às meninas do zooplâncton: Clarissa B. Oliveira e Patrícia Meirinho; ao agregado Daniel Bispo. E todos aqueles já passaram pelo lab... Obrigada pela ajuda nas análises, conversas científicas ou não, apoio e amizade.

Ao barqueiro Cláudio por nos guiar nas águas da Billings.

Ao Prof. Dr. Sérgio Tadeu Meirelles, pela ajuda com as análises estatísticas.

Ao Instituto de Biociências, ao Departamento de Ecologia, seus funcionários e professores.

À FAPESP, pelo apoio financeiro através do projeto processo n° 02/13376-4 e pela bolsa de iniciação científica (processo n° 04/03488-5), que gerou este projeto de mestrado.

Ao CNPq pelos 12 meses de bolsa de mestrado.

À minha família, pelo apoio incondicional nesta difícil carreira que escolhi.

Ao Tiago, por todo carinho e incentivo.

Sumário

Apresentação.....	1
Introdução Geral.....	2
1 Introdução.....	2
2 Objetivos e hipóteses.....	6
3 Área de Estudo: O Complexo Billings.....	7
3.1 Caracterização geral.....	7
3.2 A Represa Billings.....	8
3.3 Histórico da Represa.....	11
3.4 O braço Rio Grande.....	12
3.5 O braço Taquacetuba.....	13
3.6 Precipitações em 2005.....	14
4 Metodologia Geral.....	15
4.1 Metodologias de campo.....	15
4.2 Análise das amostras.....	15
4.2.1 Variáveis abióticas.....	15
4.2.2 Variáveis bióticas.....	16
4.3 Índice do Estado Trófico.....	19
4.4 Resolução CONAMA no. 357 DE 17/03/2005.....	19
4.5 Análise estatística.....	20
Capítulo I A Comunidade Fitoplanctônica e as Variáveis Limnológicas no Braço Rio Grande (Represa Billings - São Paulo, SP).....	22
Resumo.....	22
Abstract.....	22
1 Introdução.....	23
2 Objetivos.....	24
3 Material e Métodos.....	25
3.1 Ponto de coleta.....	25
4 Resultados.....	25
4.1 Profundidade máxima, profundidade de desaparecimento do disco de Secchi (DS) e profundidade da zona fótica.....	25
4.2 Temperatura, densidade da água e resistência térmica relativa.....	26
4.3 pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido e sólidos totais.....	28
4.4 Material em suspensão.....	31
4.5 Nutrientes dissolvidos e totais.....	32
4.6 Clorofilas <i>a</i> , <i>b</i> e <i>c</i> e feofitina.....	34
4.7 A comunidade fitoplanctônica.....	36
4.7.1 Composição e contribuição das classes.....	36
4.7.2 Riqueza, diversidade e uniformidade.....	40
4.7.3 Estratégias de vida e grupos funcionais.....	40
4.8 Índice de Estado Trófico.....	43
4.9 Análise estatística.....	44
4.9.1 Análise de Correlação de Spearman.....	44
4.9.2 Análise dos Componentes Principais.....	45
4.9.3 Análise de Correlação Canônica.....	47

5	Discussão.....	50
5.1	Variáveis limnológicas	50
5.2	A comunidade fitoplanctônica.....	56
5.3	Resolução CONAMA no. 357 de 17/03/2005	62
6	Considerações finais.....	63
7	Anexos.....	65
Capítulo II A Comunidade Fitoplanctônica e as Variáveis Limnológicas no Braço Taquacetuba (Represa Billings - São Paulo, SP).....		73
	Resumo.....	73
	Abstract	73
1	Introdução.....	74
2	Objetivos	75
3	Material e Métodos.....	75
3.1	Ponto amostrado	75
4	Resultados	76
4.1	Profundidade máxima, profundidade de desaparecimento do disco de Secchi e profundidade da zona fótica.....	76
4.2	Temperatura, densidade e resistência térmica relativa	77
4.3	pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido e sólidos totais.....	79
4.4	Material em suspensão.....	82
4.5	Nutrientes dissolvidos e totais.....	83
4.6	Clorofilas <i>a</i> , <i>b</i> e <i>c</i> e feofitina	85
4.7	Comunidade fitoplânctônica.....	87
4.7.1	<i>Composição e contribuição das classes</i>	87
4.7.2	<i>Riqueza, diversidade e uniformidade</i>	91
4.7.3	<i>Estratégias de vida e grupos funcionais</i>	92
4.8	Índice de Estado Trófico.....	95
4.9	Análise estatística	95
4.9.1	<i>Análise de Correlação de Spearman</i>	95
4.9.2	<i>Análise dos Componentes Principais</i>	97
4.9.3	<i>Análise de Correlação Canônica</i>	99
5	Discussão.....	102
5.1	Variáveis ambientais.....	102
5.2	A comunidade fitoplanctônica.....	107
5.3	Resolução CONAMA no. 357 de 17/03/2005.....	112
5.4	A transposição das águas do braço Taquacetuba para a Represa Guarapiranga.....	113
6	Considerações finais.....	114
7	Anexos.....	116
Capítulo III Estudo comparativo do fitoplâncton em dois braços da Represa Billings (São Paulo, SP): Rio Grande e Taquacetuba.....		124
	Resumo.....	124
	Abstract	124
1	Introdução.....	125
2	Objetivos	126

3	Material e Métodos.....	126
4	Resultados	126
5	Discussão.....	127
6	Considerações finais.....	130
	Conclusões gerais.....	132
	Referências Bibliográficas	134
	Resumo	147
	Abstract.....	148

Apresentação

O presente trabalho se insere no projeto “A Represa Billings, um reservatório tropical urbano eutrofizado, e as macrófitas aquáticas: Aspectos ecológicos e diagnóstico ambiental” financiado pela Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo - FAPESP (processo nº 02/13376-4), sob coordenação do Prof. Dr. Marcelo Luiz Martins Pompêo do Laboratório de Limnologia, Departamento de Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo.

O projeto anteriormente citado teve por objetivo realizar um diagnóstico de todo o Complexo Billings e algumas lagoas marginais quanto às suas variáveis físicas, químicas e biológicas. Este trabalho, em particular, visou estudar a comunidade fitoplanctônica em dois pontos de captação de água pela Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP) na Represa Billings.

Este trabalho está dividido em:

- **“Introdução geral”**

Serão apresentados aspectos gerais sobre o ambiente aquático continental tropical, em particular, os reservatórios urbanos, e a dinâmica das variáveis físicas, químicas e biológicas envolvidas neste ambiente, principalmente quanto à comunidade fitoplanctônica. Também serão dispostos os objetivos gerais e as hipóteses, os locais de estudo e a metodologia geral;

- **Capítulo I: “A comunidade fitoplanctônica e as variáveis limnológicas no braço Rio Grande (Represa Billings - São Paulo, SP)”**

Será apresentada a análise da comunidade fitoplanctônica e sua relação com as variáveis limnológicas no braço Rio Grande da Represa Billings em quatro épocas do ano;

- **Capítulo II: “A comunidade fitoplanctônica e as variáveis limnológicas no braço Taquacetuba (Represa Billings - São Paulo, SP)”**

Será apresentada a análise da comunidade fitoplanctônica e sua relação com as variáveis limnológicas no braço Taquacetuba da Represa Billings em quatro épocas do ano;

- **Capítulo III: “Estudo comparativo do fitoplâncton em dois braços da Represa Billings (São Paulo, SP): Rio Grande e Taquacetuba”**

Será apresentada a análise comparativa entre a comunidade fitoplanctônica nos dois braços da Represa Billings estudados;

- **“Conclusões gerais”**

Serão apresentadas as conclusões obtidas neste trabalho.

1 Introdução

Os ecossistemas aquáticos são regidos principalmente pelas propriedades físicas da água, cuja molécula é composta por um átomo de oxigênio com carga levemente negativa, ligado a dois átomos de hidrogênio, com carga levemente positiva, formando uma estrutura dipolar, capaz de atrair e dissolver mais substâncias do que qualquer outro líquido no planeta. Conseqüentemente, a água retém íons minerais em solução, proporcionando recursos necessários para o crescimento dos organismos constituintes das comunidades aquáticas (TOWNSEND *et al.*, 2006).

O planeta Terra tem quase 2/3 da sua superfície coberta por água (WETZEL, 2001), porém sua distribuição não é homogênea. Cerca de 97,5% da água está na forma de água salgada. Dentre os 2,5% em forma de água doce, 68,9% estão indisponíveis nas calotas polares e geleiras; 29,9% no subterrâneo e apenas 1,2% estão na superfície continental, sendo 0,3% na forma de rios e lagos e 0,9%, em outros reservatórios (SHIKLOMANOV, 1998).

Os principais rios e lagos do planeta são importantes reservatórios naturais de água doce, sendo fundamentais para a sobrevivência de organismos, plantas e animais, incluindo o próprio ser humano (TUNDISI, 2005). Outra importante reserva de água doce são as represas artificiais construídas pelo homem para diversos fins. A partir do século XX, estas construções se intensificaram, devido ao advento de novas tecnologias.

O Brasil é um país orientado por reservatórios de água que devido à presença destes grandes corpos d'água artificiais na bacia dos rios, alteram radicalmente não só sua limnologia e ecologia, como também resulta em grande alteração econômica e social (TUNDISI *et al.*, 1993). Desta forma, o estudo destes ecossistemas artificiais torna-se de extrema importância.

Os reservatórios artificiais, assim como os lagos naturais, são importantes locais de recreação e também no controle de inundações, geração de energia, abastecimento de água, navegação, fins paisagísticos, entre outros fins (COOKE *et al.*, 1993). Além disso, lagos naturais e reservatórios apresentam processos bióticos e abióticos em comum. Apresentam habitats (zonas pelágica, bentônica, profunda e litoral) e organismos idênticos e os processos como dinâmica de nutrientes e outras características físicas e químicas são comuns aos dois

ambientes. Porém, os reservatórios apresentam características próprias, que os diferem dos lagos, como diferenças morfológicas e hidrodinâmicas (TUNDISI *et al.*, 1993).

A “limnologia de reservatórios” leva em consideração os aspectos limnológicos específicos de reservatórios, ausentes nos ecossistemas lacustres, considerando aspectos qualitativos e quantitativos (STRASKRABA *et al.*, 1993).

Segundo Tundisi (1990), os reservatórios distinguem-se dos outros ecossistemas aquáticos naturais por apresentarem sistemas de circulação horizontal e vertical produzidos por forças naturais e antrópicas que atuam na operação da represa de forma significativa alterando os mecanismos ecológicos. Tempo de retenção, altura da tomada de água, seqüência de operações em conjunto em cadeias dos reservatórios e morfometria complexa são exemplos de ações antrópicas que alteram significativamente o ecossistema de um reservatório.

Os reservatórios são excelentes detectores dos impactos de atividades antropogênicas, pois fazem parte e integram as conseqüências do uso e ocupação do solo no entorno de sua bacia de drenagem (TUNDISI, 1996). Com o desenvolvimento sócio-econômico, os reservatórios passaram a ser utilizados como base do desenvolvimento regional (TUNDISI *et al.*, 1999), intensificando os impactos devido às atividades humanas. Os impactos mais comuns segundo um estudo desenvolvido pelo “*International Lake Environment Commitee*” em 600 lagos e represas em todo o planeta são: (1) degradação da qualidade da água, (2) diminuição dos recursos hídricos, (3) perda de biodiversidade, (4) alteração do transporte de superfície e perturbação e (5) deterioração da pesca (TUNDISI, 2005).

A distribuição e seqüência das comunidades aquáticas ficam submetidas a este ciclo de forças naturais e antrópicas impostas nos reservatórios. Dentre as comunidades aquáticas, encontramos os organismos fitoplanctônicos, que reúne grande diversidade filogenética, de tamanhos, formas e estratégias adaptativas. Segundo a definição de Reynolds (2006), fitoplâncton é o coletivo de microorganismos fotossintetizantes adaptados a viver totalmente ou parte de seu ciclo de vida flutuando na massa d’água.

Devido ao seu curto tempo de geração, estudos sobre o fitoplâncton colaboraram no estudo de diversos tópicos importantes em ecologia, como padrões de sucessão e diversidade (SOMMER *et al.*, 1993). Além disso, as flutuações temporais e espaciais em sua composição e biomassa podem ser indicadores das alterações naturais ou antrópicas no ecossistema (PADISÁK, 1992; PADISÁK & REYNOLDS, 1998; KRUK *et al.*, 2002; PADISÁK *et al.*, 2006).

Segundo Reynolds (1998), os primeiros estudos sobre o fitoplâncton, há quase um século, foram motivados pela fascinação sobre aqueles organismos encontrados nos corpos d'água e a detecção de padrões sobre a ocorrência de uma população em particular. Num passado mais recente, os fitoplanctólogos voltaram seus interesses para a questão do manejo da qualidade da água em lagos e reservatórios e a busca por formas de conter a superprodução das espécies inconvenientes.

A visão atual da comunidade fitoplanctônica como um discriminador ambiental surgiu da tentativa de prever os efeitos de mudanças antropogênicas no ambiente através da classificação de espécies de acordo com sua resposta a determinadas alterações ambientais. Com a análise da dinâmica do fitoplâncton é possível verificar amplas alterações na composição em resposta à alterações ambientais, como a eutrofização, sendo esta uma das melhores maneiras de se entender as mudanças no sistema (REYNOLDS *et al.*, 2002).

A composição do fitoplâncton é influenciado por diversos fatores bióticos e abióticos como a circulação da massa d'água, penetração da luz, temperatura, nutrientes, substâncias tóxicas, microorganismos heterotróficos, agentes patogênicos, parasitas e herbívoros (REYNOLDS, 2006). Em reservatórios, os fatores envolvidos na estruturação da comunidade fitoplanctônica resultam da relação entre as condições químicas (nutrientes, principalmente fósforo, que regulam a produção primária fitoplanctônica), físicas (temperatura, luminosidade) e biológicas (composição e abundância do zooplâncton) que são reguladas pelas alterações hidráulicas e resultam em flutuações do nível da água. A morfometria e a taxa do fluxo hidrológico do reservatório também interferem fortemente na variabilidade ambiental normal e, conseqüentemente, na comunidade fitoplanctônica (CALIJURI *et al.*, 2002).

Portanto, o estudo limnológico dos reservatórios e a dinâmica da comunidade fitoplanctônica são ferramentas importantes no monitoramento da qualidade da água, pois a utilização de uma variável biológica fornece resultados mais acurados do que aqueles obtidos apenas pelas variáveis físicas e químicas (ROCHA, 1992). Parâmetros físicos e químicos fornecem informações instantâneas, presentes no momento da amostragem. Efeitos de longo prazo da qualidade ambiental ficam armazenadas nas comunidades biológicas, que refletem informações não mais presentes no ambiente no momento da amostragem (ROCHA, 1992; LOBO *et al.*, 2002).

A comunidade fitoplanctônica é há muito tempo utilizada como indicadora da qualidade ambiental (RAWSON, 1965; HUTCHINSON, 1967; PALMER, 1969a; BELLINGER, 1979; FERREIRA & ROCHA, 1988; BEYRUTH, 1996; HUSZAR *et al.*,

1998; CAVALCANTI *et al.*, 1999; HONTI *et al.*, 2007). A maioria dos estudos sobre as variações sazonais ou espaciais do fitoplâncton parte das espécies ou das grandes divisões taxonômicas. Entretanto, o fitoplâncton como unidade ecológica não é um grupo uniforme, pois abrange organismos de filogenias e características morfológicas distintas (REYNOLDS, 2006). Duas linhas teóricas principais foram desenvolvidas a partir dos atributos morfo-funcionais do fitoplâncton: (1) modelo de duas estratégias de vida e (2) modelo de três estratégias de vida.

O modelo de duas estratégias aplica os conceitos de Pianka (1970) sobre a seleção r e K nos organismos fitoplanctônicos. Estudos utilizando este modelo (MARGALEF, 1978; HARRIS, 1986; ARAUZO & ALVAREZ-COBELAS, 1994; SANTOS & CALIJURI, 1998) discutem a alternância da seleção r e K nas associações da comunidade fitoplanctônica, propondo que a sucessão de espécies do fitoplâncton ocorre substituindo espécies r num ambiente instável e em circulação por espécies K num ambiente estável e estratificado.

O modelo de 3 estratégias C-S-R foi proposto por Reynolds (1984b; 1988; 1997), adaptando as idéias de Grime (1977) sobre os processos de sucessão ecológica para vegetação terrestre às estratégias de sobrevivência do fitoplâncton. Segundo Reynolds (1997), espécies C-estrategistas (invasivas) são organismos de pequeno tamanho celular, grande susceptibilidade à predação pelo zooplâncton, alta taxa de crescimento em ambientes com condições de alta luminosidade e disponibilidade de nutrientes e pequena perda por sedimentação; espécies S-estrategistas (estresse-tolerantes) são espécies coloniais ou unicelulares de maior tamanho, capazes de dominar sob condições de alta luminosidade e poucos nutrientes; e espécies R-estrategistas (ruderais) são organismos de tamanho celular ou colonial grande, com baixa susceptibilidade à predação pelo zooplâncton, alta taxa de crescimento em ambientes com baixa disponibilidade de luz e grandes perdas por sedimentação.

Uma abordagem mais recente é a dos grupos funcionais, assembléias ou associações fitoplanctônicas, que parte do modelo morfo-funcional C-S-R (REYNOLDS *et al.*, 2002). Grupos de espécies algais foram definidos empiricamente, identificados através de códigos alfa-numéricos, com base na relação superfície/volume das espécies dominantes e na semelhança na resposta a um determinado conjunto de condições ambientais, formando grupos na maioria polifiléticos. Na revisão realizada por Reynolds *et al.* (2002) são apresentados 32 grupos funcionais e os autores tentam estimular outros fitoplanctólogos do mundo no árduo trabalho de acomodar as espécies fitoplanctônicas em seus respectivos

grupos funcionais a fim de ampliar a utilização desta promissora ferramenta na previsão da dinâmica fitoplanctônica.

Na maioria dos estudos, a análise das classes fitoplanctônicas funciona relativamente bem na determinação das variações na abundância relativa da comunidade fitoplanctônica. Porém, trabalhos recentes utilizando os grupos funcionais fitoplanctônicos têm apresentado melhores resultados na análise de mudanças de riqueza e diversidade do fitoplâncton (PADISÁK & REYNOLDS, 1998; HUSZAR *et al.*, 2000; KRUK *et al.*, 2002; MARINHO & HUSZAR, 2002; PADISÁK *et al.*, 2003)

Tendo em vista a importância ecológica, econômica e social dos ecossistemas aquáticos continentais, em particular os reservatórios, o monitoramento da qualidade da água e, conseqüentemente, da comunidade fitoplanctônica, visa à preservação de seus usos múltiplos e promove subsídios para ações de manejo e recuperação ambiental destinadas a beneficiar e proteger a qualidade da água, de forma a garantir a integridade dos recursos naturais, bem como sua exploração sustentada (BEYRUTH, 2000a).

2 Objetivos e hipóteses

O presente trabalho pretende conhecer a estrutura da comunidade fitoplanctônica e comparar a sua composição e diversidade em dois pontos de captação de água bruta pela Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP) da Represa Billings, o braço Rio Grande e o braço Taquacetuba, ao longo de um ciclo sazonal (4 vezes ao ano).

Os objetivos desta pesquisa são:

1. Conhecer as características físicas, químicas e biológicas da água, num ciclo sazonal (4 vezes ao ano) nos dois pontos de captação de água da Represa Billings;
2. Conhecer a estrutura da comunidade fitoplanctônica de cada um dos pontos de captação de água da Represa Billings ao longo de um ciclo sazonal (4 vezes ano ano), considerando as variações verticais desta comunidade;
3. Comparar a composição e diversidade fitoplanctônica nos dois pontos de captação de água da Represa Billings e relacioná-la com as variáveis limnológicas.

A partir dos objetivos citados acima, as seguintes hipóteses foram levantadas:

1. Ao longo do ciclo sazonal ocorre variação na composição e diversidade de espécies fitoplanctônicas em cada ponto estudado devido às variações físicas e químicas do ambiente aquático;
2. Cada um dos ambientes apresenta uma comunidade fitoplanctônica com composição e diversidade de espécies distinta decorrente das diferenças no grau de trofia de cada ambiente.

3 Área de Estudo: O Complexo Billings

3.1 Caracterização geral

A Bacia Hidrográfica da Billings ocupa um território de 582,8 km², localizado na porção sudeste da Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), fazendo limite, a oeste, com a Bacia Hidrográfica da Guarapiranga e, ao sul, com a Serra do Mar (Figura 1). Sua área de drenagem abrange integralmente o município de Rio Grande da Serra e parcialmente os municípios de Diadema, Ribeirão Pires, Santo André, São Bernardo do Campo e São Paulo (Figura 2).

Os principais formadores da Bacia Hidrográfica da Billings são: Rio Grande ou Jurubatuba; Ribeirão Pires; Rio Pequeno; Rio Pedra Branca; Rio Taquacetuba; Ribeirão Bororé; Ribeirão Cocaia; Ribeirão Guacuri; Córrego Grota Funda e Córrego Alvarenga (Figura 2).

A Bacia está inserida no Domínio da Mata Atlântica e a totalidade de sua área era, originalmente, recoberta por floresta umbrófila densa. Porém, o avanço da urbanização e de outras atividades antrópicas tem levado ao desmatamento acelerado. Desta forma, em alguns trechos da Bacia, a vegetação começa a ficar restrita a manchas isoladas ao longo do reservatório. Existem sub-bacias com elevada urbanização, como é o caso da região do município de Diadema, porção norte da Bacia, onde a vegetação é praticamente inexistente (CAPOBIANCO & WHATELY, 2002).

A Bacia Hidrográfica da Billings está dividida em 11 sub-regiões: Corpo Central, Alvarenga, Bororé, Capivari, Cocaia, Grota Funda, Pedra Branca, Rio Grande (a jusante da Barragem Anchieta), Rio Grande (a montante da Barragem Anchieta), Rio Pequeno e Taquacetuba.

3.2 A Represa Billings

A Represa Billings é o maior reservatório de água da RMSP. Seu espelho d'água possui 10.814,20 ha, correspondendo a 18% da área total de sua bacia hidrográfica. O nível d'água do reservatório é bastante variável.

Devido a seu formato peculiar, a represa está subdividida em oito unidades, denominadas braços, os quais correspondem às sub-regiões da Bacia Hidrográfica: braço Rio Grande ou Jurubatuba, separado do Corpo Central pela barragem da Rodovia Anchieta; braço Rio Pequeno; braço Capivari; braço Pedra Branca; braço Taquacetuba; braço Bororé; braço Cocaia e braço Alvarenga (Figura 2).

No estado de São Paulo, a maioria dos reservatórios são polimíticos (incluindo a Billings e seus diversos braços) devido à baixa profundidade e ação contínua do vento (ARCIFA *et al.*, 1981a; ARCIFA *et al.*, 1981b; MATSUMURA-TUNDISI *et al.*, 1981; TAKINO & MAIER, 1981; TUNDISI, 1981).

O projeto “A Represa Billings, um reservatório tropical urbano eutrofizado, e as macrófitas aquáticas: Aspectos ecológicos e diagnóstico ambiental” levantou dados de qualidade de água da represa Billings e algumas lagoas marginais, analisando variáveis físicas, químicas e biológicas. Esses estudos indicaram que o Complexo Billings apresenta comprometimento na qualidade das águas e dos sedimentos, sendo classificada como mesotrófica a eutrófica. Além disso, os estudos apontam para a presença de heterogeneidade espacial horizontal e diferenças de qualidade da água entre os braços que compõem o Complexo (LIMA *et al.*, 2005; LOBO *et al.*, 2005; NISHIMURA *et al.*, 2005; PADIAL *et al.*, 2005; MARIANI, 2006; MARIANI *et al.*, 2006; POMPÊO, 2006; NISHIMURA *et al.*, 2007; NISHIMURA *et al.*, 2008).

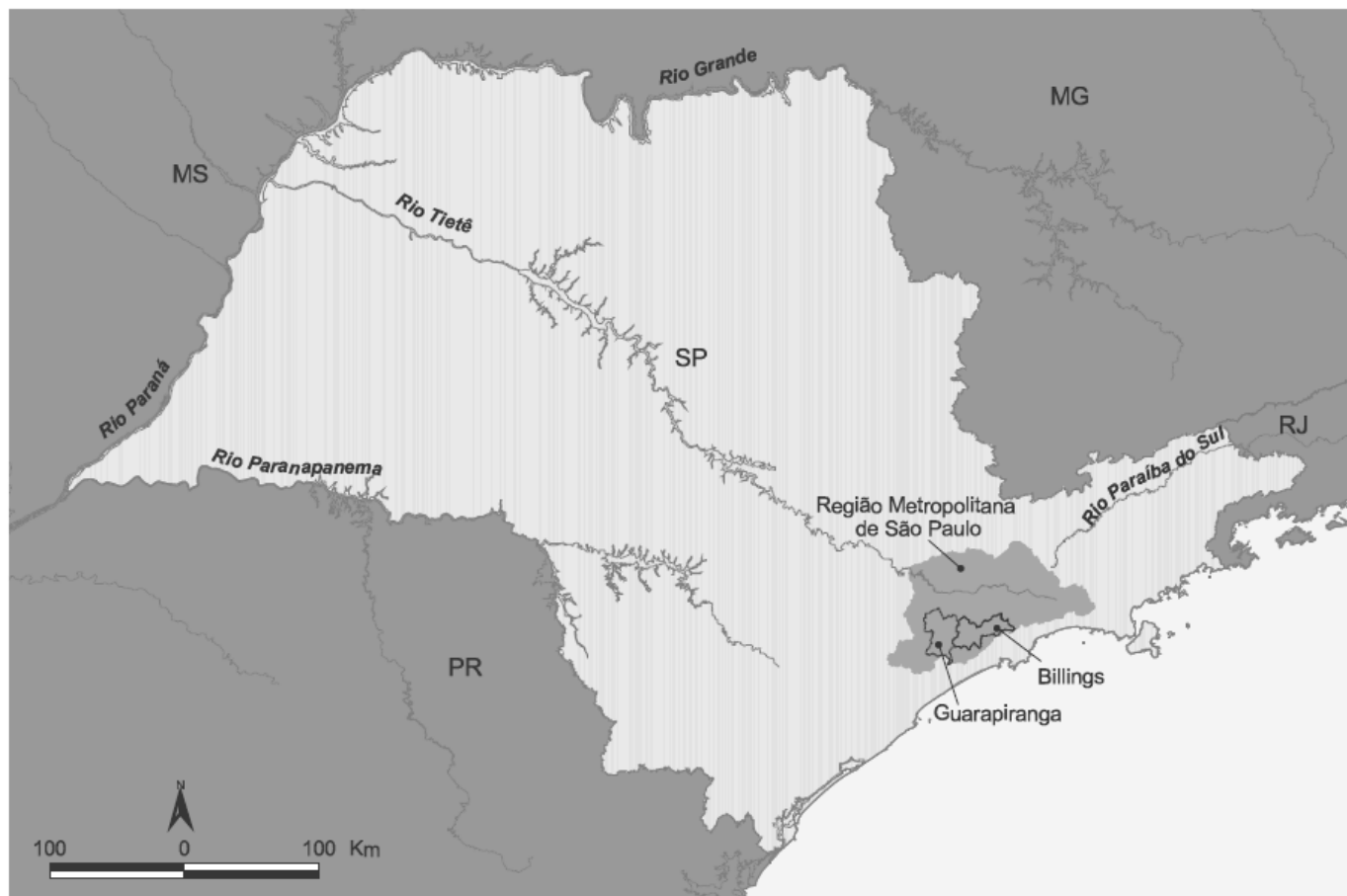


Figura 1. Localização da bacia hidrográfica da Billings (Região Metropolitana de São Paulo, SP). FONTE: <http://www.mananciais.org.br/site/mapas>

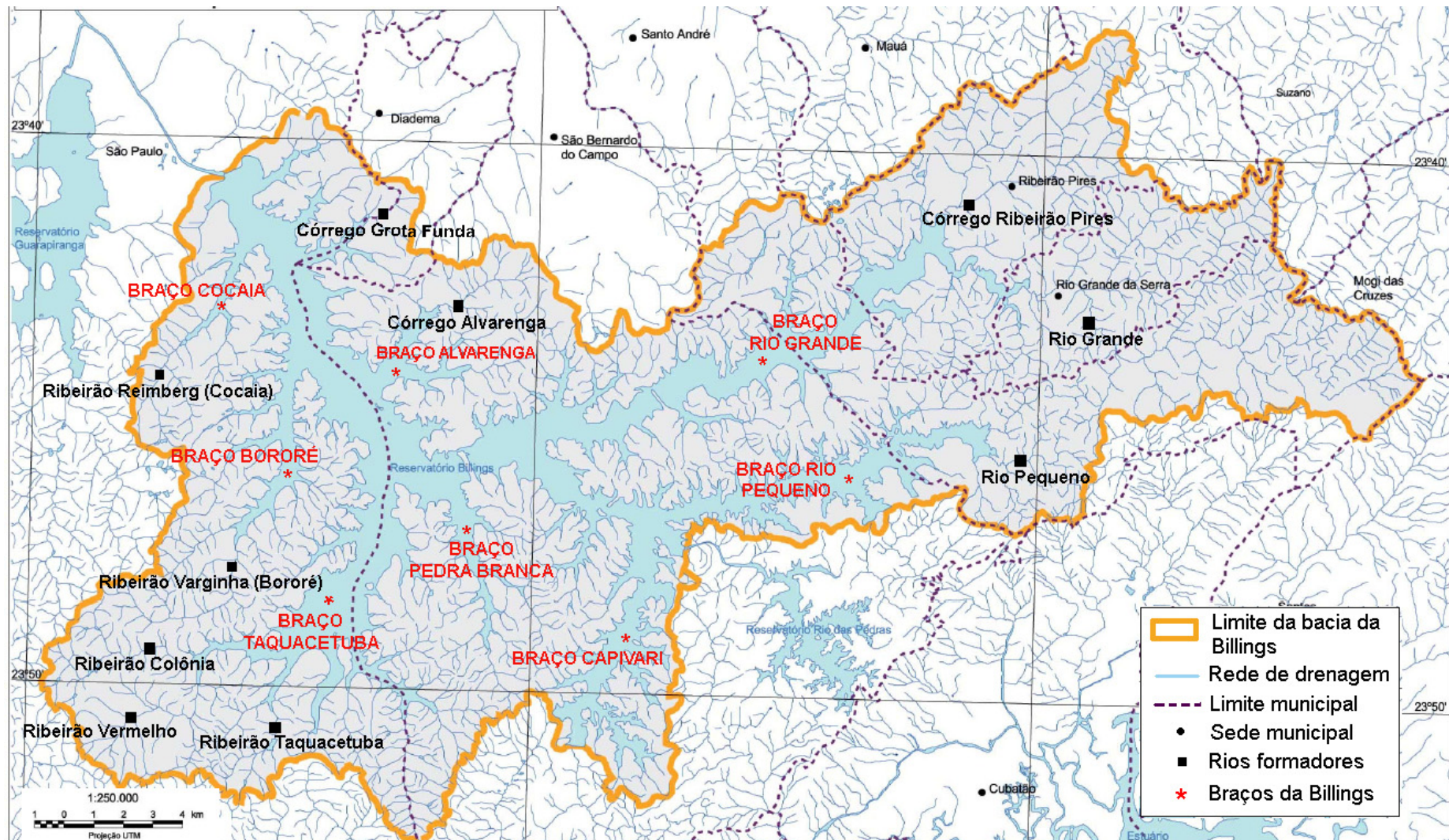


Figura 2. Bacia hidrográfica da Billings, municípios limítrofes, principais rios formadores e braços da represa Billings. Modificado de: <http://www.mananciais.org.br/site/mapas>

3.3 Histórico da Represa

A área ocupada atualmente pela Represa Billings foi inundada a partir de 1927, com a construção da Barragem de Pedreira, no curso do Rio Grande. O projeto foi implementado pela antiga *Light* (“*The São Paulo Tramway, Light and Power Company, Limited*”), hoje Eletropaulo, com o intuito de aproveitar as águas da Bacia do Alto Tietê para gerar energia elétrica na Usina Hidrelétrica (UHE) de Henry Borden, em Cubatão, aproveitando-se do desnível da Serra do Mar (WHATELY, 2003).

No início dos anos 40, iniciou-se o desvio de parte da água do Rio Tietê e seus afluentes para a Represa Billings, a fim de aumentar a vazão da represa e, conseqüentemente, ampliar a capacidade de geração de energia elétrica na UHE Henry Borden. Este processo foi viabilizado graças à reversão do curso do Rio Pinheiros, através da construção das Usinas Elevatórias de Pedreira e Traição, ambas em seu leito. Tal operação que objetivava o aumento da produção de energia elétrica, também se mostrou útil para as ações de controle das enchentes e de afastamento dos efluentes industriais e do esgoto gerado pela cidade em crescimento.

O bombeamento das águas do Tietê para a Billings, no entanto, começou a mostrar suas graves conseqüências ambientais poucos anos depois. O crescimento da cidade de São Paulo e a falta de coleta e tratamento de esgotos levaram à intensificação da poluição do Tietê e seus afluentes que, por sua vez, passaram a comprometer a qualidade da água da Billings.

Em 1981, devido à grande quantidade de esgotos, que resultaram em sérios problemas de contaminação por cianobactérias, algumas potencialmente tóxicas, surgiu a necessidade de interceptação total do braço Rio Grande, através da construção da barragem Anchieta, para garantir o abastecimento de água da região do ABC paulista, iniciado em 1958.

Em 1992, a Secretaria Estadual do Meio Ambiente aprovou a Resolução restringindo o bombeamento a situações emergenciais, entre as quais ameaças de enchente e risco de colapso na produção de energia elétrica.

O bombeamento das águas do Tietê para a Billings continua a ser utilizado até os dias de hoje como alternativa de controle de cheias em períodos de chuvas intensas. Estas operações, apesar de esporádicas, contribuem consideravelmente para o comprometimento da qualidade das águas da Represa, dificultando a sua recuperação.

Atualmente, a UHE Henry Borden tem capacidade de gerar cerca de 880MW e está sendo utilizada principalmente para suprir a falta de energia em horários de pico e situações emergenciais em São Paulo.

A população residente na Bacia da Billings, em 1996, era de 716 mil habitantes. O município de São Paulo concentrava mais da metade dos habitantes da região, seguido por São Bernardo do Campo e Ribeirão Pires (WHATELY, 2003).

Os usos do solo para fins urbanos na Bacia Hidrográfica da Billings caracterizam-se por tipos distintos de ocupações, com densidades demográficas, necessidades de infraestrutura e equipamentos urbanos diversos. A análise da distribuição e ocorrência de algumas dessas tipologias demonstra claramente uma dinâmica de ocupação intensa e caracterizada por atividades irregulares, como invasões, favelas e loteamentos clandestinos, além de loteamentos residenciais. O adensamento excessivo decorrente do aumento do número de casas e áreas construídas, promovido de forma irregular em relação ao projeto originalmente aprovado, leva à perda de suas características e comprometimento da infra-estrutura de saneamento, quando existente (CAPOBIANCO & WHATELY, 2002).

Com a edição da Lei de Proteção aos Mananciais, em 1976, a dinâmica de apropriação espacial na Bacia da Billings, assim como em outras áreas de mananciais, sofreu mudanças significativas, à medida que as restrições ambientais aumentaram e os processos de licenciamento dos empreendimentos passaram a ser diferenciados.

3.4 O braço Rio Grande

O braço Rio Grande, ou Reservatório Rio Grande, possui aproximadamente 7,4 km² da área, 9 km de extensão e localiza-se nos municípios de São Bernardo do Campo, Santo André, Ribeirão Pires e Rio Grande da Serra.

Num estudo realizado em 17 reservatórios brasileiro, o Rio Grande foi classificado através das variáveis físicas, químicas e clorofila-*a* como um dos três reservatórios mais eutróficos do Estado de São Paulo (MAIER & TAKINO, 1985). XAVIER *et al.* (1985) também classificaram o reservatório como eutrófico baseados na alta densidade de cianobactérias (> 3800 ind/mL).

O elevado crescimento populacional nas últimas décadas exigiu mudanças no manejo da água a fim de manter os requerimentos mínimos de potabilidade. Conforme mencionado no histórico da Represa Billings, em 1981, o braço Rio Grande foi totalmente isolado da represa através da construção da Barragem Anchieta. Após o isolamento, foi interrompido o aporte de esgoto recebido indiretamente da cidade de São Paulo proveniente do bombeamento dos Rios Tietê e Pinheiro na Billings. Os maiores tributários do braço Rio Grande voltaram ser seus contribuintes originais, os Rios Grande e Ribeirão Pires.

Maier (1985) em estudo do perfil vertical de temperatura e oxigênio demonstrou que o reservatório Rio Grande é um ambiente polimítico, com estratificações (não duradouras), que ocorrem, principalmente, como processos diurnos (estratificações de superfície). Maier *et al.* (1997) atribuíram este padrão polimítico à baixa amplitude de temperatura, oxigênio dissolvido, pH e condutividade elétrica ao longo da coluna d'água. As flutuações térmicas no perfil vertical indicaram um regime termal instável com curtos períodos diários e noturnos de circulação e estratificação. Maier *et al.* (1983) demonstraram que as estratificações térmicas no reservatório Rio Grande podem ocorrer tanto nos meses mais frios quanto nos mais quentes, com alternância entre períodos de estratificação e circulação ao longo do ano.

Beyruth & Pereira (2002) observaram melhoria da qualidade da água no braço Rio Grande após seu isolamento, devido à interrupção do aporte de nutrientes proveniente do corpo central da Represa Billings. Porém, as autoras alertam para o fato do reservatório ainda apresentar sinais de eutrofização, menores comparados à antes do isolamento, mas ainda suficientemente elevados para sustentar florações de algas que possivelmente poderão interferir no tratamento da água.

Próximo à Barragem Anchieta existe uma estação da SABESP, captando água para a Estação de Tratamento de Água Rio Grande (ETA Rio Grande), que produz 4,2 mil litros de água por segundo para abastecer 1,2 milhões de pessoas em Diadema, São Bernardo do Campo e parte de Santo André (SABESP, 2006b).

O braço Rio Grande é aproveitado para usos múltiplos, servindo de local de recreação (esportes náuticos e balneário), pesca e abastecimento público. Além disso, serve como receptor de dejetos industriais e domésticos, oriundos da cidade de Ribeirão Pires e de redes clandestinas. Por ser um reservatório de água estratégico para a RMSP, o Rio Grande deve ser sítio de constante monitoramento da qualidade de suas águas MARIANI 2006 DISS.

3.5 O braço Taquacetuba

O braço Taquacetuba possui aproximadamente 5 km de extensão e localiza-se nos municípios de São Bernardo do Campo e São Paulo, com presença da Área de Proteção Ambiental Municipal Capivari/Monos e terras indígenas ao sul. Estudo do Instituto Sócio-Ambiental sugere a necessidade de criação de Unidades de Conservação e/ou áreas de recuperação ao redor deste manancial (WHATELY, 2003).

Segundo CETESB (2006), o braço Taquacetuba possui dinâmica distinta do corpo central do Complexo Billings, para a comunidade fitoplanctônica, devido a fatores

meteorológicos desta bacia, que refletem numa condição hidrodinâmica distinta entre o corpo central e o braço Taquacetuba. Além disso, as densidades máximas registradas no braço do Taquacetuba são sensivelmente menores do que as encontradas no corpo central.

No início dos anos 90 iniciou-se a cogitar a utilização das águas da Represa Billings, em particular do braço Taquacetuba, como contribuição ao aumento da capacidade de regulação hídrica da Represa Guarapiranga (ANDRADE, 2005). Esta transposição de águas iniciou-se em 2000.

3.6 Precipitações em 2005

Segundo o Relatório de Qualidade de Águas Interiores do Estado de São Paulo 2005 (CETESB, 2006), a intensidade e a frequência das chuvas no ano de 2005 foram próximas à média histórica. Porém, a distribuição das chuvas ao longo dos meses apresentou algumas diferenças em relação à normalidade (Figura 3). Em janeiro, maio e setembro as chuvas foram bem mais intensas que a média e, nos meses de fevereiro, junho, julho, agosto e novembro, acentuadamente inferiores. Um detalhe marcante da pluviometria de 2005 foi a ocorrência de um episódio anormal de chuvas em maio, mês normalmente caracterizado como de estiagem, resultando numa média mensal de precipitações bem acima da média histórica. No período crítico de estiagem, correspondente aos meses de junho e agosto, as chuvas foram consideravelmente inferiores ao histórico, tendo sido observadas, no mês de agosto, índices pluviométricos que mal ultrapassaram 10% do esperado para o mês.

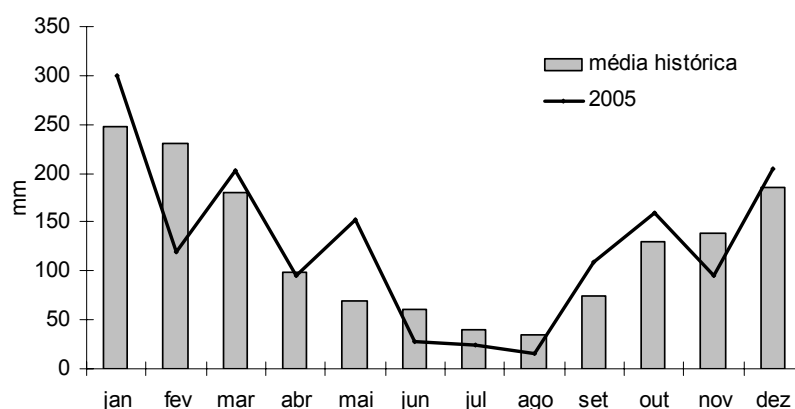


Figura 3. Distribuição sazonal das precipitações ao longo de 2005 em comparação à média histórica (FONTE: CETESB, 2006). Os dados de chuva tomados como representativos da pluviometria da Região Metropolitana de São Paulo durante o ano de 2005 foram os correspondentes à média dos 14 postos da EMAE (Empresa Metropolitana de Águas e Energia S.A.).

4 Metodologia Geral

4.1 Metodologias de campo

Em cada local de coleta, amostras de água foram coletadas em perfil vertical na coluna d'água em seis profundidades com auxílio de garrafa de Van Dorn com capacidade para 5 litros e, posteriormente, armazenadas em galões de polietileno (5 litros), os quais ficaram acondicionados em bolsas térmicas, visando preservar a temperatura da água e proteger as amostras do contato da luz direta. As profundidades de coleta foram fixadas em função da radiação solar subaquática correspondente a 100, 50, 25, 10, 1% da radiação solar de subsuperfície, além de uma profundidade na zona afótica. As medidas de radiação solar foram tomadas através de um radiômetro subaquático construído pela equipe do Laboratório de Ecossistemas Terrestres do Prof. Dr. Sérgio Tadeu Meirelles do Depto. de Ecologia do IB-USP (POCIUS *et al.*, 2005). As amostras de água foram utilizadas para análise de oxigênio dissolvido, nutrientes totais e dissolvidos, material em suspensão, sólidos totais, clorofilas *a*, *b* e *c* e feopigmentos e contagem dos organismos fitoplanctônicos.

Nos pontos de coleta, foram determinados a transparência da água através do disco de Secchi, profundidade da zona fótica através do radiômetro subaquático, perfis de temperatura da água, condutividade elétrica (valores corrigidos para 25°C) e pH com uma sonda multiparâmetros marca YSI, modelo 63/100 FT. A densidade da água foi obtida em função da temperatura (HUTCHINSON, 1957) e a resistência térmica relativa foi calculada segundo Shäfer (1984).

Para análise qualitativa, o fitoplâncton foi coletado com rede de malha 20µm, em arraste vertical a partir da profundidade máxima, sendo posteriormente fixado com formaldeído 4%. Para análise quantitativa, alíquotas de 100mL de água foram retiradas de cada profundidade coletada e fixadas com lugol acético 1%.

4.2 Análise das amostras

4.2.1 Variáveis abióticas

As metodologias das variáveis analisadas encontram-se na Tabela 1.

Tabela 1. Variáveis analisadas com seus respectivos limites de detecção (quando existente), unidade, método e referência.

Variável	Limite de detecção do método	Unidade	Método	Referência
Material em suspensão total, orgânico e inorgânico (MST, MSO, MSI)	-	mg/L	Gravimétrico	Teixeira <i>et al.</i> (1962)
Sólidos totais (ST)	-	mg/L	Gravimétrico	-
Nitrogênio total (NT)	< 5,0	µg/L	Espectrofotométrico	Valderrama (1981)
Fósforo total (PT)	< 10,0	µg/L	Espectrofotométrico	Valderrama (1981)
Nitrito (N-NO ₂ ⁻)	< 8,0	µg/L	Espectrofotométrico	Mackereth <i>et al.</i> (1978)
Nitrato (N-NO ₃ ⁻)	< 5,0	µg/L	Espectrofotométrico	Mackereth <i>et al.</i> (1978)
Amônio dissolvido (N-NH ₄ ⁺)	< 4,2	µg/L	Espectrofotométrico	Koroleff (1976)
Silicato (SiO ₂)	< 1,0	mg/L	Espectrofotométrico	Golterman <i>et al.</i> (1978)
Ortofosfato (PO ₄ ³⁻)	< 10,0	µg/L	Espectrofotométrico	Strickland & Parsons (1960)
Oxigênio dissolvido (OD)	-	mg/L	Titulométrico	Golterman <i>et al.</i> (1978)

4.2.2 Variáveis bióticas

4.2.2.1 Clorofilas e feopigmentos

Foram determinadas as concentrações das clorofilas *a*, *b* e *c* e feopigmentos, utilizando acetona 90% como solvente, segundo Jeffrey & Humphrey (1975), Strickland & Parsons (1960), Wetzel & Likens (1991).

4.2.2.2 Composição espécies fitoplanctônicas

A composição de espécies fitoplanctônicas foi analisada em microscópio binocular JENAVAL/ZEISS. Para análise da composição de diatomáceas, foram preparadas lâminas permanentes segundo a técnica de Simonsen (1974), modificada por Moreira-Filho & Valente-Moreira (1981).

4.2.2.3 Densidade do fitoplâncton

A contagem do fitoplâncton foi realizada pelo método de sedimentação (UTERMÖHL, 1958) em câmaras de Sidgwick-Rafter e microscópio óptico binocular. Para contagem, foi considerado um indivíduo: (1) organismos unicelulares; (2) colônias; (3) cenóbios e (4) cada 50µm de tricomas e filamentos.

As contagens foram feitas em transectos horizontais e verticais examinado um em cada três campos. O número de campos examinados foi definido através do teste de intervalo

de confiança (VERNICK, 1978). Após a contagem de 50 campos, o teste era aplicado segundo a equação abaixo:

$$A = t_n \sqrt{\frac{X \cdot (N - n)}{(N \cdot n)}}$$

onde:

A = erro

X = número total de indivíduos da espécie dominante dividido pelo número de campos contados;

t = t de Student;

N = número total de campos da câmara (calculado conhecendo-se a área do campo e a área da câmara);

n = número de campos contados.

A partir do cálculo de A, foi feita uma regra de três, em que se considera o X como 100% e o A como a incógnita a ser determinada, obtendo-se assim o erro.

Para cada amostra foi contado um total de 50 campos e, em seguida, foi aplicado o teste, no qual um erro máximo de 25% era aceito. Caso o erro obtido fosse maior, eram contados mais 10 campos e novamente era aplicado o teste, até atingir a condição desejada (erro de 25%, a 95% de intervalo de confiança).

4.2.2.3.1 Dominância e abundância

A dominância e abundância das espécies fitoplanctônicas foi estabelecidas segundo os critérios de Lobo (1984 *apud* TORGAN, 1997), em que espécies dominantes são aquelas que estiveram presentes em densidades superiores a 50% da densidade total das espécies da amostra, e espécies abundantes, as que ocorrerem acima do valor médio obtido, dividindo-se a densidade total pelo número de espécies da amostra.

4.2.2.3.2 Espécies descritoras

O critério utilizado para definir as espécies descritoras do sistema foi estabelecido de acordo com as características na comunidade encontrada. Para tanto, foram consideradas em nível de corte de 0,5% da densidade total da comunidade fitoplanctônica para todo o período de estudo, em cada local. Este nível de corte seleciona espécies que contribuíram com 70% ou

mais para a biomassa total, de acordo com (SOMMER *et al.*, 1993). Os táxons selecionados foram utilizados nas análises multivariadas.

4.2.2.3.2.1 Classificação das espécies descritoras

As espécies descritoras foram classificadas segundo:

- 1) Estratégias de vida C-R-S (REYNOLDS, 1988);
- 2) Grupos funcionais (REYNOLDS *et al.*, 2002; REYNOLDS, 2006).

4.2.2.4 Índices bióticos

Foram calculados os seguintes índices bióticos para a comunidade fitoplanctônica:

4.2.2.4.1 Riqueza, diversidade e uniformidade

A riqueza de espécies (S) foi medida pelo número de táxons presentes nas amostras analisadas. A partir dos dados de densidades populacionais foram calculados os índices de diversidade específica (H') (SHANNON-WIENER, 1949 *apud* MARGURRAN, 1991) e de uniformidade (J) (PIELOU, 1969 *apud* MARGURRAN, 1991). Os índices de diversidade específica e de uniformidade adotados foram baseados na função de Shannon-Wiener, por serem menos dependentes do tamanho da amostra e, geralmente, empregados no estudo de comunidades fitoplanctônicas.

As fórmulas dos índices utilizados são apresentadas a seguir:

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

onde:

$$p_i = N_i/N$$

N_i = no. total de indivíduos de cada espécie

N = no. total de indivíduos da amostra

$$J = H' / H'_{\max}$$

onde:

H' = índice de diversidade da amostra

H'_{\max} = índice de diversidade máximo = $\ln S$

4.3 Índice do Estado Trófico

A fim de classificar o estado trófico do corpo d'água, foi utilizado o Índice de Estado Trófico (IET) de Carlson (1977) modificado por Toledo *et al.* (1983) para ambientes tropicais e posteriormente por Lamparelli (2004) para reservatórios, conforme utilizado pela CETESB (2007) no monitoramento da qualidade da água no Estado de São Paulo. Este IET utiliza como base três variáveis: a profundidade de desaparecimento do disco de Secchi, concentrações superficiais de fósforo total e clorofila-*a* (as concentrações de fósforo total só foram utilizadas quando se encontravam acima do limite de detecção).

Para o cálculo do IET, foram usadas as seguintes equações (CETESB, 2007):

$$\text{IET (Cl-}a\text{)} = 10 \times (6 - ((0,92 - 0,34 \times (\ln \text{Cl-}a)) / \ln 2))$$

$$\text{IET (S)} = 10 \times (6 - ((\ln S) / \ln 2))$$

$$\text{IET (PT)} = 10 \times (6 - (1,77 - 0,42 \times (\ln \text{PT}) / \ln 2))$$

onde Cl-*a* representa a concentração superficial de clorofila-*a*, em µg/L; S representa a profundidade de desaparecimento do disco de Secchi, em m; PT a concentração superficial de fósforo total, em µg/L.

A partir da classificação do estado trófico, o critério de aplicação desse índice para reservatórios segundo CETESB (2007) é:

- a) Ultraoligotrófico se: $\text{IET} \leq 47$
- b) Oligotrófico se: $47 < \text{IET} \leq 52$;
- c) Mesotrófico se: $52 < \text{IET} < 59$;
- d) Eutrófico se: $59 < \text{IET} \leq 63$;
- e) Supereutrófico se: $63 < \text{IET} \leq 67$;
- f) Hipereutrófico se: $\text{IET} > 67$.

4.4 Resolução CONAMA no. 357 DE 17/03/2005

Para regulamentar os padrões de qualidade de água no Brasil, foi promulgada a Resolução CONAMA no. 357 de 17/03/05 (BRASIL, 2005), que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, além de outras providências.

Essa resolução fornece os limites de padrões a serem medidos em corpos d'água dentro de 5 classes, definidas pelos seus usos preponderantes.

A classe especial e a classe I e II são para usos mais nobres (abastecimento humano, dessedentação de animais, proteção da vida aquática e contato primário), com diferentes graus de tratamentos. A classe III também pode ser destinada a abastecimento humano, desde que tratada com processos convencional ou avançado. Já a classe IV é destinada somente à harmonia paisagística e à navegação.

O enquadramento dos corpos hídricos do Estado de São Paulo foi feito através do Decreto Estadual no. 10.755 de 22/11/1977 (SÃO-PAULO, 1997). Segundo essa legislação, o braço Rio Grande foi enquadrado na classe II e o braço Taquacetuba, na classe I.

Os padrões analisados neste trabalho estabelecidos para cada uma das classes de uso estão dispostos na Tabela 2. Os valores obtidos para estas variáveis serão comparados com os valores estabelecidos pela legislação quanto à conformidade ao enquadramento.

Tabela 2. Padrões de qualidade da água doce com a classe de uso segundo a Resolução CONAMA no. 357 de 17/03/05.

PARÂMETROS	CLASSE I	CLASSE II	CLASSE III	CLASSE IV
OD*	> 6 mg/L	> 5 mg/L	> 4 mg/L	> 2,0 mg/L
pH	6,0 a 9,0	6,0 a 9,0	6,0 a 9,0.	6,0 a 9,0.
Fósforo total	< 0,02 mg/L	< 0,030 mg/L	< 0,05 mg/L	
Nitrato	< 10 mg/L	< 10 mg/L	< 10 mg/L	
Nitrito	< 1 mg/L	< 1 mg/L	< 1 mg/L	
N amoniacal	< 3,7 mg/L	< 3,7 mg/L	< 13,3 mg/L	
	para pH < 7,5	para pH < 7,5	para pH < 7,5	
	< 2,0 mg/L	< 2,0 mg/L	< 5,6 mg/L	
	para 7,5 < pH < 8,0	para 7,5 < pH < 8,0	para 7,5 < pH < 8,0	
	< 1,0 mg/L	< 1,0 mg/L	< 2,2 mg/L	
	para 8,0 < pH < 8,5	para 8,0 < pH > 8,5	para 8,0 < pH < 8,5	
	< 0,5 mg/L	< 0,5 mg/L	< 1,0 mg/L	
	para pH > 8,5	para pH > 8,5	para pH > 8,5	
Clorofila-a	< 10 µg/L	< 30 µg/L	< 60 µg/L	

* em todas as amostras

4.5 Análise estatística

Para as análises estatísticas, das 6 profundidades coletadas, foram utilizadas apenas 3, correspondentes à superfície (100% da radiação solar subaquática), fundo (zona afótica) e outra profundidade intermediária às duas anteriores.

O grau de associação entre as variáveis limnológicas e a comunidade fitoplanctônica foi avaliado em teste não-paramétrico, através do Coeficiente de Correlação de Spearman com nível de significância de $p < 0,05$. Foi utilizado o pacote estatístico Statistica 6.

As variáveis limnológicas também foram analisadas através da Análise dos Componentes Principais (ACP) a fim de identificar as variáveis mais importantes na formação dos padrões espaciais e sazonais nos locais de estudo. As variáveis foram padronizadas pela amplitude de variação $[(x - x_{\min})/(x_{\max} - x_{\min})]$.

A análise integrada entre as variáveis limnológicas e a comunidade fitoplanctônica (densidade das espécies descritoras) foi realizada por meio de Análise de Correspondência Canônica (ACC). As variáveis limnológicas foram padronizadas pela amplitude de variação $[(x - x_{\min})/(x_{\max} - x_{\min})]$ e os dados da comunidade fitoplanctônica por $\log(x + 1)$. Para a identificação da importância relativa das variáveis, foi utilizado o módulo “*forward selection*” do programa CANOCO, que discrimina as variáveis estatisticamente significativas através do teste de Monte Carlo. Para o presente estudo, definiu-se um nível de significância de 95% ($p < 0,05$). A significância das variáveis foi testada com 999 permutações irrestritas.

As análises de ACP e ACC foram realizadas no programa CANOCO 4.5 e as representações gráficas destas análises foram feitas através do módulo CANODRAW deste programa.

Capítulo I A Comunidade Fitoplanctônica e as Variáveis Limnológicas no Braço Rio Grande (Represa Billings - São Paulo, SP)

Resumo

A comunidade fitoplanctônica e as variáveis limnológicas no braço Rio Grande (Represa Billings - São Paulo, SP) – O objetivo deste trabalho foi conhecer a estrutura da comunidade fitoplanctônica no braço Rio Grande da Represa Billings, próximo ao ponto de captação de água e relacionar sua estrutura vertical e sazonal com as variáveis limnológicas da água. Foram realizadas coletas em fevereiro, maio, agosto e novembro de 2005, nas quais foram coletadas amostras de água em 6 profundidades. As variáveis analisadas foram transparência da água, temperatura, condutividade elétrica, pH, oxigênio dissolvido, material em suspensão, sólidos totais, clorofilas a, b e c, feofitina e nutrientes totais e dissolvidos. O corpo d'água foi classificado segundo o grau de trofia. O fitoplâncton foi analisado quali e quantitativamente. Os dados foram analisados estatisticamente por métodos univariados e multivariados. Foram identificados 72 táxons distribuídos em 7 classes. Foi observada alta diversidade e uniformidade. A comunidade fitoplanctônica mostrou flutuação sazonal marcante e abundância relativa alternada entre as classes Zygnemaphyceae, Bacillariophyceae, Euglenophyceae e Chlorophyceae; entre C- e R-estrategistas e entre os grupos funcionais D, X₁, W₁ e T. Verticalmente, foi observada alternância entre classes abundantes devido às características morfológicas e/ou diferentes requerimentos fisiológicos. A presença de cianobactérias potencialmente tóxicas, a constante e crescente aplicação de sulfato de cobre, a não conformidade de alguns parâmetros com a legislação estadual e federal e a classificação mesotrófica do corpo d'água podem comprometer os usos múltiplos propostos para o reservatório.

Palavras-chaves: fitoplâncton, variabilidade sazonal e vertical, grupos funcionais, abastecimento público.

Abstract

Phytoplankton community and limnological variables in Rio Grande branch (Billings Reservoir - São Paulo, SP) – The aim of this work was to understand the structure of the phytoplankton community in Rio Grande branch (Billings Reservoir, SP), near to the water intake spot, and the relation between its vertical and seasonal structure and the limnological variables of the water. Water samples were collected in six depths on February, May, August and November 2005. The variables analyzed were water transparency, temperature, electric conductivity, pH, dissolved oxygen, suspended material, total solids, chlorophylls a, b and c, pheophytin and total and dissolved nutrients. The water body was classified by its trophic state. Phytoplankton was analyzed quali and quantitatively. Data were analyzed by univariate and multivariate statistical methods. 72 phytoplankton taxa were found, distributed among 7 classes. High diversity and uniformity were observed. Seasonal variation were observed with relative abundance alternate among Zygnemaphyceae, Bacillariophyceae, Euglenophyceae and Chlorophyceae; among C- e R-strategists e among assemblages D, X₁, W₁ e T. Vertically, alternation of abundant classes was observed due to morphologic characteristics and/or different physiological requirements. The presence of potentially toxic cyanobacteria, constant and increasing use of copper sulfate, some parameters in disaccordance with state and federal legislation and water classification as mesotrophic may compromise the multiple uses proposed for this reservoir.

Key-words: phytoplankton, seasonal and vertical variability, phytoplankton assemblages, water supply.

1 Introdução

A construção de reservatórios é uma das grandes experiências humanas na modificação dos ecossistemas naturais, cujas finalidades podem ser a produção de energia elétrica, recreação, transporte, produção de biomassa, irrigação, abastecimento de água, entre outras (TUNDISI & SAIJO, 1988).

Segundo Straskraba & Tundisi (2000), os reservatórios destinados ao fornecimento de água potável requerem os maiores requisitos em termos de qualidade da água. Idealmente, devem localizar-se em área montanhosa, rural, com baixa densidade populacional e rodeada de floresta nativa. São preferíveis reservatórios profundos, estratificados e com hipolímio bem oxigenado. Na maioria das vezes, tais requisitos não são atendidos, uma vez que a maioria dos reservatórios da América Latina foi construída para promover o desenvolvimento regional (IETC, 2001), portanto, localizam-se próximos aos grandes centros urbanos.

Os reservatórios urbanos estão submetidos às grandes pressões pelas populações do seu entorno e a qualidade das águas está intimamente ligada às condições sanitárias e econômicas das pessoas ali presentes, gerando conflitos com os diversos usos aos quais o reservatório é destinado (STRASKRABA & TUNDISI, 2000).

Uma alteração comum nesses corpos d'água é a proliferação de microorganismos, em particular, o fitoplâncton. Estes dependem no estado nutricional da água e de fatores físicos e químicos, como a temperatura, disponibilidade luminosa e quantidade de oxigênio dissolvido (HUTSON *et al.*, 1987), podendo provocar odor e sabor desagradáveis, liberar metabólitos secundários tóxicos, entre outras conseqüências, interferindo na captação e tratamento da água para abastecimento.

O fitoplâncton, de maneira geral, se mantém na coluna d'água pela turbulência causada pelo vento. Suas formas morfológicas irregulares visam aumentar a razão superfície/volume e, conseqüentemente, diminuir a densidade. Assim, a taxa de sedimentação é menor, permitindo maior tempo de permanência na zona fótica e/ou rica em nutrientes. De uma forma ou de outra, estes organismos afundarão, principalmente quando se tornarem mais densos e senescentes. Algumas cianobactérias, devido à presença de vacúolos gasosos, e as espécies flageladas, são capazes de resistir às taxas de sedimentação. Portanto, a turbulência natural ou artificial e a circulação da massa d'água são importantes fatores para a dinâmica da comunidade fitoplanctônica, principalmente em reservatórios susceptíveis à distúrbios antrópicos constantes.

A frequência e a intensidade da turbulência produzida por fatores ambientais e/ou antrópicos interfere na distribuição espacial, horizontal e vertical, do fitoplâncton em represas (TUNDISI & SAIJO, 1985).

O fitoplâncton e o ambiente são altamente dinâmicos. Alguns fatores são responsáveis pela regulação do crescimento e sucessão, como luz, temperatura, nutrientes inorgânicos, micronutrientes orgânicos e interações dos compostos orgânicos com os nutrientes inorgânicos disponíveis, e fatores biológicos como competição pelos recursos disponíveis e predação. Grupos de organismos fitoplanctônico possuem tolerâncias específicas para estes fatores e o crescimento populacional se dá mais rapidamente, conforme haja uma combinação ótima dos fatores citados acima. Assim, a vantagem competitiva de uma espécie sobre outra é relativa e pode mudar de acordo com as alterações nas condições físicas e bióticas que afetam o crescimento (WETZEL, 2001).

Ao analisar as variáveis limnológicas associadas à comunidade fitoplanctônica é possível realizar um diagnóstico do ecossistema, que fornecerá subsídios para o manejo e recuperação ambiental destinadas a beneficiar e proteger a qualidade da água, de forma a garantir a integridade dos recursos naturais, bem como sua exploração sustentada.

2 Objetivos

Este trabalho propõe discutir aspectos relativos à qualidade da água do braço Rio Grande, próximo ao ponto de captação de água pela Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP), a Estação de Tratamento de Água do Rio Grande (ETA Rio Grande), sob o enfoque físico, químico e biológico, relacionando a composição e diversidade do fitoplâncton, tanto espacialmente (verticalmente), quanto sazonalmente (quatro épocas do ano) com as variáveis limnológicas.

Para isso, os objetivos desta pesquisa foram:

1. Conhecer as características físicas, químicas e biológicas da água, num ciclo sazonal (4 vezes ao ano) próximo ao ponto de captação de água do braço Rio Grande;
2. Conhecer a estrutura da comunidade fitoplanctônica próximo ao ponto de captação de água do braço Rio Grande ao longo de um ciclo sazonal (4 vezes ano ano), considerando as variações verticais desta comunidade.

3 Material e Métodos

3.1 Ponto de coleta

Foram realizadas quatro coletas a campo nos meses de fevereiro, maio, agosto e novembro de 2005 no braço Rio Grande da Represa Billings (Tabela 3). O ponto de coleta foi georreferenciado com sistemas de coordenadas UTM, Datum SAD69 e meridiano central W45°00, dados obtidos por GPS (marca Garmin, modelo GPS 72) de modo não diferencial. A coordenada geográfica do ponto de coleta é 0344791/73700778.

Tabela 3. Informações referentes à data, hora, temperatura do ar, clima e profundidades coletadas no braço Rio Grande da Represa Billings.

Data	Horário	Temp. ar (°C)	Clima	Prof. coletadas (m)
22/02/2005	8h 50min	26,2	Ensolarado	0,0; 0,5; 1,5; 2,5; 4,5 e 7,0
19/05/2005	12h 15min	28,0	Ensolarado	0,0; 1,0; 2,5; 3,5; 5,0 e 8,0
26/08/2005	8h 40min	16,2	Nublado com chuvisco e vento	0,0; 1,0; 2,0; 4,0; 6,0 e 7,5
23/11/2005	12h 09min	33,2	Ensolarado	0,0; 1,0; 2,0; 4,0; 6,0 e 7,5

As metodologias de campo e das análises realizadas estão descritas no item Metodologia Geral da Introdução Geral (pág. 15).

4 Resultados

4.1 Profundidade máxima, profundidade de desaparecimento do disco de Secchi (DS) e profundidade da zona fótica

A profundidade da lâmina de água variou consideravelmente durante os períodos de estudo, com maior profundidade observada em agosto (12,0 m), período de estiagem em que a precipitação mensal foi bem abaixo da média histórica, e menor profundidade observada em maio (9,5 m), mês normalmente caracterizado como de estiagem, porém com uma média de precipitação bem acima da média histórica (ver Introdução Geral, pág. 14) (Figura 4). Em fevereiro e novembro, períodos quente-chuvosos, apresentaram profundidade intermediária em comparação aos demais períodos. A precipitação média foi semelhante em fevereiro e novembro. Já a profundidade de desaparecimento do disco de Secchi (DS) foi semelhante nos quatro períodos (Figura 4). Em fevereiro, o DS foi 1,9 m, em maio 1,8 m, em agosto 2,0 m e

em novembro 2,2 m. Quanto à zona fótica, a menor profundidade foi observada em maio (4,5 m), seguido por fevereiro (5,0 m), agosto (6,0 m) e novembro (6,0 m) (Figura 4).

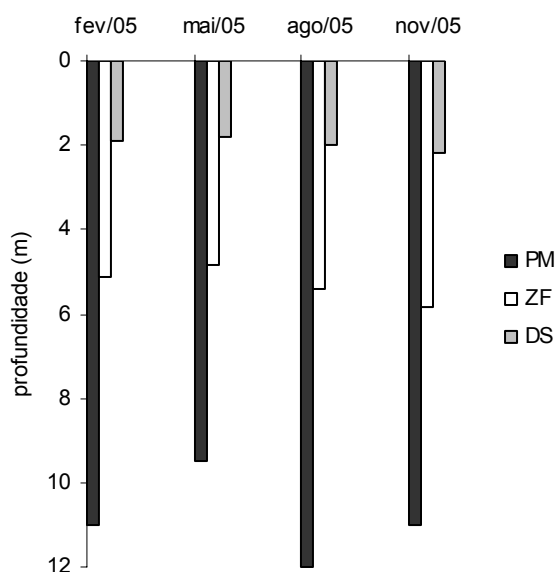


Figura 4. Profundidade máxima (PM), profundidade da zona fótica (ZF) e profundidade de desaparecimento do disco de Secchi (DS) no braço Rio Grande da Represa Billings nos meses de fevereiro, maio, agosto e novembro de 2005.

4.2 Temperatura, densidade da água e resistência térmica relativa

A temperatura da água apresentou amplitude de variação de 17,6 (agosto) a 26,2 °C (novembro). Os perfis verticais de temperatura mostraram valores mais elevados em fevereiro, seguido por novembro, maio e agosto (Figura 5). Em fevereiro e novembro, quando a amplitude de variação da temperatura foi de 22,6 (11 m) a 25,4 °C (0 a 1,2 m) e de 19,4 (11m) a 26,2 °C (0,0 m), respectivamente, foi observada estratificação com termoclina bem definida. Em maio, observou-se microestratificação ao longo de toda a coluna d'água, com gradual declínio em direção ao fundo variando de 23,6 (0,0 m) a 21,1 °C (9,5 m). Em agosto, a coluna d'água apresentou temperatura homogênea até cerca de 6,5 m, com microestratificação no fundo e amplitude de variação de 17,6 (11,5 m) a 19,3 °C (1,4 a 6,5 m).

A densidade da água variou de 0,9967594 (novembro) a 0,9986961 g/cm³ (agosto), apresentando perfil vertical crescente em todos os períodos analisados (Figura 6). A resistência térmica relativa (RTR) em fevereiro foi máxima no meio da coluna d'água, variando de 0,0 a 22,1 (5,0 m) (Figura 6a). Em maio, a RTR foi máxima na superfície (15,0) e no restante da coluna d'água apresentou valores baixos e homogêneos, variando de 0,0 a 5,8 (Figura 6b). Em agosto, até 6,5 m de profundidade a RTR foi 0,0 e apresentou um pico de

17,1 no meio da coluna d'água (Figura 6c). Em novembro, a RTR foi máxima na superfície (58,3), porém observa-se um pico no meio da coluna d'água (28,9 a 5,5 m) e valores mais baixos no restante da coluna d'água (Figura 6d).

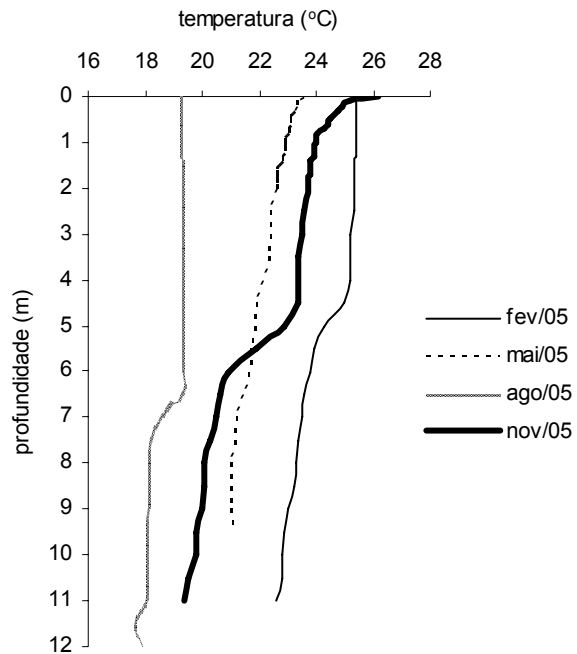


Figura 5. Perfil vertical da temperatura da água no braço Rio Grande da Represa Billings nos meses de fevereiro, maio, agosto e novembro de 2005.

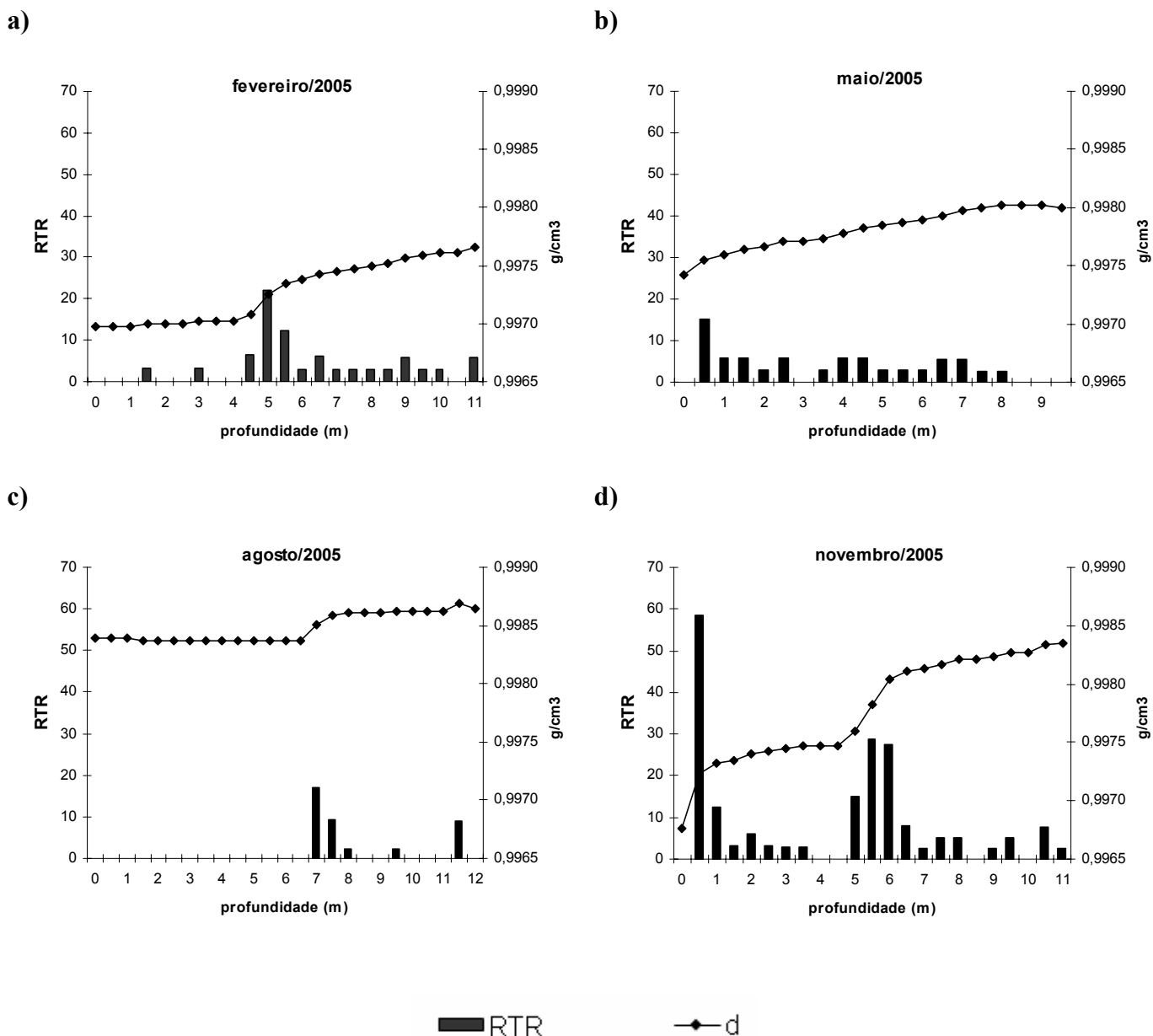


Figura 6. Densidade (d) e resistência térmica relativa (RTR) da água nas diferentes profundidades do braço Rio Grande da Represa Billings em a) fevereiro, b) maio, c) agosto e d) novembro de 2005.

4.3 pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido e sólidos totais

Em todos os períodos, as medidas de pH apresentaram perfil decrescente em direção ao fundo (Figura 7a). Em agosto, os valores de pH foram os mais elevados variando de 8,2 (12,0 m) a 9,7 (0,0 m). Já em novembro, os valores de pH apresentaram a maior amplitude, variando de 3,0 (11,0 m) a 9,1 (0,5 m). Em fevereiro e maio, os valores de pH variaram de 5,0 (11,0) a 8,6 (1,5 m) e de 7,3 (9,5 m) a 8,8 (2,0 m), respectivamente.

A amplitude de variação da condutividade elétrica (CE) foi de 204,6 (8,0 m em agosto) a 250,9 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (11,0 m em fevereiro) (Figura 7b). Em fevereiro, o perfil de CE ao longo da coluna d'água foi decrescente em direção ao fundo, variando de 217,2 (3,5 m) a 250,9 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (11,0 m). Em maio e agosto, a CE variou pouco ao longo da coluna d'água, observando-se amplitudes de variação de 208,5 (0,0 m) a 220,2 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (8,5 m) e de 204,6 (8,0 m) a 212,5 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (0,0 m), respectivamente. Já em novembro, nenhum padrão foi observado, com amplitude de variação de 205,4 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (7,5 m) a 239,1 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (9,5 m). Pode-se observar aumento nos valores da CE no fundo da coluna d'água em fevereiro e novembro.

Em todos os períodos, o perfil de oxigênio dissolvido (OD) apresentou padrão decrescente em direção ao fundo da coluna d'água (Figura 7c). Em fevereiro, maio e novembro houve grande decréscimo da concentração de OD em direção ao fundo, apresentando amplitudes de variação de 2,4 (7,0 m) a 8,3 mg/L (1,5 m); 1,1 (8,0 m) a 8,9 mg/L (1,5 m) e 2,6 (7,5 m) a 8,3 mg/L (1,0 m), respectivamente. Em agosto, o decréscimo foi menos acentuado, com amplitude de variação de 6,2 (7,5 m) a 8,5 mg/L (4,5 m).

Os sólidos totais (ST) variaram de 105,0 (agosto) a 190,2 mg/L (fevereiro) (Figura 7d). Em fevereiro, os teores de ST decresceram em direção ao fundo, variando de 110,5 (4,5 m) a 190,2 mg/L (0,0 m). Em maio, o perfil vertical dos ST não apresentou nenhuma tendência, variando de 108,0 (0,5 m) a 127,0 mg/L (4,5 m). Em agosto e novembro, as concentrações de ST pouco variaram ao longo da coluna d'água apresentando amplitude de variação de 105,0 (0,0 m) a 119,0 mg/L (1,5 m) e de 125,5 (1,5 m) a 128,5 mg/L (7,0 m), respectivamente.

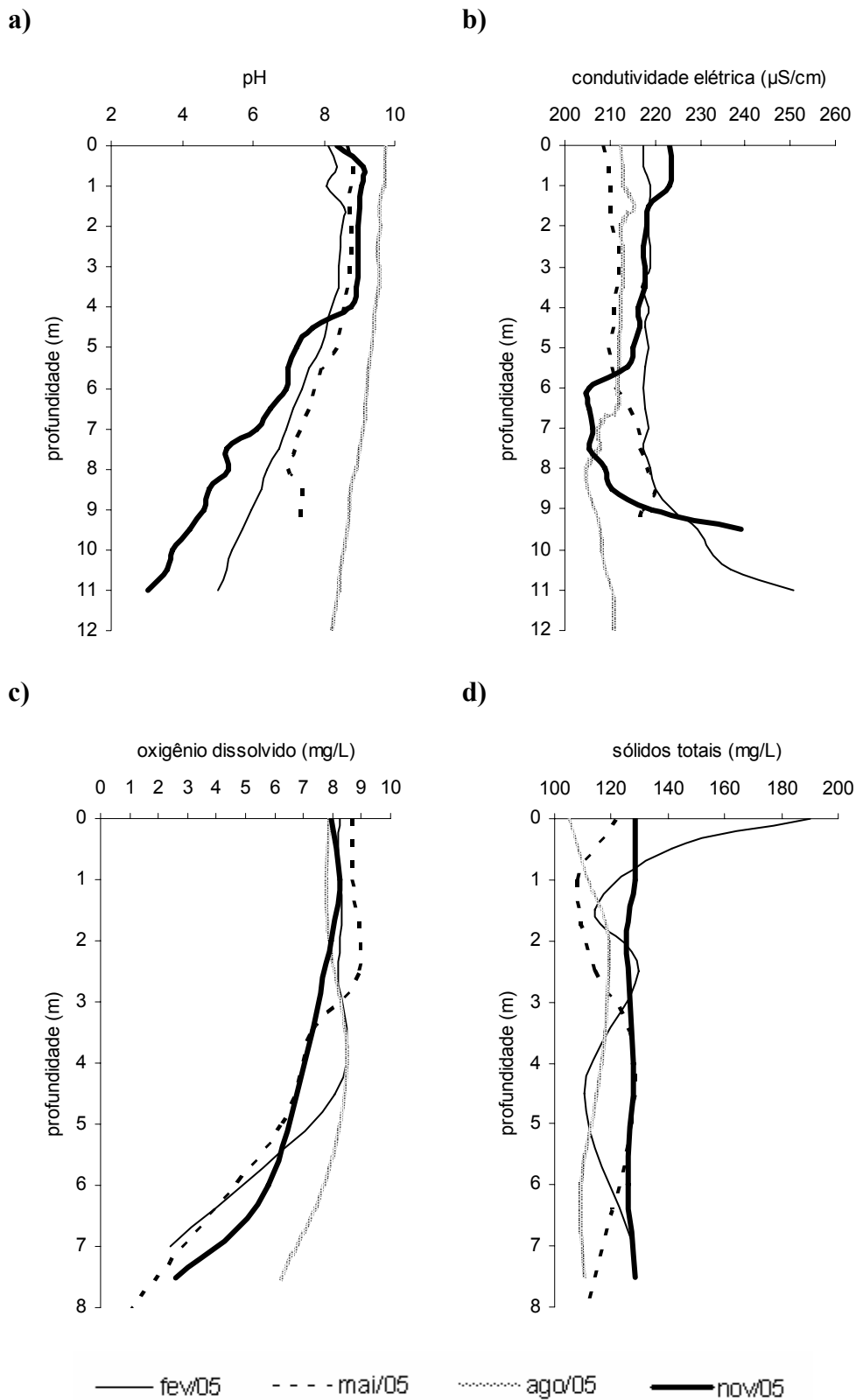


Figura 7. Perfil vertical de a) pH; b) condutividade elétrica; c) oxigênio dissolvido e d) sólidos totais da água no braço Rio Grande da Represa Billings nos meses de fevereiro, maio, agosto e novembro de 2005.

4.4 Material em suspensão

Na Tabela 4 estão apresentados os valores absolutos de material em suspensão total (MST) nas diferentes profundidades de cada período estudado. Em fevereiro, o MST variou de 2,7 (0,0 e 7,0 m) a 3,9 mg/L (0,5 m) e apresentou teor de material em suspensão orgânico (MSO) entre 87,1 e 100 % (Figura 8a). Em maio, o MST variou de 2,0 (8,0 m) a 3,1 mg/L (5,0 m) e o teor de MSO de 83,3 a 100 % (Figura 8b). Em agosto, MST variou de 2,6 (0,0 e 7,5 m) a 4,4 mg/L (4,0 m) e o teor de MSO de 77,8 e 95,2 % (Figura 8c). Em novembro, MST variou de 2,1 (4,0 m) a 3,9 mg/L (1,0 e 2,0 m) e o teor de MSO de 74,1 e 100 % (Figura 8d).

Tabela 4. Concentrações de material em suspensão total (MST) nas diferentes profundidades do braço Rio Grande da Represa Billings nos meses de fevereiro, maio, agosto e novembro de 2005.

Período	Prof. (m)	MST (mg/L)	Período	Prof. (m)	MST (mg/L)
fev/05	0,0	2,7	ago/05	0,0	2,6
	0,5	3,9		1,0	3,4
	1,5	3,4		2,0	3,0
	2,5	3,1		4,0	4,4
	4,5	3,1		6,0	2,9
	7,0	2,7		7,5	2,6
mai/05	0,0	2,1	nov/05	0,0	2,9
	1,0	2,5		1,0	3,9
	2,5	2,9		2,0	3,9
	3,5	3,0		4,0	2,1
	5,0	3,1		6,0	3,0
	8,0	2,0		7,5	2,4

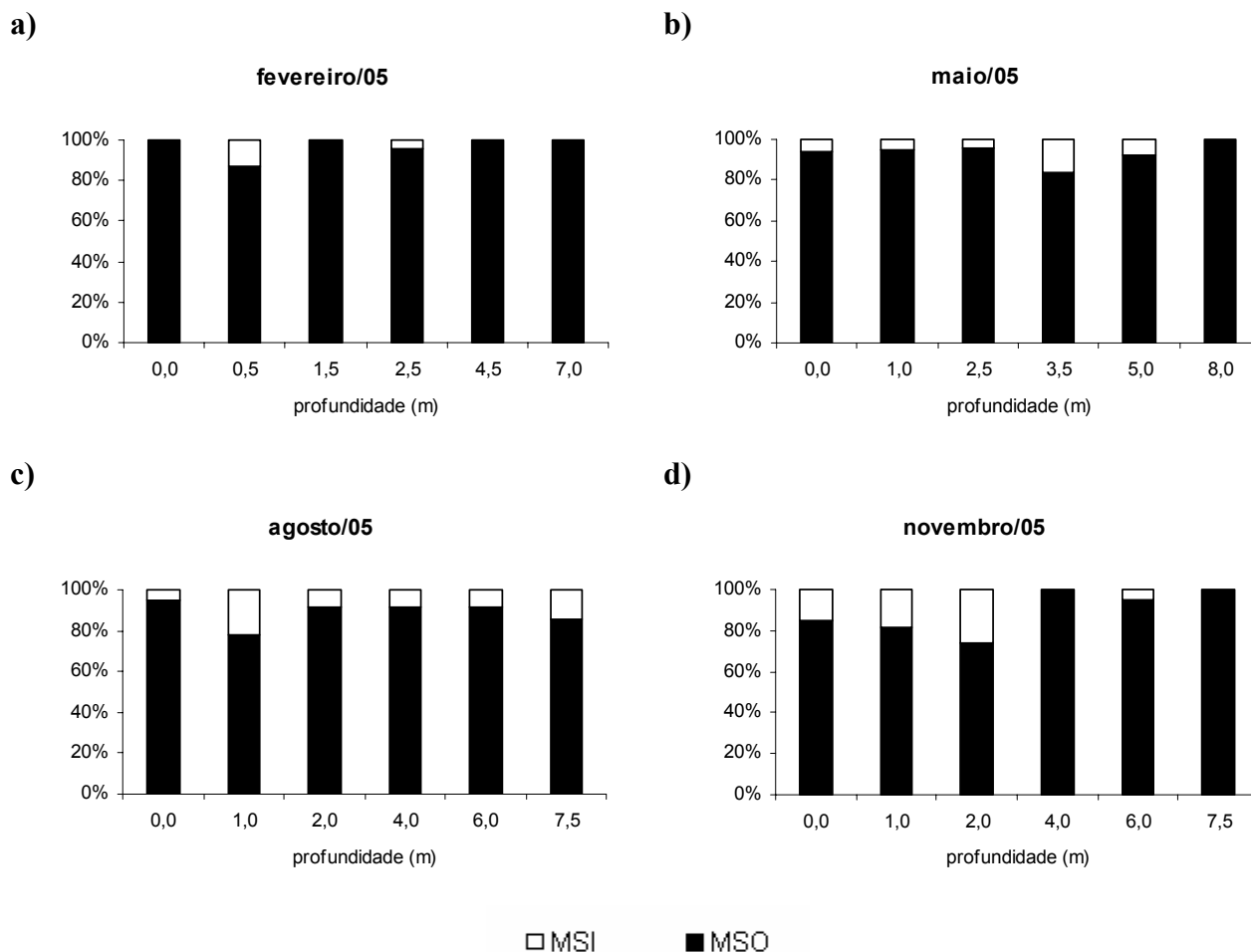


Figura 8. Concentrações relativas entre material em suspensão orgânico (MSO) e inorgânico (MSI) na água do braço Rio Grande da Represa Billings nos meses de a) fevereiro, b) maio, c) agosto e d) novembro de 2005.

4.5 Nutrientes dissolvidos e totais

Na Tabela 5 estão apresentados os valores absolutos obtidos na análise de nutrientes dissolvidos e totais em cada profundidade de cada período.

As análises dos nutrientes dissolvidos indicaram concentrações abaixo do limite de detecção do método empregado para o fosfato inorgânico e total em todas as profundidades de todos os períodos ($< 10 \mu\text{g/L}$).

As concentrações de silicato foram mais elevadas em maio, apresentando amplitude de variação de 1,6 (1,5m) a 3,5 mg/L (0,0 m). Em fevereiro e agosto, as concentrações foram muito semelhantes, com amplitude de variação de 1,4 a 1,7 mg/L em ambos os períodos. Em novembro, a concentração variou de 1,0 (7,0 m) a 1,5 mg/L (0,5 m).

De maneira geral, os valores de nitrato foram mais elevados em fevereiro, variando de 268,5 (7,0 m) e 942,4 $\mu\text{g/L}$ (0,0 m); seguido por maio, que variou de 192,0 (3,5 m) a 974,4

$\mu\text{g/L}$ (0,0 m); novembro, variação de 96,0 (7,5 m) a 321,5 $\mu\text{g/L}$ (1,0 e 2,0 m); e agosto, variação de 47,2 (7,5 m) a 67,3 $\mu\text{g/L}$ (6,0 m).

Quanto ao nitrito, fevereiro apresentou as concentrações mais elevadas, variando de 34,7 (7,0 m) a 133,9 $\mu\text{g/L}$ (1,5 m). Em agosto e novembro foram observadas concentrações semelhantes, entre 21,1 (7,5 m) e 32,2 $\mu\text{g/L}$ (4,0 m) e 6,9 (7,5 m) e 34,4 $\mu\text{g/L}$ (4,0 m), respectivamente. Maio apresentou concentrações mais baixas, variando de $< 5,0$ (8,0 m) a 15,7 $\mu\text{g/L}$ (5,0 m).

Quanto às concentrações de amônio, estas foram detectadas pelo método empregado apenas a 7,0 m em fevereiro (16,8 $\mu\text{g/L}$); a 1,0; 5,0 e 8,0 m em maio (12,4; 16,9 e 49,9 $\mu\text{g/L}$, respectivamente); a 0,0 e 7,7 m em agosto (4,9 e 14,9 $\mu\text{g/L}$, respectivamente); e em novembro em todas as profundidades, com amplitude de variação de 24,3 (4,5 m) a 69,0 $\mu\text{g/L}$ (7,0 m).

As concentrações de nitrogênio total variaram de 681,2 (1,5 m; maio) a 2577,4 $\mu\text{g/L}$ (7,5 m; agosto), sem nenhum padrão ao longo da coluna d'água.

Tabela 5. Concentrações de nutrientes dissolvidos [nitrato (N-NO_3^-), nitrito (N-NO_2^-), amônio (N-NH_4^+) e silicato (SiO_2)] e totais [nitrogênio total (NT)] nas diferentes profundidades no braço Rio Grande da Represa Billings nos meses de fevereiro, maio, agosto e novembro de 2005.

Data	Prof. (m)	N-NO_3^- ($\mu\text{g/L}$)	N-NO_2^- ($\mu\text{g/L}$)	N-NH_4^+ ($\mu\text{g/L}$)	SiO_2 (mg/L)	NT ($\mu\text{g/L}$)
fev/05	0,0	942,4	133,1	$<4,2$	1,7	944,1
	0,5	917,7	131,9	$<4,2$	1,6	985,2
	1,5	903,1	133,9	$<4,2$	1,6	1770,8
	2,5	890,0	132,4	$<4,2$	1,6	1393,8
	4,5	906,0	132,0	$<4,2$	1,6	1203,8
	7,0	268,5	34,7	16,8	1,4	1846,8
mai/05	0,0	974,4	11,6	$<4,2$	3,5	1188,0
	1,0	237,1	11,8	12,4	2,1	932,5
	2,5	207,7	9,1	$<4,2$	1,6	681,2
	3,5	192,0	12,3	$<4,2$	2,2	1228,1
	5,0	331,3	15,7	16,9	2,0	1029,6
	8,0	209,7	$<5,0$	49,9	1,7	1097,2
ago/05	0,0	59,2	32,0	4,9	1,6	1935,5
	1,0	57,3	32,0	$<4,2$	1,5	2142,4
	2,0	61,1	31,8	$<4,2$	1,7	2435,9
	4,0	56,5	32,2	$<4,2$	1,6	2248,0
	6,0	67,3	31,0	$<4,2$	1,4	1746,5
	7,5	47,2	21,1	14,9	1,5	1709,5
nov/05	0,0	262,6	32,6	32,7	1,4	1204,9
	1,0	321,5	33,3	33,6	1,5	2093,8
	2,0	321,5	33,3	37,0	1,4	1876,4
	4,0	282,2	34,4	30,9	1,4	2072,7
	6,0	186,2	16,9	24,3	1,0	2313,5
	7,5	96,0	6,9	69,0	1,0	2577,4

4.6 Clorofilas *a*, *b* e *c* e feofitina

A Figura 9 mostra que não há padrão no perfil vertical das concentrações de clorofilas *a*, *b* e *c* e feofitina em nenhum dos períodos.

As concentrações de clorofila-*a* (cl-*a*) e clorofila-*b* (cl-*b*) foram semelhantes em todos os períodos analisados. A cl-*a* variou de 2,9 a 14,2; 6,7 a 14,0; 6,7 a 17,7 e 5,8 a 13,7 µg/L, em fevereiro, maio, agosto e novembro, respectivamente. A cl-*b* variou de 7,5 a 17,8; 9,3 a 17,3; 10,2 a 20,5 e 10,8 a 19,7 µg/L em fevereiro, maio, agosto e novembro, respectivamente. Já as concentrações de clorofila-*c* (cl-*c*) foram mais baixas do que as demais, variando de 1,6 a 13,2; 7,4 a 11,2; 2,2 a 13,7 e 1,6 a 7,8 µg/L, em fevereiro, maio, agosto e novembro, respectivamente. As concentrações de feofitina variaram de 4,4 a 5,9 µg/L em fevereiro; 2,0 a 6,2 µg/L em maio, 6,8 a 7,6 µg/L em agosto e de 7,8 a 9,2 µg/L em novembro.

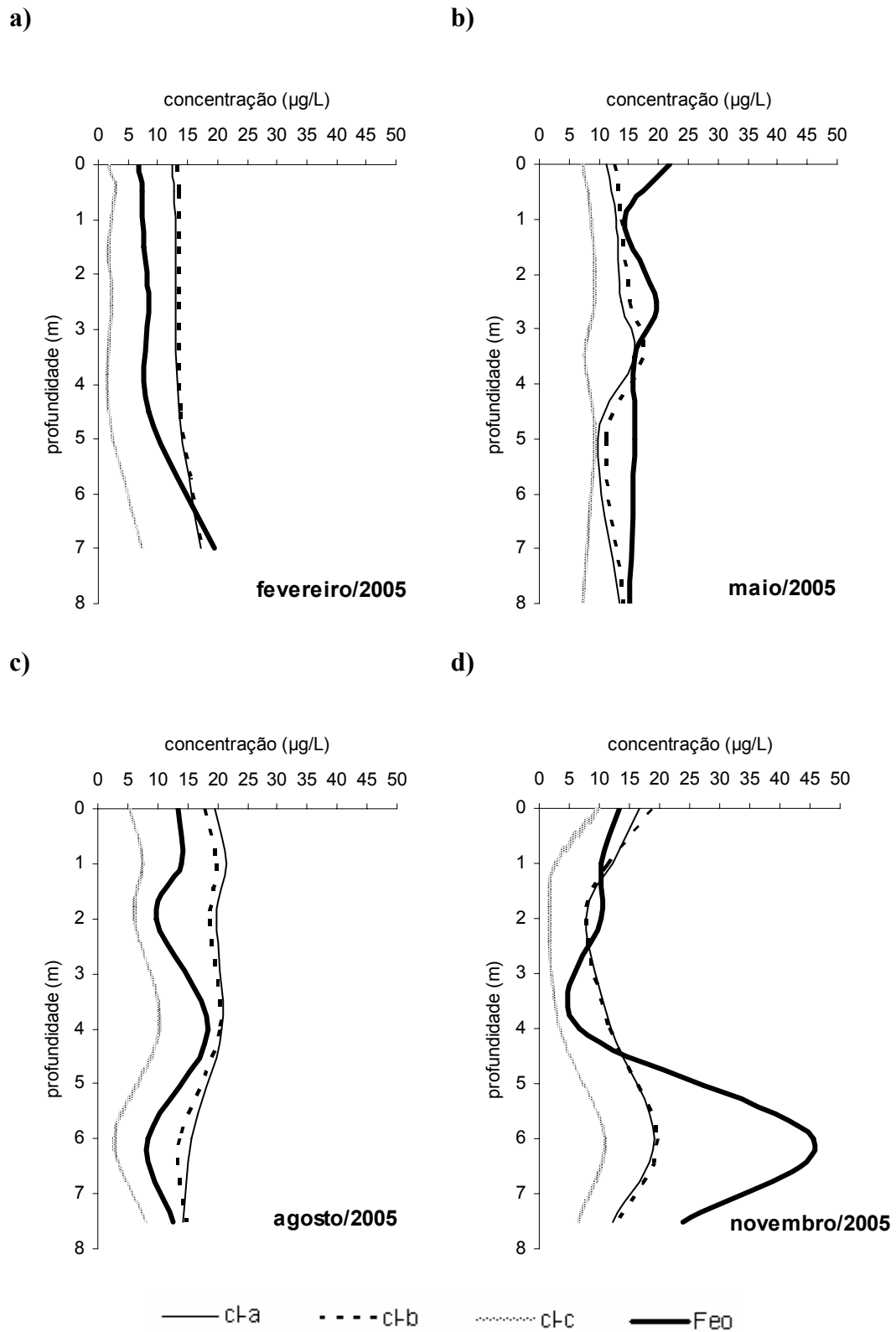


Figura 9. Perfis verticais das concentrações de clorofila-a, b e c e feofitina na água do braço Rio Grande da Represa Billings nos meses de a) fevereiro, b) maio, c) agosto e d) novembro de 2005.

4.7 A comunidade fitoplanctônica

4.7.1 Composição e contribuição das classes

No total, foram identificados 72 táxons de organismos fitoplanctônicos, sendo 9 Cyanophyceae, 31 Chlorophyceae, 8 Zygnemaphyceae, 1 Cryptophyceae, 2 Dinophyceae, 14 Euglenophyceae e 7 Bacillariophyceae (Tabela 6). Foram selecionadas 39 espécies descritoras da comunidade fitoplanctônica indicadas com (*) na Tabela 6. A densidade total variou de 733 (0,0m; novembro) a 3399 ind/mL (4,5m; fevereiro) (Figura 10a). As densidades relativas das classes fitoplanctônicas nas diferentes profundidades de cada período analisado podem ser observadas na Figura 10b.

Mougeotia sp., *Nitzschia* sp. e *Planktolyngbya* sp. apresentaram importante contribuição para a densidade total em todos os períodos, variando de 33 (correspondente a 3,1 % da densidade total; a 8,0 m em maio) a 663 ind/mL (19,5 %; 4,5 m; fevereiro); 23 (1,3 %; 2,5 m; maio) a 626 ind/mL (22,0 %; 7,0 m; fevereiro) e 63 (8,1 %; 2,0 m; novembro) a 271 ind/mL (13,0 %; 1,0 m; agosto), respectivamente.

Em fevereiro, a riqueza foi de 44 táxons (3 Cyanophyceae, 20 Chlorophyceae, 6 Zygnemaphyceae, 1 Cryptophyceae, 2 Dinophyceae, 6 Euglenophyceae e 6 Bacillariophyceae). Chlorophyceae e Bacillariophyceae foram abundantes, sendo que a primeira reduziu sua densidade com o aumento da profundidade e a segunda, apresentou comportamento inverso. A densidade relativa de Chlorophyceae variou de 25,7 (2,5 m) a 32,0 % (0,0 m) e Bacillariophyceae de 17,9 (0,0 m) a 36,0 % (1,5 m). *Cyclotella meneghiniana* e *Golenkinia radiata* apresentaram importante contribuição para a densidade total, compreendendo entre 157 (5,5 %; 7,0 m) e 383 ind/mL (11,2 %; 2,5 m) e entre 34 (1,2 %; 7,0 m) e 216 ind/mL (7,3 %; 0,5m), respectivamente. Apenas em fevereiro, observou-se a presença da cianobactéria *Cylindrospermopsis raciborskii* que variou de 89 (2,6 %; 2,5 m) a 304 ind/mL (11,0 %; 0,0 m), sendo considerada abundante.

Em maio, a riqueza foi de 46 táxons (4 Cyanophyceae, 20 Chlorophyceae, 6 Zygnemaphyceae, 1 Cryptophyceae, 2 Dinophyceae, 8 Euglenophyceae e 5 Bacillariophyceae). Na superfície, Zygnemaphyceae e Chlorophyceae foram abundantes, com 24,9 e 24,5 % da densidade total, respectivamente. Nas profundidades intermediárias (1,0 a 3,5 m), Zygnemaphyceae apresentou abundância relativa mais elevada, variando de 25,0 (2,5 m) a 27,3 % (3,5 m). A 5,0 m de profundidade, Cryptophyceae apresentou maior abundância relativa (21,6 %) devido à elevada densidade de *Cryptomonas* sp. (368 ind/mL; 5,0 m). Na

maior profundidade coletada (8,0 m), Cyanophyceae foi a classe mais abundante (29,6 %), devido à elevada densidade de *Merismopedia tenuissima* (229 ind/mL, 21,4 %).

Em agosto, a riqueza foi de 46 táxons (4 Cyanophyceae, 18 Chlorophyceae, 4 Zygnemaphyceae, 1 Cryptophyceae, 2 Dinophyceae, 11 Euglenophyceae e 6 Bacillariophyceae). Euglenophyceae apresentou maior abundância em todas as profundidades, exceto a 7,0 m, variando de 24,7 (6,0 m) a 33,5 % (0,0 m). Observou-se elevada densidade de *Trachelomonas* sp1., que variou de 304 (15,9 %; 6,0 m) a 606 ind/mL (29,1 %; 0,0 m). A 7,0 m, Bacillariophyceae apresentou maior densidade relativa (23,7 %).

Em novembro, a riqueza foi de 47 táxons (4 Cyanophyceae, 21 Chlorophyceae, 6 Zygnemaphyceae, 1 Cryptophyceae, 2 Dinophyceae, 6 Euglenophyceae e 7 Bacillariophyceae). Zygnemaphyceae apresentou maior densidade relativa ao longo da coluna d'água, variando de 21,8 (2,0 m) a 34,2 % (1,0 m). Chlorophyceae e Bacillariophyceae também apresentaram importante contribuição para a densidade total nas maiores profundidades, variando de 21,2 (4,0 m) a 23,6 % (2,0 m) e 21,4 (4,0 m) a 23,6 % (2,0 m), respectivamente.

Tabela 6. Presença dos táxons fitoplanctônicos no braço Rio Grande da Represa Billings nos meses de fevereiro, maio, agosto e novembro de 2005. (*) espécie descritora

Táxon	fev/05	mai/05	ago/05	nov/05
Cyanophyceae				
<i>Anabaena circinalis</i> Rabenhorst		X		
<i>Anabaena spiroides</i> Klebahn *			X	
<i>Aphanocapsa</i> sp. *			X	
<i>Spirulina</i> sp.				X
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> (Woloszynska) Seenayya & Subba Raju *	X			
<i>Merismopedia tenuissima</i> Lemmermann *	X	X		X
<i>Planktolyngbya</i> sp. *	X	X	X	X
<i>Pseudoanabaena</i> sp. *		X		X
<i>Synechocystis</i> sp.			X	
Chlorophyceae				
<i>Actinastrum</i> sp1.		X	X	X
<i>Actinastrum</i> sp2. *	X	X	X	X
<i>Ankistrodesmus bibrainus</i> (Reinsch) Korshikov			X	
<i>Ankistrodesmus falcatus</i> (Corda) Ralfs *	X	X	X	X
<i>Closteriopsis acicularis</i> (G. M. Smith) Belcher et Swale		X		
Clorofícia não identificada *	X	X		X
<i>Coelastrum cambricum</i> Arch.	X			
<i>Coelastrum microporum</i> Näg.			X	
<i>Coelastrum reticulatum</i> (P.A. Dangeard) Senn *	X	X	X	X
<i>Crucigenia crucifera</i> (Wolle) Collins				X
<i>Crucigenia rectangularis</i> (Wolle) Collins *	X	X	X	
<i>Crucigenia tetrapedia</i> Kirchner			X	X
<i>Desmodesmus quadricauda</i> (Turpin) Hegewald *	X	X	X	X
<i>Desmodesmus quadricauda</i> var. <i>bicaudatus</i> Hansg. *	X	X	X	X
<i>Desmodesmus quadricauda</i> var. <i>quadrispina</i> (Chod.) G. M. Sm.		X		X

Táxon	fev/05	mai/05	ago/05	nov/05
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i> Wood				X
<i>Golenkinia radiata</i> (Chodat) Wille *	X	X	X	X
<i>Kirchneriella lunaris</i> (Kirchn.) Möb				X
<i>Micractinium pusillum</i> Fresenius *	X	X	X	X
<i>Monoraphidium arcuatum</i> (Korshikov) Hindák *	X	X	X	X
<i>Monoraphidium contortum</i> (Thuret) Komárková-Legnerová *	X	X	X	X
<i>Nephroclamys subsolitaria</i> (G. S. West) Kors. *	X	X	X	X
<i>Pediastrum duplex</i> Meyen var. <i>duplex</i> f. <i>duplex</i>			X	X
<i>Pediastrum tetras</i> (Ehrenberg) Ralfs	X	X		
<i>Scenedesmus acuminatus</i> (Lagerheim) Chodat *	X	X	X	X
<i>Scenedesmus arcuatus</i> Lemmermann		X		
<i>Scenedesmus javanensis</i> R. Chod.	X			
<i>Scenedesmus smithii</i> Teiling	X	X	X	X
<i>Teträedron gracile</i> (Reinsch) Hansgirg	X			
<i>Teträedron minimum</i> (A. Braun) Hansg. *	X	X		X
<i>Treubaria triappendiculata</i> C. Bernard	X			
Zygnemaphyceae				
<i>Cosmarium subarcuatum</i> *	X	X		X
<i>Mougeotia</i> sp. *	X	X	X	X
<i>Staurastrum lepdocladum</i> Nordst.	X	X		
<i>Staurastrum pingue</i> Teiling	X			
<i>Staurastrum</i> sp1. *	X	X	X	X
<i>Staurastrum</i> sp2. *	X			X
<i>Staurodesmus</i> sp1. *		X	X	X
<i>Staurodesmus</i> sp2.		X	X	
Cryptophyceae				
<i>Cryptomonas</i> sp. *	X	X	X	X
Dinophyceae				
<i>Peridinium</i> sp. *	X	X	X	X
<i>Peridinium umbonatum</i> F. Stein *	X	X	X	X
Euglenophyceae				
<i>Euglena acus</i> Ehrenberg			X	X
<i>Euglena spirogyra</i> Ehrenberg			X	
<i>Euglena variabilis</i> G.A. Klebs *	X	X	X	X
Forma de resistência de euglenophyceae	X		X	X
<i>Phacus glaber</i> (Defl.) Pochmann	X			
<i>Phacus longicauda</i> (Ehrenberg) Dujardin		X	X	
<i>Phacus tortus</i> (Lemmermann) Skvortsov	X	X	X	
<i>Phacus triqueter</i> (Ehrenberg) Dujardin		X	X	X
<i>Trachelomonas hispida</i> (Perty) F. Stein ex Deflandre			X	
<i>Trachelomonas hispida</i> var. <i>duplex</i> Deflandre		X		
<i>Trachelomonas intermedia</i> P.A. Dangeard *	X	X	X	X
<i>Trachelomonas</i> sp. *			X	
<i>Trachelomonas verrucosa</i> A. Stokes *		X		X
<i>Trachelomonas volvocina</i> Ehrenberg *	X	X	X	X
Bacillariophyceae				
<i>Aulacoseira granulata</i> Ehrenberg Simonsen *	X	X	X	X
<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i> (O.F. Müller) Simonsen *	X	X	X	X
<i>Aulacoseira pseudogranulata</i> (Cl.) Simon. *	X	X	X	X
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing *	X	X	X	X
<i>Fragilaria</i> sp. *	X		X	X
<i>Nitzschia fruticosa</i> Hustedt				X
<i>Nitzschia</i> sp. *	X	X	X	X

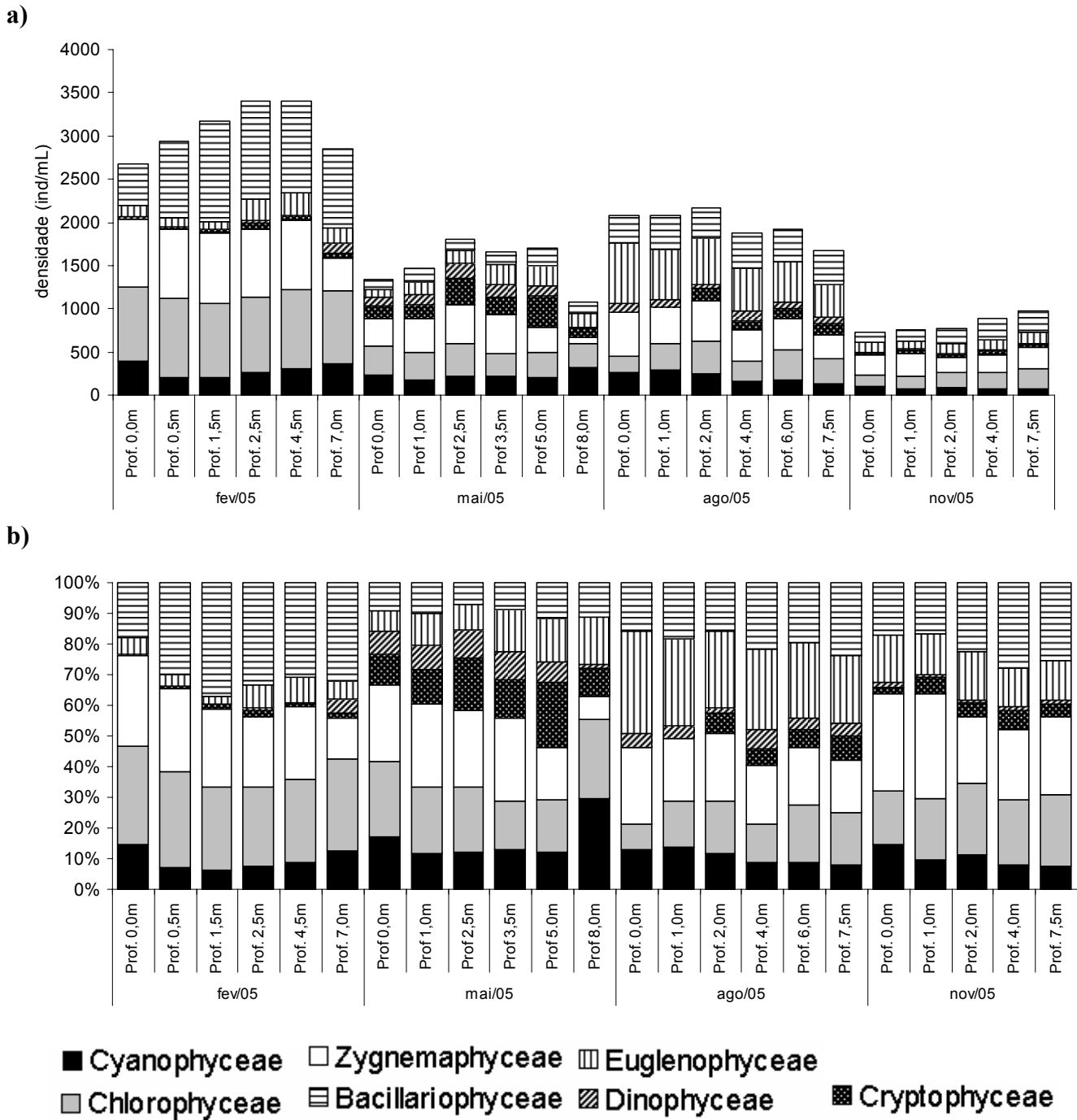


Figura 10. a) Densidade total e b) densidade relativa das classes de organismos fitoplanctônicos em função da profundidade no braço Rio Grande da Represa Billings nos meses de fevereiro, maio, agosto de novembro de 2005.

4.7.2 Riqueza, diversidade e uniformidade

Enquanto a riqueza (S) oscilou ao longo da coluna d'água, variando de 24 (1,0 m; agosto) a 37 (1,0 m; novembro), a diversidade (H') e a uniformidade (J) oscilaram pouco tanto verticalmente quanto sazonalmente, variando de 3,2 a 4,3 bits/ind e de 0,7 a 0,9, respectivamente, sendo que em agosto os valores de S, H' e J foram ligeiramente mais baixos comparado aos demais períodos (Tabela 7).

Tabela 7. Riqueza de espécies (S), Índice de Shannon (H') e Índice de uniformidade de Pielou (J) nas diferentes profundidades do braço Rio Grande da Represa Billings em fevereiro, maio, agosto e novembro de 2005.

Período	Prof. (m)	S	H'	J	Período	Prof. (m)	S	H'	J	
fev/05	0,0	32	4,1	0,8	ago/05	0,0	25	3,2	0,7	
	0,5	31	4,1	0,8		1,0	24	3,5	0,8	
	1,5	32	4,0	0,8		2,0	28	3,6	0,7	
	2,5	31	4,1	0,8		4,0	29	3,7	0,8	
	4,5	36	4,1	0,8		6,0	32	4,0	0,8	
	7,0	32	4,3	0,9		7,5	30	4,0	0,8	
	total	44				total	46			
mai/07	0,0	32	4,2	0,8	nov/05	0,0	35	4,0	0,8	
	1,0	31	4,2	0,9		1,0	37	4,0	0,8	
	2,5	29	4,0	0,8		2,0	30	4,1	0,9	
	3,5	31	4,0	0,8		4,0	35	4,1	0,8	
	5,0	32	4,1	0,8		7,5	27	4,0	0,9	
	8,0	34	4,3	0,8		total	47			
	total	46								

4.7.3 Estratégias de vida e grupos funcionais

Segundo o modelo das três estratégias C-R-S, 22 das espécies descritoras foram classificadas como C-estrategistas, 14 como R-estrategistas e 3 como S-estrategistas (Tabela 8).

Quanto à densidade relativa média das espécies descritoras, em fevereiro, as R-estrategistas corresponderam a 65,1 %, seguidas pelas C- (34,2 %) e S-estrategistas (0,7 %) (Figura 11). Em maio, C- e R-estrategistas corresponderam a 47,8 e 44,6 %, respectivamente e as S-estrategistas a 7,6 %. Em agosto, as R-estrategistas apresentam maior densidade relativa média (50,6 %), seguidas pelas C-estrategistas (44,3 %) e S-estrategistas (5,1 %). Em agosto, as R-estrategistas também corresponderam à maior parte da densidade relativa média (64,3 %), seguidas pelas C- (34,3 %) e S-estrategistas (1,4 %).

Tabela 8. Estratégias de vida, grupo funcional e densidade média das espécies descritoras selecionadas no braço Rio Grande da Represa Billings nos meses de fevereiro, maio, agosto e novembro de 2005.

Representantes	densidade média (ind/mL)				Estratégia	Grupo funcional	
	fev/05	mai/05	ago/05	nov/05			
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	301,1	29,2	19,6	38,9	R	B	Diatomáceas de ambientes mesotróficos em circulação
<i>Nitzschia</i> sp.	496,3	51,7	280,7	109,5	R	D	Diatomáceas de ambientes eutófico, resistentes à turbulência
<i>Anabaena spiroides</i>	0,0	0,0	13,2	0,0	S	H ₁	Nostocales fixadoras de nitrogênio
<i>Coelastrum reticulatum</i> <i>Desmodesmus quadricauda</i> <i>Desmodesmus quadricauda</i> var. <i>quadrispina</i> <i>Golenkinia radiata</i> <i>Scenedesmus acuminatus</i>	306,3	53,8	53,8	67,3	C	J	Clorofíceas de ambientes rasos e eutróficos
<i>Aphanocapsa</i> sp.	0,0	0,0	18,2	0,0	C	K	Cianobactérias coloniais de células pequenas de ambientes eutróficos
<i>Peridinium</i> sp. <i>Peridinium umbonatum</i>	20,5	40,8	80,5	10,4	S	L _m	Dinofíceas de ambientes eutróficos e quentes
<i>Merismopedia tenuissima</i>	0,0	43,2	0,0	0,0	C	L _o	Cianobactérias de ambientes mesotróficos e quentes
<i>Cosmarium subarcuatum</i> <i>Staurastrum</i> sp1. <i>Staurastrum</i> sp2. <i>Staurodesmus</i> sp1.	169,0	42,3	28,4	49,6	R	N	Desmídeas de ambientes mesotróficos
<i>Aulacoseira granulata</i> <i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i> <i>Aulacoseira pseudogranulata</i> <i>Fragilaria</i> sp.	129,1	592,0	57,7	30,2	R	P	Diatomáceas de ambientes eutróficos
<i>Planktolyngbya</i> sp. <i>Pseudoanabaena</i> sp.	131,7	178,8	176,4	80,7	R	S ₁	Cianobactérias filamentosas de ambientes túrbidos em circulação, resistentes à baixas intensidades luminosas
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	147,0	0,0	0,0	0,0	R	S _n	Cianobactérias filamentosas de ambientes quentes
<i>Mougeotia</i> sp.	543,1	217,1	371,8	169,3	R	T	Organismos filamentosos de ambientes em circulação
<i>Euglena variabilis</i>	30,6	34,3	23,6	0,0	C	W ₁	Euglenofíceas tolerantes à alta demanda bioquímica de oxigênio (DBO)
<i>Trachelomonas intermedia</i> <i>Trachelomonas</i> sp. <i>Trachelomonas verrucosa</i> <i>Trachelomonas volvocina</i>	101,9	171,9	459,2	70,8	C	W ₂	Euglenofíceas de ambientes mesotróficos
<i>Actinastrum</i> sp2. <i>Ankistrodesmus falcatus</i> Clorofícia não identificada <i>Crucigenia rectangularis</i> <i>Micractinium pusillum</i> <i>Monoraphidium arcuatum</i> <i>Monoraphidium contortum</i>	510,5	2126,9	182,2	79,9	C	X ₁	Nanoplâncton de ambientes eutróficos

Representantes	densidade média (ind/mL)				Estratégia	Grupo funcional
	fev/05	mai/05	ago/05	nov/05		
<i>Nephroclamys subsolitaria</i>						
<i>Teträedron minimum</i>						
<i>Cryptomonas</i> sp.	58,2	213,1	80,6	36,6	C	Y

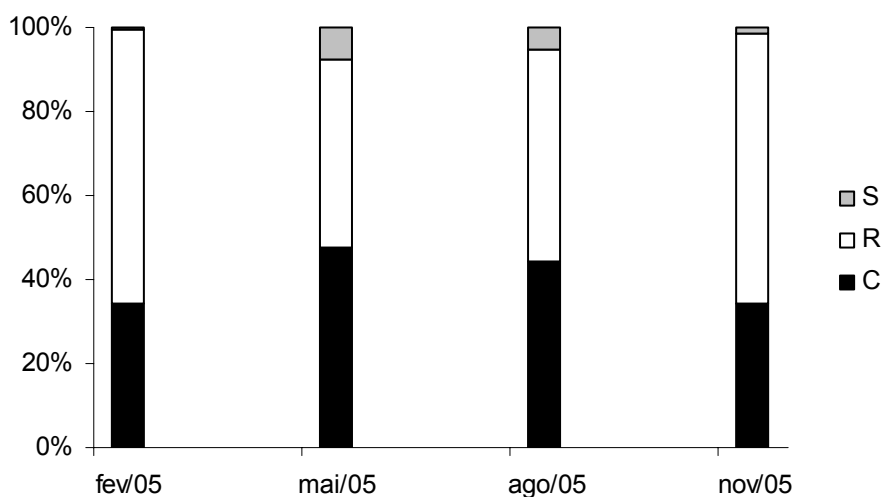


Figura 11. Densidade relativa dos C-, R- e S-estrategistas presente na comunidade fitoplanctônica do braço Rio Grande da Represa Billings nos meses de fevereiro, maio, agosto e novembro de 2005.

As espécies descritoras da comunidade fitoplanctônica foram representadas por 16 grupos funcionais: B, D, H₁, J, K, L_m, L_o, N, P, S₁, S_n, T, W₁, W₂, X₁ e Y (Tabela 8). As espécies ausentes no esquema de Reynolds *et al.*, (2002) e Reynolds (2006) foram acomodadas nos grupos funcionais de acordo com outras bibliografias, como Padisák *et al.* (2003), Huszar *et al.* (2000), Kruk *et al.* (2002) ou conforme suas características ecológicas e morfológicas e com as condições ambientais no período em que se tornaram abundantes.

Os grupos funcionais que mais se destacaram foram D, T, W₂ e X₁. O grupo D contou apenas com a diatomácea *Nitzschia* sp. O grupo T foi representado por *Mougeotia* sp., que foi a principal espécie a contribuir para a densidade total no Rio Grande, em todos os períodos analisados. O grupo W₂ foi representado por diversas espécies de *Trachelomonas* e o grupo X₁ por diversas clorofíceas.

Em fevereiro, os grupos D, T e X₁ apresentaram importante contribuição à comunidade fitoplanctônica, representando, respectivamente, 16,9; 18,4 e 17,3 % da densidade média total (Figura 12). Maio foi dominado pelo grupo X₁ que contribuiu com 56,7 % da densidade média total. Em agosto, os grupos D, T e W₂ contribuíram com 15,2; 20,1 e

24,9 % da densidade média total, respectivamente. Novembro apresentou importante contribuição dos grupos D e T, com 14,7 e 22,8 % da densidade média total, respectivamente.

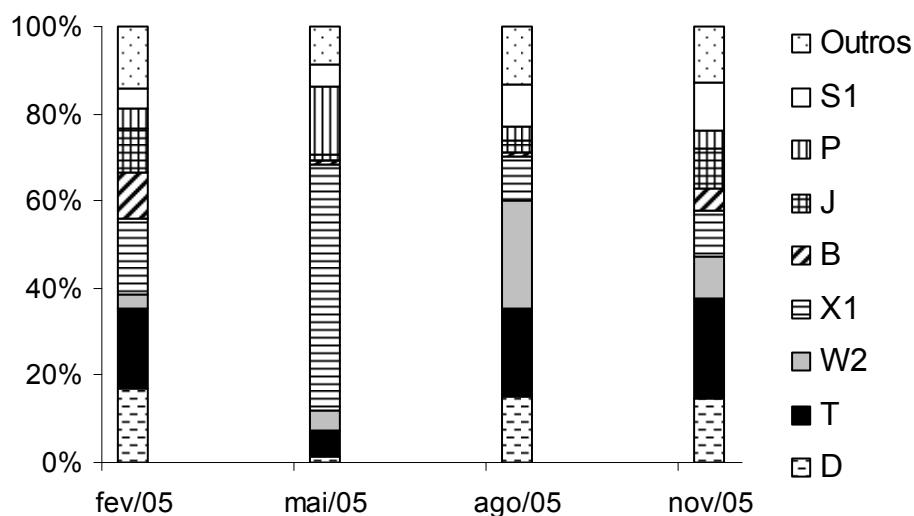


Figura 12. Densidade relativa dos grupos funcionais presentes na comunidade fitoplanctônica do braço Rio Grande da Represa Billings nos meses de fevereiro, maio, agosto e novembro de 2005.

4.8 Índice de Estado Trófico

O Índice do Estado Trófico (IET) para o disco de Secchi (DS) classificou o corpo d'água como oligotrófico em todos os períodos. O IET para *chl-a*, como mesotrófico em fevereiro e maio e eutrófico em agosto e novembro (Tabela 9).

Tabela 9. Índice de Estado Trófico para clorofila-a (IET CI) e disco de Secchi (IET DS) suas respectivas classificações no braço Rio Grande da Represa Billings nos meses de fevereiro, maio, agosto e novembro de 2005.

Data	IET CI	IET DS	Onde:
fev/05	59 ▲	51 *	* = Oligotrófico
mai/05	59 ▲	52 *	▲ = Mesotrófico
ago/05	61 ●	50 *	● = Eutrófico
nov/05	61 ●	49 *	

4.9 Análise estatística

4.9.1 Análise de Correlação de Spearman

A Tabela 10 apresenta as correlações significativas no nível de 5 % entre todas as variáveis analisadas. A Tabela 11, entre as variáveis limnológicas e a densidade das classes fitoplanctônicas. A Tabela 12, entre as variáveis limnológicas e a densidade dos grupos funcionais fitoplanctônicos. A Tabela 13, entre as variáveis limnológicas e a densidade dos C-, R- e S-estrategistas.

Tabela 10. Coeficientes de Correlação de Spearman entre todas as variáveis analisadas no braço Rio Grande da Represa Billings. Estão representadas apenas as variáveis que apresentaram alguma correlação significativa no nível de 5% ($p < 0,05$).

	pH	Temp	MSO	NT	N-NO ₄ ⁺	Cl-a	Cl-b	Feo	Riqueza	H'	Si
CE	-0,67	*	*	*	*	*	*	*	*	*	-0,73
OD	0,68	*	*	*	-0,7	*	*	*	*	*	*
N-NO₂⁻	*	0,83	*	-0,62	*	-0,62	-0,61	*	0,7	0,69	*
N-NO₃⁻	*	*	0,65	*	*	*	*	-0,6	*	*	*
N-NO₄⁺	-0,58	*	*	*	1	*	*	*	*	*	-0,65
NT	*	-0,6	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Cl-a	*	*	0,64	*	*	1	0,97	*	*	*	*
Cl-b	*	*	*	*	*	0,97	1	*	*	*	*
Cl-c	*	*	*	*	*	*	0,66	*	*	*	*
Riqueza	*	0,73	*	*	*	*	*	*	1	0,63	*
J'	-0,72	*	*	*	*	*	*	*	*	0,64	*
Dens. total	*	*	0,71	*	-0,62	*	*	*	*	*	*

Tabela 11. Coeficientes de Correlação de Spearman entre as variáveis limnológicas e a densidade das classes fitoplanctônicas do braço Rio Grande da Represa Billings. Estão representadas apenas as variáveis que apresentaram alguma correlação significativa no nível de 5% ($p < 0,05$). Legenda: CYN = Cyanophyceae; CHL = Chlorophyceae; ZYG = Zygnemaphyceae; CRY = Cryptophyceae; DIN = Dinophyceae; EUG = Euglenophyceae; BAC = Bacillariophyceae.

	CYN	CHL	ZYG	CRY	DIN	EUG	BAC
Temp	*	*	*	*	*	-0,58	*
CE	*	*	*	-0,63	*	*	*
ST	*	*	*	*	*	-0,67	*
MSO	*	*	0,75	*	*	0,58	0,79
N-NO₂⁻	*	*	*	*	*	-0,67	*
N-NO₃⁻	*	*	*	*	*	*	0,78
N-NO₄⁺	*	*	-0,77	*	*	*	*
NT	-0,59	*	*	*	*	*	*
Cl-a	*	*	*	*	*	0,76	*
Cl-b	*	*	*	*	*	0,64	*
Feo	*	*	*	*	0,59	*	*
J'	*	0,58	*	*	*	*	*
Dens. total	0,71	0,69	0,86	*	*	0,63	0,82

Tabela 12. Coeficientes de Correlação de Spearman entre as variáveis limnológicas e a densidade dos grupos funcionais fitoplanctônicos do braço Rio Grande da Represa Billings. Estão representadas apenas as variáveis que apresentaram alguma correlação significativa no nível de 5% ($p < 0,05$).

	B	H	J	K	L ₀	N	P	S _n	T	W ₁	W ₂	X ₁	Y
pH	*	0,63	-0,78	0,64	*	*	*	*	*	*	0,60	*	*
Temp	*	-0,74	*	*	*	0,82	*	*	*	*	-0,70	*	*
CE	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	-0,70
ST	*	-0,60	*	*	*	*	*	*	*	*	-0,77	*	*
MSO	*	*	*	*	*	*	*	*	0,75	*	*	*	*
N-NO₂⁻	0,73	-0,73	*	-0,59	*	0,85	*	*	*	*	-0,73	*	*
N-NO₃⁻	*	*	*	*	*	*	*	0,75	*	*	*	*	*
N-NO₄⁺	*	*	*	*	*	*	*	*	-0,78	*	*	*	*
Si	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	0,72
Cl-a	*	0,61	*	0,65	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Cl-b	*	*	*	0,59	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Cl-c	-0,75	*	-0,58	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Riqueza	*	-0,67	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
H'	*	-0,62	*	-0,64	0,68	*	*	*	*	*	-0,71	*	*
J'	*	-0,58	0,64	-0,64	*	*	0,59	*	*	*	*	*	*
Dens. total	*	*	*	*	*	*	0,61	0,73	0,83	0,59	*	0,79	*

Tabela 13. Coeficientes de Correlação de Spearman entre as variáveis limnológicas e a densidade dos grupos estrategistas fitoplanctônicos do braço Rio Grande da Represa Billings. Estão representadas apenas as variáveis que apresentaram alguma correlação significativa no nível de 5% ($p < 0,05$).

	C-estrategista	R- estrategista	S- estrategista
MSO	0,65	0,78	*
N-NO₃⁻	*	0,65	*
N-NO₄⁺	*	-0,67	-0,59
Cl-a	*	*	0,58
Dens. total	0,96	0,95	*

4.9.2 Análise dos Componentes Principais

Os dois primeiros eixos da Análise dos Componentes Principais (ACP) explicaram 77,7 % da variação dos dados, sendo 56,4 % pelo 1º eixo e 21,3 % pelo 2º (Figura 13).

Através da ACP, isolou-se o mês de fevereiro na superfície e meio da coluna d'água, que se correlacionaram principalmente com a temperatura, nitrato e nitrito, provavelmente pelos valores mais elevados destas variáveis nestas amostras.

Maior na superfície correlacionou-se com o OD e silicato. Nesta amostra, as profundidades mais superficiais apresentaram valores de OD e silicato mais elevados em comparação aos demais períodos.

Outro grupo formado através da ACP englobou maio no meio da coluna d'água e agosto na superfície e meio, que se correlacionaram com cl-a e cl-b. Agosto apresentou as

maiores concentrações de *cl-a* e *cl-b* em comparação aos demais períodos. Em maio, observou-se um aumento nas concentrações de *cl-a* e *cl-b* no meio da coluna d'água.

Agosto no fundo da coluna d'água correlacionou-se com *cl-c*, devido à maior densidade de diatomáceas nesta amostra em relação à demais. Novembro na superfície correlacionou-se com CE, devido aos valores mais elevados nesta amostra em comparação às demais.

Novembro no meio e fundo da coluna d'água e maio no fundo se agruparam, correlacionando-se com amônio, provavelmente devido aos valores mais elevados nestes períodos nas maiores profundidades da coluna d'água.

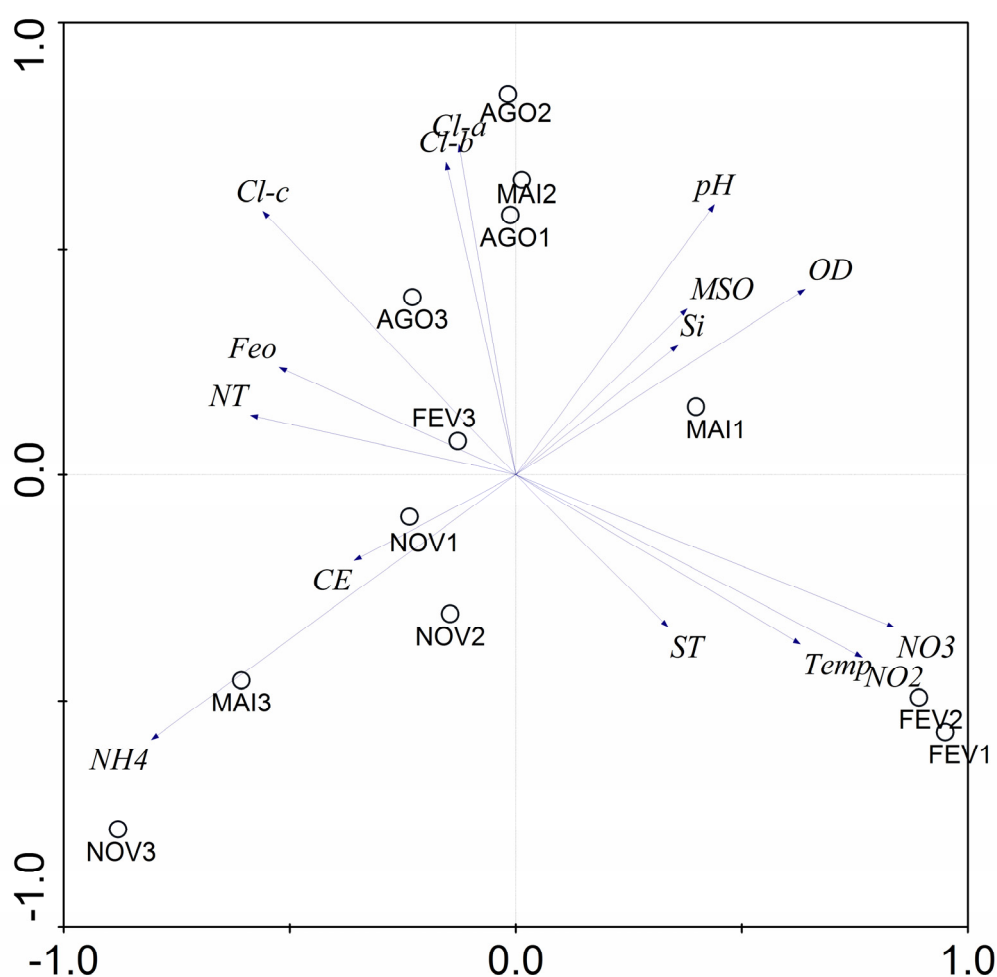


Figura 13. Ordenação biplot da Análise dos Componentes Principais dos meses amostrados na superfície, meio e fundo da coluna d'água em função das variáveis limnológicas do braço Rio Grande da Represa Billings em fevereiro, maio, agosto e novembro de 2005, feita a partir da matriz de correlação padronizada pela amplitude de variação dos dados escalares de temperatura (Temp), sólidos totais (ST), pH, condutividade elétrica (CE), oxigênio dissolvido (OD), material em suspensão orgânico (MSO), clorofila-*a* (Cl-*a*), clorofila-*b* (Cl-*b*), clorofila-*c* (Cl-*c*), feofitina (Feo), nitrato (NO₃), nitrito (NO₂), amônio (NH₄), nitrogênio total (NT) e silicato (Si). Legenda das unidades amostrais: fevereiro (FEV), maio (MAI), agosto (AGO), novembro (NOV), seguidos pelos números 1 (superfície), 2 (meio) e 3 (fundo) (exemplo: FEV1 = fevereiro, superfície).

4.9.3 Análise de Correlação Canônica

Os dois primeiros eixos da Análise de Correspondência Canônica (ACC) explicaram 60,6 % da variação dos dados, sendo 36,6 % pelo 1º eixo e 24,0 % pelo 2º eixo.

A análise de Monte Carlo realizada na confecção na ACC mostrou que, de todas as variáveis ambientais, apenas temperatura, pH, nitrato e NT apresentaram importância significativa na distribuição da comunidade fitoplanctônica, com nível de corte $p < 0,05$.

A Figura 14 mostra que as variáveis pH e NT estão associadas positivamente ao 1º eixo, sendo que a primeira está associada com o 2º eixo positivamente e a segunda, negativamente. As variáveis nitrato e temperatura estão associadas negativamente tanto ao 1º eixo quanto ao 2º eixo. A Figura 15 é a representação gráfica da relação entre a distribuição das espécies descritoras ao longo dos gradientes ambientais gerados pelas variáveis selecionadas. Algumas espécies, com base na abundância, foram importantes para a formação de alguns grupos.

Um grupo foi formado por fevereiro em todas as profundidades, sendo que a superficial e a intermediária correlacionaram-se mais fortemente com o nitrato e a do fundo, com a temperatura. As correlações observadas evidenciam a estratificação térmica presente no momento da amostragem e valores de temperatura e concentrações de nitrato mais elevadas nestas amostras. Este grupo correlacionou-se fortemente com *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Staurastrum* sp2., presentes em maior abundância na coleta de fevereiro. A maior correlação de *C. raciborskii* com as amostras da superfície e meio da coluna d'água indicam a capacidade de regulação de seu posicionamento na coluna d'água, uma vez que neste período a coluna d'água encontrava-se desestratificada, aumentando as perdas por sedimentação. Clorofíceas como *Golenkinia radiata*, *Nephroclamys subarcuatum*, *Micractinium pulsillum*, *Desmodesmus quadricauda*, *Crucigenia rectangularis* e *Actinastrum* sp. além de zignemafíceas (*Cosmarium subarcuatum*), diatomáceas (*Cyclotella meneghiniana*) e euglenofíceas (*Euglena variabilis*) também foram importantes na formação deste grupo, havendo uma indicação de que estas espécies apresentem afinidades por elevadas temperaturas e concentração de nitrato.

Outro grupo foi formado por agosto em todas as profundidades e novembro no meio da coluna d'água, quando o pH e as concentrações de NT foram elevados, evidenciado pela correlação positiva com estas variáveis. Agosto foi o período com as menores temperaturas, apresentando correlação negativa com esta variável. Este grupo correlacionou-se principalmente com as cianobactérias *Anabaena spiroides* e *Aphanocapsa* sp. e com a euglenofícea *Trachelomonas* sp., indicando alta afinidade destas espécies por NT. Estas 3

espécies foram observadas apenas em agosto, resultando na correlação observada nestas amostras.

Um último grupo formou-se por maio em todas as profundidades e novembro na superfície e fundo da coluna d'água, caracterizados, de maneira geral, por valores de pH, temperaturas e nutrientes intermediários. Este grupo foi marcado pela presença de espécies de vários grupos fitoplactônicas: *Trachelomonas verrucosa*, *Pseudoanabaena* sp., *Desmodesmus quadricauda* var. *quadrispina*, *Staurodesmus* sp1. e *Peridinium* sp., entre outros.

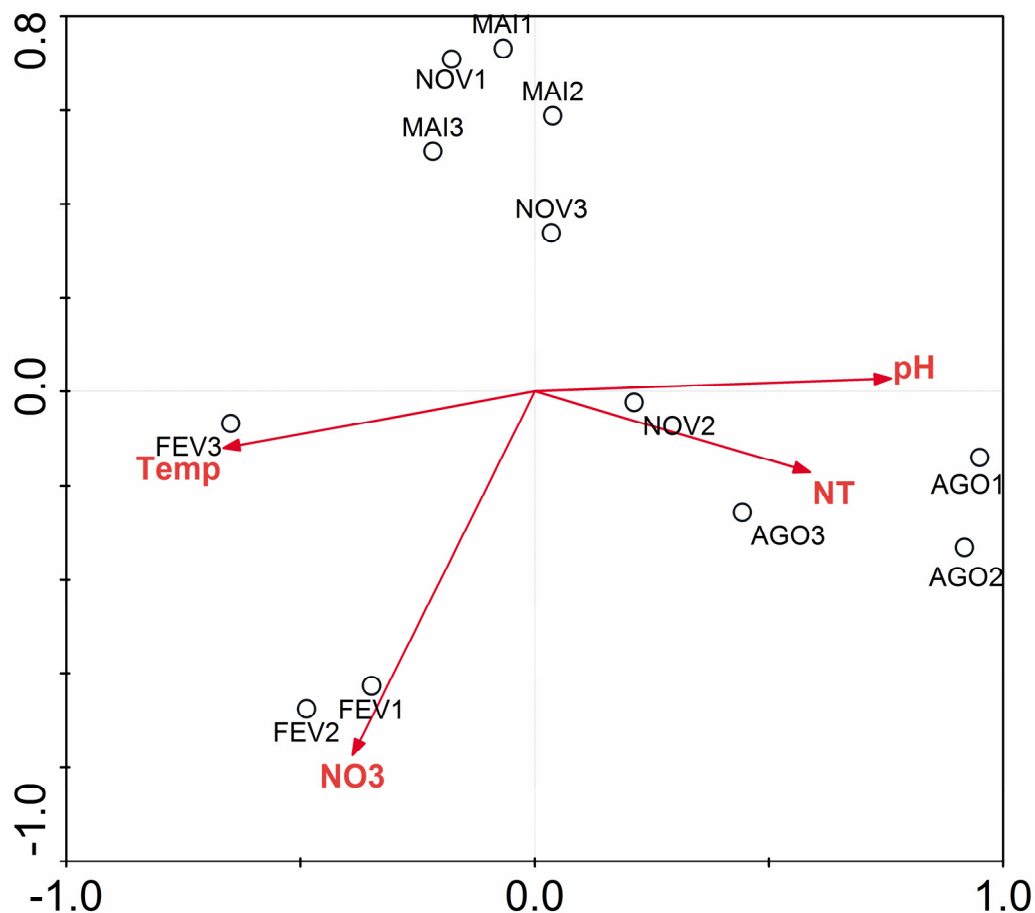


Figura 14. Ordenação biplot da Análise de Correspondência Canônica dos meses amostrados na superfície, meio e fundo da coluna d'água em função das variáveis limnológicas do braço Rio Grande da Represa Billings em fevereiro, maio, agosto e novembro de 2005, feita a partir da matriz padronizada pela amplitude de variação dos dados escalares de temperatura (Temp), pH, nitrato (NO₃) e nitrogênio total (NT). Legenda das unidades amostrais: fevereiro (FEV), maio (MAI), agosto (AGO), novembro (NOV), seguidos pelos números 1 (superfície), 2 (meio) e 3 (fundo) (exemplo: FEV1 = fevereiro, superfície).

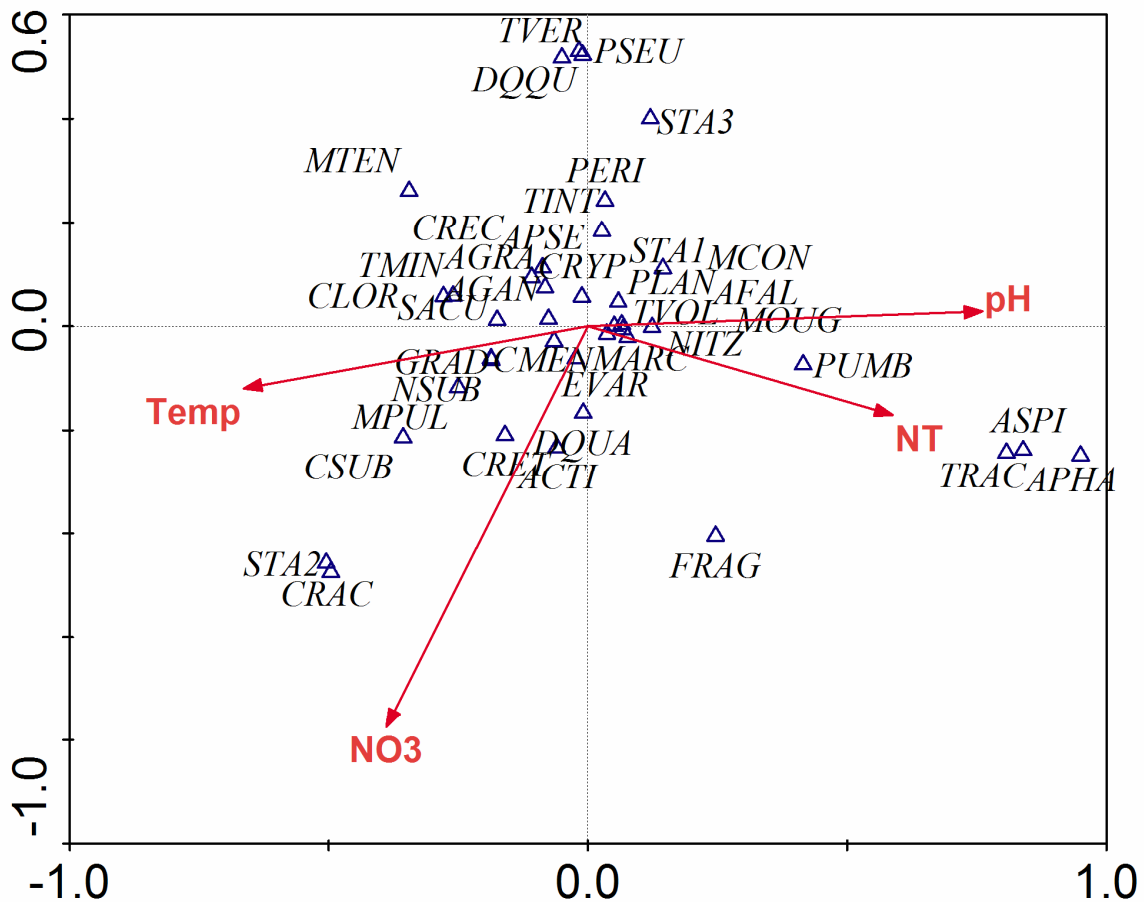


Figura 15. Ordenação biplot da Análise de Correspondência Canônica dos meses amostrados na superfície, meio e fundo da coluna d'água em função das variáveis limnológicas do braço Rio Grande da Represa Billings em fevereiro, maio, agosto e novembro de 2005, feita a partir da matriz padronizada por $\log(x + 1)$ dos dados escalares de densidades das espécies descritoras (ACTI = *Actinastrum* sp2.; ASPI = *Anabaena spiroides*; AFAL = *Ankistrodesmus falcatus*; APHA = *Aphanocapsa* sp.; AGRA = *Aulacoseira granulata*; AGAN = *Aulacoseira granulata* var *angustissima*; APSE = *Aulacoseira pseudogranulata*; CLOR = Clorofícia não identificada; CRET = *Coelastrum reticulatum*; CSUB = *Cosmarium subarcuatum*; CREC = *Crucigenia rectangularis*; CRYP = *Cryptomonas* sp.; CMEN = *Cyclotella meneghiniana*; CRAC = *Cylindrospermopsis raciboskii*; DQUA = *Desmodesmus quadricauda*; DQQU = *Desmodesmus quadricauda* var. *quadrispina*; EVAR = *Euglena variabilis*; FRAG = *Fragilaria* sp.; GRAD = *Golenkinia radiata*; MTEN = *Merismopedia tenuissima*; MPUL = *Micractinium pusillum*; MARC = *Monoraphidium arcuatum*; MCON = *Monoraphidium contortum*; MOUG = *Mougeotia* sp.; NSUB = *Nephroclamys subsolitaria*; NITZ = *Nitzschia* sp.; PERI = *Peridinium* sp.; PUMB = *Peridinium umbonatum*; PLAN = *Planktolyngbya* sp.; PSEU = *Pseudoanabaena* sp.; SACU = *Scenedesmus acuminatus*; STA1 = *Staurastrum* sp1.; STA2 = *Staurastrum* sp2.; STA3 = *Staurodesmus* sp1.; TMIN = *Tetradron minimum*; TINT = *Trachelomonas intermedia*; TRAC = *Trachelomonas* sp.; TVER = *Trachelomonas verrucosa*; TVOL = *Trachelomonas volvocina*). Legenda das unidades amostrais: fevereiro (FEV), maio (MAI), agosto (AGO), novembro (NOV), seguidos pelos números 1 (superfície), 2 (meio) e 3 (fundo) (exemplo: FEV1 = fevereiro, superfície).

5 Discussão

5.1 Variáveis limnológicas

Em ambientes tropicais, a variação esperada do nível da água nos corpos d'água é de cheia no período quente-chuvoso e menor profundidade máxima no período frio-seco. A distribuição das chuvas ao longo de 2005 na região da Represa Billings apresentou algumas diferenças em relação à normalidade, influenciando no nível da água. Nogueira (1999) também observou padrão contrário ao esperado na natureza, com diminuição do nível d'água na época chuvosa e aumento na época seca na Represa de Jurumirim (SP). O autor atribuiu os baixos valores no nível da água na época chuvosa à abertura das comportas na barragem. A flutuação no nível d'água do braço Rio Grande também pode estar relacionada a captação de água pela ETA Rio Grande operada no local, que capta cerca de 4,0 m³ de água por segundo (SABESP, 2006b).

Estudos realizados em ambientes tropicais demonstram estratificação térmica acentuada durante o período iluminado do dia e desestratificação ou tendência à desestratificação no período noturno, como Esteves *et al.* (1988) na Lagoa Iodada (RJ), Talling (1957) no Lago Gebel (África) e Ganf & Horne (1975) no Lago George (África). Maier (1985) demonstrou que o braço Rio Grande apresenta comportamento polimítico, com estratificações, que ocorrem, principalmente, como processos diurnos (estratificações de superfície). O clima regional, a localização e a pequena profundidade do reservatório não favorecem estratificação prolongada (MAIER *et al.*, 1997). No presente estudo, a existência do aquecimento superficial pôde ser observada em maio e novembro, assim como a da circulação noturna em fevereiro, agosto e novembro.

A RTR é a resistência à circulação da massa d'água, ou seja, a avaliação da estabilidade do sistema (WETZEL, 2001). Quanto mais alta for a RTR, mais difícil será circular a massa d'água. Os altos valores da RTR no meio da coluna d'água em fevereiro e novembro indicam a estabilidade do sistema que possibilita a estratificação térmica. Em maio, a presença de valores de RTR homogêneos ao longo da coluna d'água implicam na dificuldade de circulação de toda a massa d'água, gerando o padrão de microestratificações observado. O elevado valor de RTR superficial em maio e novembro, provavelmente, ocorreu devido ao aquecimento solar na camada superior, causando diferenças significativas de densidade. Quando os valores da RTR são baixos, como em agosto, o trabalho dos ventos pode promover a mistura total ou parcial da coluna d'água dependendo da morfometria e da direção do vento (RAMÍREZ & DÍAZ, 1995). Durante a coleta de agosto a temperatura do ar

estava baixa, com chuvisco e fortes ventos, que provavelmente colaboraram com a circulação da coluna d'água.

A análise de ACP, ao separar as unidades amostrais dos meses analisados, exceto em agosto, corrobora o padrão de estratificação da coluna d'água observado em fevereiro, maio e novembro e de circulação em agosto.

A temperatura da água altera propriedades como a densidade, capacidade de saturação de OD, pH e CE. Por isso, tais variáveis acompanham, de modo geral, tendências da temperatura da água (CALIJURI *et al.*, 1999). O gradiente decrescente de temperatura em direção ao fundo foi seguido pelo mesmo gradiente de OD em todos os períodos analisados.

O oxigênio é um importante elemento químico dos ecossistemas aquáticos, produzido como subproduto da fotossíntese realizada pelo fitoplâncton, macrófitas e perifiton nos estratos superiores e na região litorânea de lagos e reservatórios (BEZERRA-NETO & PINTO-COELHO, 2001). Na superfície, também ocorre ganho de oxigênio por difusão com a atmosfera. Já no fundo da coluna d'água, há sedimentação da matéria orgânica e, em decorrência da decomposição, resulta em consumo líquido de oxigênio (HENRY *et al.*, 1989).

Em ambientes onde o aporte de matéria orgânica de origem alóctone é grande, como é o caso do braço Rio Grande (CETESB, 2004), uma das causas do decréscimo de OD em direção fundo são as altas concentrações de matéria orgânica no sedimento (THOMAZ *et al.*, 1992). Além do aporte de matéria orgânica proveniente de origem alóctone, o Rio Grande é constantemente tratado com algicidas (sulfato de cobre) e peróxido de hidrogênio para controlar a biomassa algal (MAIER *et al.*, 1985; XAVIER, 1993; BEYRUTH & PEREIRA, 2002; CETESB, 2006). Assim, com a morte dos organismos fitoplanctônicos, esta matéria orgânica se deposita no sedimento, intensificando a decomposição aeróbia microbiana.

O padrão de redução no pH em direção ao fundo da coluna d'água relaciona-se com a zona fótica e a realização de fotossíntese na porção superficial, uma vez que os organismos fotossintetizantes se posicionam preferencialmente na zona fótica, retirando gás carbônico da água e, assim, influenciando diretamente no aumento do pH (ESTEVES, 1998; WETZEL, 2001). As altas concentrações de matéria orgânica depositada no sedimento influenciam nos baixos valores de pH no fundo devido ao processo de decomposição com consumo de oxigênio e liberação de gás carbônico (THOMAZ *et al.*, 1992). Tal fato é corroborado pela correlação positiva entre pH e OD. Observou-se elevada amplitude de variação do pH, principalmente em novembro. Maier *et al.* (1985) e Beyruth & Pereira (2002) encontraram no braço Rio Grande amplitudes bem menores, de 6,4 a 7,6 e 6,9 a 7,25, respectivamente, podendo ser reflexo da circulação da massa d'água, decomposição microbiana reduzida no

fundo da coluna d'água ou até da menor densidade de organismos fotossintetizantes na zona fótica.

A maior amplitude para os valores de pH em novembro coincidiu com a menor densidade de organismos do fitoplâncton. Isso pode ser um indício da morte destes organismos, que se depositam no sedimento e são decompostos por microorganismos. Assim, há consumo de oxigênio e liberação de gás carbônico, e, conseqüentemente, diminuição do pH no hipolímnio.

Quanto à CE, para o braço Rio Grande, Xavier (1981a) obteve amplitude de variação entre 40,0 e 220,0 $\mu\text{S}/\text{cm}$, considerados valores altos pela autora. Maier *et al.* (1985) detectaram valores entre 135,0 e 214,0 $\mu\text{S}/\text{cm}$, indicadores de eutrofia do corpo d'água segundo os autores. Beyruth & Pereira (2002) e Mariani (2006) observaram valores entre 154,0 e 290,0 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e 220,0 a 250,3 $\mu\text{S}/\text{cm}$, respectivamente. Os valores de CE encontrados neste estudo são similares ou mais elevados em comparação aos estudos anteriores no local, inferindo um aumento nos valores de CE ao longo dos anos, provavelmente devido à elevação nas cargas de nutrientes inorgânicos no reservatório. O ligeiro aumento na CE no fundo observado principalmente em fevereiro e novembro sugere liberação de íons do sedimento para a coluna d'água facilitada pela depleção de OD (TUNDISI, 1983a), permanecendo na interface água-sedimento devido à estratificação da coluna d'água.

De maneira geral, pouca variação foi observada nos teores de ST nos períodos analisados. Somente nas camadas superficiais de fevereiro foram observadas concentrações mais altas, provavelmente devido à alta densidade de organismos fitoplanctônicos encontrada neste período ou alguma entrada difusa de material de origem alóctone, por se tratar de um período chuvoso.

Quanto aos nutrientes nitrogenados, o balanço de oxigênio e térmico tem importante papel nos processos do ciclo do nitrogênio, pois o oxigênio determina os processos de oxidação e redução dos compostos nitrogenados e a temperatura acelera ou diminui a velocidade das reações químicas e dos processos biológicos (MAIER & TAKINO, 1985; ESTEVES, 1998). A correlação negativa da temperatura com o NT e positiva com o nitrito, além da correlação negativa entre o OD e o amônio demonstram tal importância.

Na análise dos nutrientes dissolvidos, perfis verticais crescentes de amônio e decrescente de nitrato foram observados em todos os períodos analisados, podendo ser atribuídos ao processo de amonificação e nitrificação (SCHÄFER, 1984). Outro fator que explica a quase ausência do nitrogênio amoniacal na superfície, é que esta forma é preferencialmente assimilada pelo fitoplâncton (MAIER & TAKINO, 1985; ARAÚJO *et al.*,

2000), sendo, portanto, a sua forma dissolvida não registrada na zona fótica na maior parte dos períodos analisados. Xavier (1981a) também observou gradiente crescente de amônia em direção ao fundo no braço Rio Grande, com amplitude de variação entre 2,0 e 220,0 µg/L, valores bem mais elevados do que os observados neste estudo. A autora atribuiu a presença deste íon como indicio de poluição recente. Para o nitrato, Xavier (1981a) observou valores máximos na superfície e similares aos observados neste estudo e variando de 0,0 a 865,0 µg/L.

A correlação negativa do amônio com a classe Zygnemaphyceae sugere que a densidade destes organismos aumenta quando as concentrações deste nutriente diminuem, provavelmente pela assimilação deste nutriente durante o desenvolvimento. A correlação positiva do nitrato com classe Bacillariophyceae pode estar relacionada com a importância deste nutriente para o desenvolvimento dos organismos desta classe. Tal fato é corroborado pela correlação negativa do nitrato com a feofitina, indicando morte dos organismos fitoplanctônicos na baixa concentração deste nutriente.

O nitrito possui papel importante como passo intermediário na oxidação do nitrogênio, representando apenas uma fase intermediária e instável no ciclo do nitrogênio (SCHÄFER, 1984). Normalmente, este íon não é abundante em águas naturais, podendo ser até tóxico em altas concentrações (ARAÚJO *et al.*, 2000). Observou-se variação sazonal do nitrito, onde valores menos expressivos foram detectados em maio e valores bem mais expressivos em fevereiro. Em agosto e novembro, os valores foram intermediários. A maior concentração de nitrito observada por Maier *et al.* (1985) foi 0,005 µg/L e por Beyruth & Pereira (1996), 0,003 µg/L. Xavier (1981a) não detectou este íon no braço Rio Grande, devido à rápida conversão do nitrito a nitrato facilitado pela boa oxigenação. As concentrações de nitrito encontradas no presente estudo foram mais elevadas do que relatado nos estudos anteriores no local mencionados acima, podendo ser um indicio de maior carga de nutrientes nitrogenados no corpo d'água.

O silicato presente no ambiente aquático é proveniente, principalmente, da decomposição de minerais de silicato de alumínio, freqüentes em rochas sedimentares, que escoam com as águas das chuvas. Portanto, a presença deste nutriente nos corpos d'água tende a ser sazonal como evidenciado por Maier *et al.* (1985) no braço Rio Grande e em outras represas de São Paulo (GIANESELLA-GALVÃO, 1981; MAIER & TAKINO, 1985). Este nutriente, sob a forma solúvel, é um composto de fundamental importância, pois é utilizado pelas diatomáceas na elaboração de sua carapaça (ESTEVES, 1998).

De maneira geral, as diatomáceas apresentaram elevada densidade, principalmente em fevereiro e novembro, provavelmente devido à quantidade de sílica em concentrações não limitantes no corpo d'água. Segundo Reid & Wood (1976), o crescimento de populações de diatomáceas é, pelo menos parcialmente, limitado por concentrações de sílica inferiores a 0,8 mg/L. Em todos os períodos, as concentrações de sílica foram próximas ou superiores a este valor. Tais valores são bem inferiores aos observados por Maier *et al.* (1985), que encontraram variação de 0,0 a 64,0 mg/L no Rio Grande. Já Xavier (1981a) encontrou valores próximos aos aqui observados, entre 0,2 e 4,4 mg/L. Em maio, a concentração de sílica dissolvida na água foi a mais elevada, porém, observou-se menor densidade de diatomáceas. Nos demais períodos, foram observados menores concentrações do nutriente e maiores densidades destes organismos. Provavelmente, estes valores estão refletindo a utilização de sílica dissolvida pelo fitoplâncton.

Em lagos tropicais, devido à alta temperatura, o metabolismo dos organismos aumenta consideravelmente, fazendo com que o ortofosfato seja ainda mais rapidamente assimilado e incorporado à biomassa (MAIER & TAKINO, 1985), sendo este provavelmente um dos principais motivos de sua baixa concentração no reservatório. Huszar *et al.* (1990), estudando o funcionamento limnológico de 18 lagoas na região de Linhares (ES), encontraram sempre baixas concentrações de ortofosfato, sendo esta ocorrência explicada pela rápida incorporação deste íon pelo fitoplâncton e macrófitas ali presentes. Araújo *et al.* (2000) e Xavier (1981a) encontraram resultados semelhantes na Lagoa de Extremoz (RN) e no braço Rio Grande, respectivamente.

Concentrações abaixo do limite de detecção para o fósforo total também foram observadas. Segundo Esteves (1983), o fósforo pode estar adsorvido às argilas, que são de grande importância em águas continentais tropicais. Mariani (2006), ao estudar o sedimento do braço Rio Grande, encontrou predominância de material siltoso e argiloso, sugerindo que o fósforo esteja precipitado e concentrado no sedimento e, assim, tornando-se indetectável na coluna d'água. O fósforo pode ainda estar associado à íons metálicos, principalmente Fe^{3+} , preso no sedimento.

Os teores de MST pouco variaram nos períodos analisados e foram inferiores aos obtidos por Maier *et al.* (1985) no mesmo local. Os autores observaram maior entrada de material em suspensão, alóctone, no período quente-chuvoso, transportado pela chuva ou pelo aumento da densidade fitoplanctônica, proporcionado pelo aquecimento da água, com valores entre 2,1 e 13,0 mg/L. Em todos os períodos coletados e em todas as profundidades amostradas, os teores de MSO foram muito superiores aos teores de MSI, o que demonstra

alta densidade de organismos planctônicos e matéria orgânica suspensa na coluna d'água (corroborado pela correlação positiva do MSO com *chl-a* e também com diversas classes representativas da comunidade fitoplanctônica).

A determinação das concentrações dos pigmentos clorofilianos proporciona uma estimativa da biomassa fitoplanctônica e os feopigmentos indicam o seu grau fisiológico, uma vez que numa população em declínio, os teores de clorofilas diminuem, enquanto que seus produtos de degradação (feopigmentos) e os carotenóides aumentam (MARGALEF, 1970). Porém, em ambientes aquáticos com mata ciliar presente, é comum abundância de feopigmentos de origem alóctone.

A concentração máxima de *chl-a* encontrada no presente estudo foi próxima à concentração mínima encontrada por Maier & Takino (1985), que observaram para o braço Rio Grande valores mais elevados na época quente e amplitude de variação de 17,5 a 84,5 µg/L. Os autores atribuíram os altos valores ao crescimento fitoplanctônico acelerado pela elevada temperatura.

Em agosto foi observada concentração de clorofilas (*a*, *b* e *c*) ligeiramente mais elevada em comparação aos demais períodos, o que indica maior densidade de fitoplâncton no braço Rio Grande neste período. Maiores valores de pH foram registrados em agosto, indicando maior atividade fotossintética, que é corroborado pelos maiores teores de clorofilas neste período.

De maneira geral, a *chl-a* é o pigmento fitoplanctônico mais abundante nos ambientes aquáticos, por ser encontrada em todas as classes fitoplanctônicas. A clorofila-*b* é encontrada nas classes Chlorophyceae, Euglenophyceae e Zygnemaphyceae e a clorofila-*c* nas classes Bacillariophyceae, Chrysophyceae, Cryptophyceae, Dinophyceae, e Xantophyceae (VAN DEN HOEK *et al.*, 1997).

As concentrações semelhantes de *chl-a* e *chl-b* nos períodos analisados e a forte correlação entre *chl-a* e *chl-b*, sugerem que a maior parte do fitoplâncton era composta pelas classes Chlorophyceae, Euglenophyceae e Zygnemaphyceae, conforme verificado na análise quantitativa do fitoplâncton. A *chl-c* apresentou concentrações menos elevadas, inferindo menor densidade de organismos das classes Bacillariophyceae, Chrysophyceae, Cryptophyceae, Dinophyceae e Xantophyceae.

Em reservatórios, os padrões de heterogeneidade espacial vertical são difíceis de serem demonstrados, pois parte da população fitoplanctônica é perdida pelo fluxo unidirecional de água, dificultando as estimativas de biomassa (TUNDISI, 1983b), podendo

ser uma justificava para a ausência de um padrão definido para os perfis verticais de *chl-a*, *chl-b*, *chl-c* e feofitina.

5.2 A comunidade fitoplanctônica

Segundo Harris (1986), o índice de diversidade Shannon-Wiener (H') varia de 1,0 a 4,5 bits para a comunidade fitoplanctônica, com grande influência da sazonalidade. Nogueira (2000) ao estudar os padrões espacial e temporal da composição, dominância e abundância da comunidade fitoplanctônica no Reservatório Jurumirim, classificado como oligotrófico, encontrou na área da barragem H' entre 1,2 e 2,7 bits/ind. O valor máximo de H' encontrado pelo autor neste reservatório é próximo aos valores mínimos obtidos no presente estudo. Segundo Margalef (1972) valores de $H' < 2,5$ indicam baixa diversidade fitoplanctônica, podendo-se concluir que o Rio Grande apresentou alta diversidade fitoplanctônica. Os valores de J indicam elevada uniformidade da comunidade fitoplanctônica em todas as amostras analisadas. Os valores ligeiramente mais baixos de S , H' e J em agosto provavelmente é consequência da elevada abundância das euglenofíceas neste período.

A ACC revela que existiram diferenças entre os períodos amostrados (sazonais) e entre as profundidades coletadas ao longo da coluna d'água (verticais) devido ao padrão de distribuição das unidades amostrais ao longo do eixo de ordenação.

Em relação à distribuição vertical dos organismos fitoplanctônicos, Xavier (1981b) encontrou no Rio Grande pequenas diferenças na riqueza e a maior diversidade ocorreu na superfície. Já Palmer (1960) constatou aumento da diversidade nas maiores profundidades, no mesmo local de estudo. No presente estudo, nenhum padrão de distribuição vertical pôde ser evidenciado.

A comunidade fitoplanctônica não apresentou variação sazonal na riqueza, mas a variação na densidade dos organismos foi pronunciada, com maior densidade em fevereiro (período quente-chuvoso) e menor em novembro (também período quente-chuvoso). Xavier (1981b) observou maior diversidade e menor densidade no período de chuvas e o oposto no período de estiagem. A autora observou também domínio de *Mougeotia* sp. e *Microcystis aeruginosa* no braço Rio Grande. No presente estudo, a cianobactéria *M. aeruginosa* não foi encontrada, mas foi constatado abundância de *Mougeotia* sp. em todos os períodos e em todas as profundidades, assim como Huszar & Esteves (1988) em lagoas do Rio de Janeiro (Lagoa Cabiúnas e Lagoa de Cima) e Beyruth & Pereira (2002) no braço Rio Grande no período chuvoso. *Mougeotia* sp. é considerada uma espécie K-selecionada, R-estrategista, com baixa

taxa de renovação, elevada biomassa e resistente à predação devido à morfologia (MOSCHINI-CARLOS & POMPÊO, 2001). Estas algas filamentosas não são consideradas verdadeiramente planctônicas (HAPPEY-WOOD, 1988), incorporando-se ao fitoplâncton principalmente durante o verão quando se destacam da zona litoral pela ação das chuvas e dos ventos (HAPPEY-WOOD, 1988; BEYRUTH, 1996).

Assim como nos estudos realizados por Xavier (1981b), Xavier *et al.* (1985) e Beyruth & Pereira (2002), Chlorophyceae foi o grupo com maior diversidade no braço Rio Grande, provavelmente por ser o grupo fitoplanctônico com maior variedade de organização celular, estrutura morfológica e processos reprodutivos em comparação a qualquer outra divisão algal (BOLD *et al.*, 1978 *apud* HAPPEY-WOOD, 1988), resultando num grupo com espectro amplo para respostas às variáveis ambientais críticas como irradiância, estratificação térmica e disponibilidade de nutrientes. Este grupo apresentou maior riqueza em todos os períodos e ao longo de toda a coluna d'água; porém, quanto à densidade relativa, houve variação sazonal e vertical dos grupos abundantes, às vezes até co-abundância.

Ao comparar os padrões de dominância antes e depois do isolamento do braço Rio Grande da restante da Represa Billings, Beyruth & Pereira (2002) observaram uma mudança de dominância de Cyanophyceae e Chlorophyceae para Chlorophyceae e Bacillariophyceae, deduzindo melhoria nas condições tróficas do ambiente, porém ainda necessitando atenção por se tratar de um ambiente facilmente susceptível a mudanças diretas ou indiretas por eventos climáticos.

No presente estudo, observou-se variação sazonal de abundância entre Bacillariophyceae, Zygnemaphyceae, Euglenophyceae e, em menor escala, Chlorophyceae. Observou-se elevada abundância relativa de Bacillariophyceae em fevereiro e, em menor escala, em novembro (ambos períodos chuvosos), devido à alta densidade de *Cyclotella meneghiniana* e *Nitzschia* sp.. Esta alta densidade de diatomáceas pode estar relacionada com a disponibilidade de silicato em quantidade não limitante proveniente de origem alóctone favorecido pelas águas superficiais que escoam com as chuvas. A disponibilidade de silicato geralmente apresenta marcada periodicidade sazonal acompanhada à sazonalidade das diatomáceas (SOMMER, 1988). Beyruth & Pereira (2002) atribuíram a dominância da diatomácea *Asterionella formosa* observada no braço Rio Grande à grande disponibilidade de silicato no período anterior à floração. Outros fatores que podem ter favorecido o crescimento das diatomáceas é a menor eficiência do sulfato de cobre sobre este grupo (BEYRUTH & PEREIRA, 2002; VIANA & ROCHA, 2005) e o caráter polimínico do reservatório, que permite a circulação da massa d'água, reduzindo taxas de sedimentação das diatomáceas.

Assim como observado por Araújo *et al.* (2000) as diatomáceas foram mais abundantes no fundo da coluna d'água, devido à estratificação térmica que com o aumento da temperatura, diminui a viscosidade da água, resultando sedimentação (REYNOLDS, 1984a). Além disso, estima-se que as diatomáceas de água doce afundam pelo menos 3 vezes mais rápido do que algas não-silicosas com propriedades geométricas semelhantes (SOMMER, 1988).

Euglenophyceae foi o grupo mais abundante em agosto, quando os valores de pH foram os mais elevados. Segundo Xavier (1988), valores de pH próximos ou inferiores a 5,6 limitam a presença da maioria das euglenofíceas no ambiente aquático. Além disso, segundo a autora, estes organismos contribuem efetivamente na degradação biológica de matéria orgânica por serem capazes de nutrirem-se de compostos mais complexos de carbono e de nitrogênio. Portanto, são encontrados em maior número em ambiente ricos em matéria orgânica. Segundo a ACC, *Trachelomonas volvocina*, espécie descritora mais representativa pertencente ao grupo das euglenofíceas, correlacionou-se positivamente com o pH e NT.

Assim como Xavier (1993) ao estudar a distribuição vertical das euglenofíceas pigmentadas no braço Rio Grande, foi observada maior densidade destes organismos da superfície da coluna d'água, provavelmente devido à estratificação térmica e à intensidade luminosa, uma vez os organismos deste grupo são capazes de se locomover verticalmente na coluna d'água devido à presença de flagelos, e, assim, posicionam-se no local com intensidade luminosa ótima.

Xavier (1988) observou diminuição da variação qualitativa e quantitativa das euglenofíceas no sentido montante-jusante do braço Rio Grande, atribuído aos valores mais baixos de nutrientes, matéria orgânica e demanda bioquímica de oxigênio (DBO), além da influência dos algicidas aplicados periodicamente pela ETA Rio Grande à jusante. Portanto, pode-se sugerir que este seja um dos motivos para a baixa densidade relativa das euglenofíceas no ponto de captação de água da SABESP.

Quanto à variação sazonal, estudos anteriores da dinâmica dos euglenofíceas (XAVIER, 1988; XAVIER, 1993) demonstraram que estes organismos apresentam melhor desenvolvimento em temperaturas mais elevadas, logo, na estação quente. No presente estudo, a densidade mais elevada destes organismos foi observada em agosto, no período frio. Isso demonstra que, provavelmente, o desenvolvimento deste grupo, e, talvez de toda a comunidade fitoplanctônica no braço Rio Grande esteja mais sujeita às interferências antrópicas e/ou fatores alóctones do que aos processos autóctones e fatores climáticos.

Padovesi-Fonseca & Philomeno (2004), ao estudar os efeitos de curto prazo da aplicação de sulfato de cobre sobre o fitoplâncton no Lago Paranoá (Brasília) observaram a lise celular e o afundamento dos organismos fitoplanctônicos após a sulfatação do corpo d'água. O tratamento com este algicida foi considerado como um distúrbio alogênico sobre as flutuações temporais do fitoplâncton no Lago Paranoá, que acarretou em mudanças abruptas na comunidade, seguido por alterações nas condições ambientais. Assim como observado no Rio Grande, tais mudanças ambientais podem ter gerado condições propícias para o desenvolvimento das clorofíceas e diatomáceas. Schrader *et al.* (2000) verificaram a morte de quase todo o fitoplâncton após a adição de sulfato de cobre em limnocurrais. As clorofíceas e as diatomáceas foram as responsáveis pelo rápido recolonizamento dos limnocurrais.

Analisando as estratégias de vida, as espécies C-estrategistas apresentam maior riqueza, porém, as R-estrategistas apresentam densidade mais elevada em todos os períodos, exceto em maio, quando as densidades de R- e C-estrategistas foram similares.

A alternância temporal entre organismos C- e R-estrategistas e a presença quase insignificante de S-estrategistas sugere a presença de distúrbios periódicos (circulação da massa d'água, aplicação de algicida, chuvas, etc.) que permitem a coexistência entre os C-estrategistas (que se desenvolvem nos períodos de pouco distúrbio) e os R-estrategistas (que se desenvolvem nos períodos de distúrbios intensos ou freqüentes). A pequena densidade das espécies S-estrategistas pode ser explicada pela ausência de estresse e provavelmente pela abundância de nutrientes e luz no corpo d'água (REYNOLDS, 1988).

Quanto aos grupos funcionais observou-se grande diversidade de grupos, corroborando a elevada diversidade e uniformidade.

As diatomáceas agrupadas nas associações B (composta por diatomáceas de ambientes mesotróficos e dependentes da circulação vertical), D (composta por diatomáceas de ambientes eutróficos e bem ventilados) e P (composta por diatomáceas de ambientes eutróficos e fortemente dependentes da circulação vertical) foram representativas no Rio Grande, sendo, portanto, outra evidência da característica polimítica deste reservatório, anteriormente evidenciado em diversos estudos. Estes organismos com alta taxa de sedimentação são totalmente dependentes da circulação vertical da massa d'água, uma vez que esta circulação evita as perdas por sedimentação e aumenta a importação de silicato das camadas mais profundas. As estratificações observadas em fevereiro e novembro, provavelmente, são resultados de fenômenos momentâneos e não-duradouros captados no momento da amostragem. Caso contrário, a presença destas associações fitoplanctônicas contrariaria a auto-ecologia destes organismos.

Outra evidência da circulação periódica da massa d'água no Rio Grande é a representatividade da associação T, composta por algas filamentosas de ambientes em circulação contínua, aqui representada por *Mougeotia* sp..

O braço Rio Grande é aproveitado para usos múltiplos, como recreação, pesca e abastecimento público. Além disso, serve como receptor de dejetos industriais e domésticos, oriundos da cidade de Ribeirão Pires e de redes clandestinas. Estudos realizados por Maier *et al.* (1985), Takino & Maier (1986), Lobo *et al.* (2005), Pompêo (2006) e Mariani (2006) ao longo de todo o braço Rio Grande, constataram a presença de um gradiente decrescente de estado de trofia e melhora da qualidade da água no sentido montante-jusante. A presença de associações fitoplanctônicas representativas de ambientes eutróficos, ainda que IET tenha indicado mesotrofia/oligotrofia para o corpo d'água, pode ser um indicativo do estado nutricional deste corpo d'água a longo prazo, ou seja, pode estar refletindo um estado anterior ao momento da amostragem.

Mesmo que Cyanophyceae não tenha sido abundante em nenhum período, foram encontradas cianobactérias potencialmente tóxicas como *Anabaena* spp. e *Cylindrospermopsis raciborskii*, esta última considerada abundante na estação quente, que provavelmente teve seu desenvolvimento proporcionado pelas altas temperaturas. *C. raciborskii* já foi encontrada no braço Rio Grande em 1985/86 produzindo florações associadas à morte de peixes (CETESB, 1996). A correlação negativa de Cyanophyceae com o NT sugere o aumento da densidade com a redução dos nutrientes nitrogenados no meio, provavelmente devido à capacidade destes organismos de fixarem N₂ atmosférico, característica que confere vantagem competitiva sobre os demais organismos fitoplanctônicos.

A ACP e ACC mostraram que durante a abundância de *C. raciborskii* (fevereiro) foram registrados altos valores de temperatura, nitrato e nitrito. Assim sendo, podemos considerar estes fatores como fundamentais para o desenvolvimento desta cianobactéria no braço Rio Grande.

Provavelmente as florações de cianobactérias estão sendo prevenidas pela aplicação de algicidas. Entre eles, o sulfato de cobre é o mais comumente aplicado por ser o mais economicamente viável, efetivo, de fácil de aplicação e relativamente seguro para a saúde humana e ambiental (HRUDEY *et al.*, 1999; HULLEBUSCH *et al.*, 2002). Segundo EPA (2003) os altos níveis de cobre na água para consumo não apresentam riscos à saúde a longo prazo, como a morte, mas podem causar grandes desconfortos gastrointestinais, anemia hemolítica aguda, dano renal e hepático, neurotoxicidade, aumento da pressão sanguínea e frequência respiratória (WHO, 1998; BARCELOUX, 1999).

O cobre é um elemento essencial para toda a biota, porém em pequenas quantidades (VIANA & ROCHA, 2005) e está disponível no meio ambiente de forma limitada (PEDROZO & LIMA, 2001). Porém, quanto maior sua disponibilidade, maior seu potencial tóxico ou bioacumulação (USEPA, 1984; WHO, 1998; FARGASOVÁ *et al.*, 1999).

Os íons cúpricos (Cu^{2+}) liberados podem apresentar diferentes efeitos nas células, como a inibição da fixação de CO_2 e da atividade do fotossistema II (PSII), inibição da tomada de nitrato e síntese da nitrato-redutase (HARRISON *et al.*, 1977) e mudanças no volume celular (SORENTINO, 1979). Este último é responsável pelo efeito mais dramático: a lise celular, que pode liberar o conteúdo intracelular, incluindo as toxinas, na água (KENEFFICK *et al.*, 1993). Além disso, Sibley *et al.* (1994) demonstraram que a queda acentuada do pH como consequência da sulfatação é um dos fatores impulsionadores para a liberação de cianotoxinas por população de *Microcystis aeruginosa* e *Cylindrospermopsis raciborskii*.

Mariani (2006) e Mariani *et al.* (2005) estudaram a distribuição espacial dos metais-traço Cd, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn no Rio Grande, encontrando uma tendência de aumento do teor desses metais no sentido montante-barragem, sem contudo, sugerirem biodisponibilidade desses metais à biota, devido à forma complexada destes metais em forma de sulfetos. Mozeto *et al.* (2003) citam a aplicação de sulfato de cobre pela SABESP como responsável pelo incremento de Cu no sentido montante-jusante e ao longo do testemunho do sedimento. Os estudos anteriormente citados verificaram incremento de Cu em relação aos valores de referência regional (“background”) sugeridos por Nascimento (2003) e em relação a valores guias de qualidade de sedimento para a proteção da vida aquática (PEL – “Probable Effect Level” – e TEL – “Threshold Effect Level”) sugeridos pela agência ambiental canadense (CCME, 1999). O caráter polimítico do Rio Grande pode provocar oxigenação das camadas de água do fundo, com consequente oxidação do sulfeto e liberação dos metais-traço para a coluna d’água. Trabalhos realizadas no Rio Grande indicaram possível bio-disponibilidade de metais à biota (IPT, 2005; LEAL & OLIVEIRA, 2005), ora o contrário (SILVÉRIO, 1999; MOZETO *et al.*, 2003; MARIANI *et al.*, 2005; MARIANI, 2006).

Os efeitos a longo prazo da aplicação do sulfato de cobre nos ecossistemas continentais ainda são pouco conhecidos e as consequências do uso repetitivo deste algicida no controle das populações de cianobactérias é ainda desconhecido (GARCÍA-VILLADA *et al.*, 2004).

Em estudo experimental, García-Villada *et al.* (2004) trataram culturas da cianobactéria *Microcystis aeruginosa* com doses letais de sulfato de cobre. Tais doses

destruíram as células cobre-sensíveis da população de *M. aeruginosa*, porém, células cobre-resistências pré-existentes, não só toleraram as concentrações letais de cobre, como também se proliferaram. Os autores concluíram que a taxa da mutação para geração de células cobre-tolerantes é semelhante às taxas de mutação para outras espécies de bactérias e cianobactérias resistentes a antibióticos e herbicidas. Os referidos autores alertam as autoridades sobre a possível ineficiência do tratamento com sulfato de cobre a longo prazo nos corpos d'água para abastecimento público, ao selecionar as espécies mutantes cobre-tolerantes, de maneira análoga ao uso indiscriminado de antibióticos na comunidade médica.

Segundo Beyruth (2000b) o tratamento com sulfato de cobre é uma forma de distúrbio que abre uma lacuna nas associações fitoplanctônicas, promovendo o crescimento rápido dos sobreviventes nas novas condições ambientais. A sulfatação para controlar o crescimento de espécies ricas em mucilagem, também tende a aumentar a disponibilidade de nutrientes na coluna d'água. Após a sulfatação na Represa Guarapiranga (SP), a autora observou a redução da biomassa algal seguida pelo crescimento das espécies sobreviventes favorecido pelo aumento abrupto de nutrientes, redução da competição e efeito tóxico do cobre sobre os predadores.

O cobre pode ser muito eficiente como algicida em alguns casos, mas seus efeitos são sempre temporários (dias) e ocasiona grandes impactos negativos em organismos não-alvos assim como a contaminação de sedimento e peixes (BEYRUTH, 2000b). O tratamento com algicida é efetivo nas sucessões primárias, mas se torna cada vez menos efetivo com o amadurecimento da comunidade, conforme o metabolismo da comunidade aumenta o pH e o carbono orgânico dissolvido (COOKE *et al.*, 1993).

5.3 Resolução CONAMA no. 357 de 17/03/2005

Segundo o enquadramento dos corpos hídricos do Estado de São Paulo através do Decreto Estadual no. 10.755 de 22/11/1977 (SÃO-PAULO, 1997), o reservatório Rio Grande é enquadrado na classe II, cujos usos são os mais nobres (abastecimento humano, dessedentação de animais e proteção da vida aquática). Segundo os padrões de qualidade de água estabelecidos pela resolução CONAMA no. 357 de 17/03/05 (BRASIL, 2005), os valores de pH em agosto medidos neste estudo não estavam em conformidade com a legislação. Para o OD, o Rio Grande apresentou teores referentes à classe III (fevereiro e novembro) e IV (maio). Os demais parâmetros (cl-*a*, nitrato, nitrito, amônio e PT) estavam em conformidade com o enquadramento do Rio Grande na classe II.

6 Considerações finais

No que diz respeito à estrutura física e química da coluna d'água, pode-se concluir que devido à amplitude de temperatura, OD, pH e CE observada, além de variações nas concentrações de nutrientes ao longo da coluna d'água nos diferentes períodos estudados, o corpo d'água encontrava-se termicamente e quimicamente estratificado em fevereiro, novembro e maio. Em agosto, a coluna d'água encontrava-se em circulação, atribuída à fatores climáticos, como o vento. Analisando a estrutura da comunidade fitoplanctônica, pode-se sugerir que as estratificações observadas eram momentâneas e não duradouras, características de um ambiente polimítico, principalmente devido à abundância de diatomáceas, organismos totalmente dependentes da circulação da massa d'água.

A comunidade fitoplanctônica mostrou flutuação sazonal marcante, com maior densidade no fim do período quente-chuvoso (fevereiro) e abundância relativa alternada entre as classes Zygnemaphyceae, Bacillariophyceae, Euglenophyceae e Chlorophyceae; entre C- e R-estrategistas e entre os grupos funcionais D, X₁, W₁ e T. Quanto à distribuição vertical, foi observada alternância entre as classes abundantes nas diferentes profundidades devido às características morfológicas e/ou diferentes requerimentos fisiológicos.

Fatores climáticos como temperatura e precipitação influenciaram na hidrodinâmica, interferindo no balanço dos nutrientes e, conseqüentemente, na estrutura da comunidade fitoplanctônica. Porém, a grande interferência que esta comunidade recebe de fatores antrópicos, principalmente a aplicação de algicidas para controlar sua biomassa na captação de água para abastecimento público, deve ser levada em consideração e talvez esteja influenciando na variação sazonal e vertical mais do que os fatores autóctones e ambientais.

Comparando o presente estudo com estudos realizados no braço Rio Grande ao longo dos anos, as menores densidades e a alta diversidade de organismos fitoplanctônicos e a menor frequência de florações de cianobactérias indicam uma melhora contínua e progressiva na qualidade da água após o isolamento do braço Rio Grande do restante da represa. Porém, estudos detectaram alta concentração de cobre no sedimento do Rio Grande, principalmente na área da barragem, devido à intensa aplicação de sulfato de cobre para controlar a biomassa algal ao longo dos anos. Isto indica que a baixa densidade dos organismos e alta diversidade não podem ser considerados com indicadores da melhora da qualidade da água neste caso, nem como um resultado da capacidade de auto-depuração do reservatório. Provavelmente, reflete o manejo com a aplicação de algicidas.

O impacto da aplicação de sulfato de cobre para o controle da biomassa algal em reservatórios, especialmente aqueles destinados para o abastecimento público, deve ser

critérios, pois pode interferir diretamente na qualidade da água e na utilização deste corpo d'água pela população.

A presença de cianobactérias potencialmente tóxicas, a constante e crescente aplicação de sulfato de cobre e a não conformidade de alguns parâmetros com a legislação estadual e federal podem comprometer os usos múltiplos propostos para o reservatório. Visando detectar alterações preocupantes na qualidade de suas águas o braço deve ser constantemente monitorado.

7 Anexos

Anexo I. Densidade total e densidade relativa dos organismos fitoplanctônicos nas diferentes profundidades analisadas do braço Rio Grande da Represa Billings em fevereiro de 2005.

Táxon	Prof. 0,0m		Prof. 0,5m		Prof. 1,5m		Prof. 2,5m		Prof. 4,5m		Prof. 7,0m	
	ind/ml	%	ind/ml	%	ind/ml	%	ind/ml	%	ind/ml	%	ind/ml	%
<i>Cylindrospermopsis raciboskii</i>	304	11,0	103	3,5	102	3,2	89	2,6	150	4,4	134	4,7
<i>Merismopedia tenuissima</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	5	0,2	34	1,2
<i>Planktolyngbya</i> sp.	85	3,1	108	3,7	97	3,0	166	4,9	144	4,3	190	6,7
<i>Actinastrum</i> sp2.	85	3,1	72	2,4	32	1,0	102	3,0	96	2,8	67	2,4
<i>Ankistrodesmus falcatus</i>	16	0,6	-	-	16	0,5	-	-	11	0,3	56	2,0
<i>Coelastrum cambricum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	11	0,4
<i>Coelastrum reticulatum</i>	43	1,5	62	2,1	81	2,5	83	2,4	69	2,0	34	1,2
<i>Crucigenia rectangularis</i>	32	1,2	15	0,5	-	-	-	-	5	0,2	45	1,6
Clorofícia não identificada	11	0,4	26	0,9	27	0,8	26	0,7	53	1,6	-	-
<i>Golenkinia radiata</i>	165	6,0	216	7,3	167	5,2	153	4,5	102	3,0	34	1,2
<i>Micractinium pusillum</i>	43	1,5	72	2,4	27	0,8	26	0,7	43	1,3	157	5,5
<i>Monoraphidium arcuatum</i>	91	3,3	118	4,0	97	3,0	83	2,4	166	4,9	201	7,1
<i>Monoraphidium contortum</i>	155	5,6	134	4,5	91	2,9	147	4,3	107	3,1	-	-
<i>Nephroclamys subsolitaria</i>	32	1,2	36	1,2	32	1,0	32	0,9	27	0,8	78	2,7
<i>Pediastrum tetras</i>	5	0,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Scenedesmus acuminatus</i>	-	-	5	0,2	64	2,0	32	0,9	21	0,6	56	2,0
<i>Scenedesmus javanensis</i>	11	0,4	-	-	-	-	-	-	5	0,2	-	-
<i>Desmodesmus quadricauda</i>	64	2,3	57	1,9	129	4,1	51	1,5	107	3,1	45	1,6
<i>Desmodesmus quadricauda</i> var. <i>bicaudatus</i>	32	1,2	10	0,3	-	-	-	-	27	0,8	-	-
<i>Scenedesmus smithii</i>	-	-	10	0,3	11	0,3	6	0,2	5	0,2	-	-
<i>Teträedron gracile</i>	11	0,4	-	-	11	0,3	13	0,4	5	0,2	-	-
<i>Teträedron minimum</i>	59	2,1	82	2,8	75	2,4	121	3,6	69	2,0	67	2,4
<i>Treubaria triappendiculata</i>	5	0,2	-	-	5	0,2	-	-	-	-	-	-
<i>Cosmarium subarcuatum</i>	128	4,6	67	2,3	81	2,5	96	2,8	80	2,4	67	2,4
<i>Mougeotia</i> sp.	603	21,8	566	19,2	596	18,8	618	18,2	663	19,5	213	7,5
<i>Staurastrum</i> sp1.	-	-	82	2,8	43	1,4	26	0,7	21	0,6	11	0,4
<i>Staurastrum</i> sp2.	43	1,5	67	2,3	75	2,4	51	1,5	32	0,9	45	1,6

Táxon	Prof. 0,0m		Prof. 0,5m		Prof. 1,5m		Prof. 2,5m		Prof. 4,5m		Prof. 7,0m	
	ind/ml	%	ind/ml	%	ind/ml	%	ind/ml	%	ind/ml	%	ind/ml	%
<i>Staurastrum lepdocladum</i>	-	-	-	-	11	0,3	-	-	-	-	11	0,4
<i>Staurastrum pingue</i>	21	0,8	10	0,3	-	-	-	-	-	-	34	1,2
<i>Cryptomonas</i> sp.	85	3,1	36	1,2	48	1,5	70	2,1	53	1,6	56	2,0
<i>Peridinium</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	123	4,3
<i>Peridinium umbonatum</i>	16	0,6	-	-	-	-	26	0,7	-	-	-	-
<i>Euglena variabilis</i>	27	1,0	15	0,5	-	-	32	0,9	53	1,6	56	2,0
<i>Phacus glaber</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	34	1,2
<i>Phacus tortus</i>	-	-	5	0,2	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Trachelomonas intermedia</i>	-	-	-	-	32	1,0	115	3,4	48	1,4	-	-
<i>Trachelomonas volvocina</i>	59	2,1	62	2,1	38	1,2	64	1,9	139	4,1	56	2,0
Forma de resistência de Euglenophyceae	59	2,1	21	0,7	16	0,5	51	1,5	32	0,9	22	0,8
<i>Aulacoseira granulata</i>	-	-	57	1,9	125	3,9	69	2,0	84	2,5	88	3,1
<i>Aulacoseira pseudogranulata</i>	-	-	10	0,3	25	0,8	21	0,6	12	0,4	13	0,5
<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i>	11	0,4	21	0,7	16	0,5	38	1,1	27	0,8	34	1,2
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	315	11,4	278	9,4	349	11,0	383	11,2	326	9,6	157	5,5
<i>Nitzschia</i> sp.	43	1,5	504	17,1	618	19,4	599	17,6	588	17,3	626	22,0
<i>Fragilaria</i> sp.	112	4,0	15	0,5	43	1,4	19	0,6	16	0,5	-	-
Total	2768	100,0	2943	100,0	3180	100,0	3405	100,0	3393	100,0	2852	100,0

Anexo II. Densidade total e densidade relativa dos organismos fitoplanctônicos nas diferentes profundidades analisadas do braço Rio Grande da Represa Billings em maio de 2005.

Táxon	Prof 0,0m		Prof 1,0m		Prof 2,5m		Prof 3,5m		Prof 5,0m		Prof 8,0m	
	ind/ml	%	ind/ml	%	ind/ml	%	ind/ml	%	ind/ml	%	ind/ml	%
<i>Anabaena circinalis</i>	5	0,4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Merismopedia tenuissima</i>	5	0,4	-	-	6	0,3	-	-	18	1,1	229	21,4
<i>Pseudoanabaena</i> sp.	5	0,4	6	0,4	6	0,3	5	0,3	-	-	-	-
<i>Planktolynghya</i> sp.	215	16,1	165	11,3	207	11,5	207	12,5	190	11,2	87	8,2
<i>Actinastrum</i> sp1.	-	-	12	0,8	-	-	-	-	-	-	5	0,5
<i>Actinastrum</i> sp2.	-	-	-	-	-	-	5	0,3	6	0,4	-	-
<i>Ankistrodesmus falcatus</i>	5	0,4	31	2,1	6	0,3	16	1,0	18	1,1	22	2,0
<i>Coelastrum reticulatum</i>	-	-	-	-	-	-	5	0,3	25	1,4	5	0,5
<i>Closteriopsis acicularis</i>	-	-	-	-	-	0,0	-	-	-	-	11	1,0
<i>Crucigenia rectangularis</i>	70	5,2	31	2,1	75	4,2	27	1,6	43	2,5	71	6,6
Clorofícia não identificada	38	2,8	-	-	-	-	-	-	-	-	16	1,5
<i>Golenkinia radiata</i>	11	0,8	24	1,7	12	0,6	16	1,0	25	1,4	-	-
<i>Micractinium pusillum</i>	5	0,4	18	1,3	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Monoraphidium arcuatum</i>	59	4,4	55	3,8	52	2,9	65	3,9	31	1,8	33	3,1
<i>Monoraphidium contortum</i>	43	3,2	86	5,9	92	5,1	82	4,9	61	3,6	27	2,6
<i>Nephroclamys subsolitaria</i>	16	1,2	6	0,4	69	3,8	5	0,3	18	1,1	5	0,5
<i>Pediastrum tetras</i>	-	-	6	0,4	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Scenedesmus acuminatus</i>	-	-	-	-	6	0,3	5	0,3	6	0,4	5	0,5
<i>Scenedesmus arcuatus</i>	11	0,8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Desmodesmus quadricauda</i>	5	0,4	-	-	-	-	-	-	-	-	5	0,5
<i>Desmodesmus quadricauda</i> var. <i>quadrispina</i>	27	2,0	18	1,3	40	2,2	11	0,7	12	0,7	27	2,6
<i>Desmodesmus quadricauda</i> var. <i>bicaudatus</i>	5	0,4	-	-	6	0,3	-	-	-	-	16	1,5
<i>Scenedesmus smithii</i>	-	-	12	0,8	-	-	-	-	12	0,7	5	0,5
<i>Teträedron minimum</i>	32	2,4	18	1,3	23	1,3	22	1,3	31	1,8	22	2,0
<i>Cosmarium subarcuatum</i>	5	0,4	-	-	-	-	-	-	-	-	5	0,5
<i>Mougeotia</i> sp.	205	15,3	257	17,6	276	15,4	311	18,8	221	13,0	33	3,1
<i>Staurodesmus</i> sp1.	70	5,2	61	4,2	58	3,2	54	3,3	25	1,4	22	2,0
<i>Staurodesmus</i> sp2.	-	-	-	-	6	0,3	-	-	-	-	-	-
<i>Staurastrum</i> sp1.	54	4,0	67	4,6	104	5,8	60	3,6	43	2,5	11	1,0
<i>Staurastrum lepdocladum</i>	-	-	6	0,4	6	0,3	27	1,6	-	-	5	0,5
<i>Cryptomonas</i> sp.	135	10,0	165	11,3	305	17,0	207	12,5	368	21,6	98	9,2

Táxon	Prof 0,0m		Prof 1,0m		Prof 2,5m		Prof 3,5m		Prof 5,0m		Prof 8,0m	
	ind/ml	%	ind/ml	%	ind/ml	%	ind/ml	%	ind/ml	%	ind/ml	%
<i>Peridinium</i> sp.	92	6,8	98	6,7	138	7,7	147	8,9	104	6,1	16	1,5
<i>Peridinium umbonatum</i>	11	0,8	18	1,3	29	1,6	-	-	6	0,4	-	-
<i>Euglena variabilis</i>	5	0,4	12	0,8	29	1,6	22	1,3	61	3,6	76	7,1
<i>Phacus longicauda</i>	-	-	6	0,4	-	-	16	1,0	6	0,4	-	-
<i>Phacus tortus</i>	-	-	-	-	-	-	5	0,3	6	0,4	-	-
<i>Phacus triqueter</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	18	1,1	5	0,5
<i>Trachelomonas hispida</i> var. <i>duplex</i>	-	-	-	-	-	-	11	0,7	-	-	-	-
<i>Trachelomonas intermedia</i>	38	2,8	55	3,8	40	2,2	38	2,3	18	1,1	27	2,6
<i>Trachelomonas verrucosa</i>	11	0,8	31	2,1	-	-	27	1,6	18	1,1	5	0,5
<i>Trachelomonas volvocina</i>	32	2,4	49	3,3	81	4,5	114	6,9	110	6,5	49	4,6
<i>Aulacoseira granulata</i>	21	1,6	24	1,6	32	1,8	18	1,1	32	1,9	30	2,8
<i>Aulacoseira pseudogranulata</i>	11	0,8	31	2,1	14	0,8	9	0,5	23	1,3	8	0,7
<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i>	-	-	24	1,7	17	1,0	22	1,3	37	2,2	22	2,0
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	43	3,2	18	1,3	40	2,2	27	1,6	25	1,4	22	2,0
<i>Nitzschia</i> sp.	48	3,6	49	3,3	23	1,3	65	3,9	86	5,0	38	3,6
Total	1341	100	1463	100	1797	100	1656	100	1706	100	1070	100

Anexo III. Densidade total e densidade relativa dos organismos fitoplanctônicos nas diferentes profundidades analisadas do braço Rio Grande da Represa Billings em agosto de 2005.

Táxon	Prof. 0,0m		Prof. 1,0m		Prof. 2,0m		Prof. 4,0m		Prof. 6,0m		Prof. 7,5m	
	ind/ml	%	ind/ml	%	ind/ml	%	ind/ml	%	ind/ml	%	ind/ml	%
<i>Anabaena spiroides</i>	27	1,3	11	0,5	11	0,5	15	0,8	10	0,5	5	0,3
<i>Aphanocapsa</i> sp.	21	1,0	-	-	32	1,5	40	2,2	16	0,8	-	-
<i>Planktolingbya</i> sp.	204	9,8	271	13,0	211	9,8	106	5,6	142	7,4	125	7,5
<i>Synechocystis</i> sp.	16	0,8	6	0,3	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Actinastrum</i> sp1.	-	-	6	0,3	5	0,2	-	-	-	-	-	-
<i>Actinastrum</i> sp2.	16	0,8	-	-	5	0,2	10	0,5	10	0,5	-	-
<i>Ankistrodesmus birbinaris</i>	-	-	11	0,5	-	0,0	-	-	5	0,3	-	-
<i>Ankistrodesmus falcatus</i>	27	1,3	-	-	5	0,2	10	0,5	26	1,4	35	2,1
<i>Coelastrum microporum</i>	-	-	-	-	5	0,2	-	-	-	-	-	-
<i>Coelastrum reticulatum</i>	5	0,3	-	-	16	0,7	-	-	5	0,3	5	0,3
<i>Crucigenia rectangularis</i>	-	-	-	-	5	0,2	10	0,5	-	-	5	0,3
<i>Crucigenia tetrapedia</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	15	0,9
<i>Golenkinia radiata</i>	-	-	28	1,4	-	-	-	-	5	0,3	10	0,6
<i>Micractinium pusillum</i>	-	-	28	1,4	11	0,5	-	-	-	-	10	0,6
<i>Monoraphidium arcuatum</i>	64	3,1	51	2,4	158	7,3	65	3,5	79	4,1	70	4,2
<i>Monoraphidium contortum</i>	43	2,1	56	2,7	95	4,4	96	5,1	84	4,4	60	3,6
<i>Nephroclamys subsolitaria</i>	-	-	11	0,5	16	0,7	-	-	16	0,8	25	1,5
<i>Pediastrum duplex</i> var. <i>duplex</i> f. <i>duplex</i>	-	-	11	0,5	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Scenedesmus acuminatus</i>	-	-	-	-	5	0,2	10	0,5	73	3,8	-	-
<i>Scenedesmus smithii</i>	-	-	11	0,5	-	-	10	0,5	10	0,5	10	0,6
<i>Desmodesmus quadricauda</i>	5	0,3	79	3,8	42	2,0	25	1,3	42	2,2	40	2,4
<i>Desmodesmus quadricauda</i> var. <i>bicaudatus</i>	16	0,8	17	0,8	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Mougeotia</i> sp.	488	23,5	412	19,8	443	20,5	307	16,4	320	16,7	261	15,6
<i>Staurodesmus</i> sp1.	5	0,3	-	-	-	-	5	0,3	-	-	-	-
<i>Staurodesmus</i> sp2.	-	-	11	0,5	-	-	-	-	5	0,3	-	-
<i>Staurastrum</i> sp1.	27	1,3	-	-	32	1,5	50	2,7	37	1,9	25	1,5
<i>Cryptomonas</i> sp.	-	-	-	-	142	6,6	101	5,4	110	5,8	130	7,8
<i>Peridinium</i> sp.	-	-	23	1,1	21	1,0	30	1,6	37	1,9	25	1,5
<i>Peridinium umbonatum</i>	91	4,4	68	3,3	21	1,0	80	4,3	37	1,9	50	3,0
<i>Euglena acus</i>	-	-	-	-	5	0,2	-	-	-	-	-	-
<i>Euglena spirogyra</i>	5	0,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Táxon	Prof. 0,0m		Prof. 1,0m		Prof. 2,0m		Prof. 4,0m		Prof. 6,0m		Prof. 7,5m	
	ind/ml	%	ind/ml	%	ind/ml	%	ind/ml	%	ind/ml	%	ind/ml	%
<i>Euglena variabilis</i>	5	0,3	34	1,6	-	-	15	0,8	42	2,2	45	2,7
<i>Phacus longicauda</i>	-	-	-	-	-	-	5	0,3	-	-	-	-
<i>Phacus tortus</i>	5	0,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Phacus triqueter</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	10	0,5	5	0,3
<i>Trachelomonas</i> sp1.	606	29,1	440	21,2	401	18,5	342	18,3	304	15,9	146	8,7
<i>Trachelomonas hispida</i>	-	-	-	-	-	-	15	0,8	-	-	-	-
<i>Trachelomonas intermedia</i>	-	-	-	-	-	-	5	0,3	21	1,1	50	3,0
<i>Trachelomonas volvocina</i>	64	3,1	-	-	121	5,6	96	5,1	79	4,1	80	4,8
Forma de resistência de Euglenophyceae	11	0,5	107	5,2	11	0,5	15	0,8	16	0,8	40	2,4
<i>Aulacoseira granulata</i>	-	-	-	-	-	-	9	0,5	30	1,6	18	1,1
<i>Aulacoseira pseudogranulata</i>	-	-	-	-	-	-	1	0,1	12	0,6	12	0,7
<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i>	5	0,3	-	-	32	1,5	-	-	21	1,1	25	1,5
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	27	1,3	34	1,6	26	1,2	5	0,3	10	0,5	15	0,9
<i>Nitzschia</i> sp.	279	13,4	169	8,2	274	12,7	362	19,4	289	15,1	311	18,6
<i>Fragilaria</i> sp.	16	0,8	181	8,7	11	0,5	30	1,6	10	0,5	15	0,9
Total	2081	100,0	2077	100,0	2161	100,0	1871	100,0	1916	100,0	1671	100,0

Anexo IV. Densidade total e densidade relativa dos organismos fitoplanctônicos nas diferentes profundidades analisadas do braço Rio Grande da Represa Billings em novembro de 2005.

Táxon	Prof. 0,0m		Prof. 1,0m		Prof. 2,0m		Prof. 4,0m		Prof. 7,5m	
	ind/ml	%	ind/ml	%	ind/ml	%	ind/ml	%	ind/ml	%
<i>Spirulina</i> sp.	3	0,4	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Merismopedia tenuissima</i>	3	0,4	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pseudoanabaena</i> sp.	10	1,4	7	0,9	23	3,0	6	0,7	-	-
<i>Planktolyngbya</i> sp.	91	12,4	65	8,6	63	8,1	64	7,2	75	7,7
<i>Actinastrum</i> sp1.	3	0,4	-	-	3	0,4	-	-	-	-
<i>Actinastrum</i> sp2.	3	0,4	2	0,3	-	-	6	0,7	6	0,6
<i>Ankistrodesmus falcatius</i>	5	0,7	-	-	-	-	6	0,7	6	0,6
<i>Coelastrum reticulatum</i>	-	-	7	0,9	9	1,1	3	0,3	9	0,9
<i>Crucigenia crucifera</i>	8	1,1	2	0,3	-	-	3	0,3	-	-
<i>Crucigenia tetrapedia</i>	-	-	2	0,3	9	1,1	-	-	-	-
Clorofícia não identificada	3	0,4	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	-	-	-	-	3	0,4	-	-	-	-
<i>Golenkinia radiata</i>	18	2,5	44	5,8	60	7,8	38	4,2	66	6,8
<i>Kirchneriella lunaris</i>	3	0,4	5	0,6	-	-	-	-	-	-
<i>Micractinium pusillum</i>	16	2,1	12	1,5	31	4,1	12	1,3	12	1,2
<i>Monoraphidium arcuatum</i>	13	1,8	23	3,1	11	1,5	41	4,6	51	5,2
<i>Monoraphidium contortum</i>	26	3,5	35	4,6	20	2,6	29	3,3	42	4,3
<i>Nephroclamyx subsolitaria</i>	-	-	-	-	11	1,5	9	1,0	6	0,6
<i>Pediastrum duplex</i> var. <i>duplex</i> f. <i>duplex</i>	-	-	-	-	-	-	3	0,3	-	-
<i>Scenedesmus acuminatus</i>	5	0,7	-	-	3	0,4	-	-	-	-
<i>Desmodesmus quadricauda</i>	5	0,7	2	0,3	17	2,2	6	0,7	-	-
<i>Desmodesmus quadricauda</i> var. <i>quadrispina</i>	10	1,4	7	0,9	3	0,4	15	1,6	18	1,9
<i>Desmodesmus quadricauda</i> var. <i>bicaudatus</i>	3	0,4	5	0,6	-	-	6	0,7	-	-
<i>Scenedesmus smithii</i>	5	0,7	2	0,3	-	-	3	0,3	9	0,9
<i>Teträedron minimum</i>	5	0,7	2	0,3	3	0,4	12	1,3	-	-
<i>Cosmarium subarcuatum</i>	-	-	2	0,3	-	-	6	0,7	-	-
<i>Mougeotia</i> sp.	168	23,0	208	27,4	146	18,8	139	15,7	186	19,1
<i>Staurodesmus</i> sp1.	49	6,7	33	4,3	17	2,2	41	4,6	39	4,0
<i>Staurastrum</i> sp1.	13	1,8	9	1,2	6	0,7	20	2,3	21	2,2
<i>Staurastrum</i> sp2.	-	-	7	0,9	-	-	-	-	-	-
<i>Cryptomonas</i> sp.	16	2,1	42	5,5	34	4,4	52	5,9	39	4,0

Táxon	Prof. 0,0m		Prof. 1,0m		Prof. 2,0m		Prof. 4,0m		Prof. 7,5m	
	ind/ml	%	ind/ml	%	ind/ml	%	ind/ml	%	ind/ml	%
<i>Peridinium</i> sp.	5	0,7	5	0,6	-	-	9	1,0	6	0,6
<i>Peridinium umbonatum</i>	8	1,1	2	0,3	6	0,7	3	0,3	9	0,9
<i>Euglena acus</i>	-	-	2	0,3	-	-	-	-	-	-
<i>Euglena variabilis</i>	-	-	5	0,6	3	0,4	-	-	3	0,3
<i>Phacus triqueter</i>	3	0,4	2	0,3	-	-	-	-	-	-
<i>Trachelomonas intermedia</i>	49	6,7	30	4,0	49	6,3	35	3,9	45	4,6
<i>Trachelomonas verrucosa</i>	-	-	9	1,2	6	0,7	3	0,3	-	-
<i>Trachelomonas volvocina</i>	23	3,2	21	2,8	40	5,2	26	2,9	36	3,7
Forma de resistência de Euglenophyceae	39	5,3	30	4,0	26	3,3	46	5,2	42	4,3
<i>Aulacoseira granulata</i>	4	0,5	5	0,7	11	1,4	11	1,2	15	1,5
<i>Aulacoseira pseudogranulata</i>	1	0,1	2	0,3	6	0,8	4	0,5	6	0,6
<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i>	18	2,5	14	1,8	26	3,3	20	2,3	27	2,8
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	21	2,8	30	4,0	49	6,3	35	3,9	60	6,2
<i>Nitzschia</i> sp.	80	11,0	72	9,5	83	10,7	174	19,6	138	14,2
<i>Nitzschia fruticosa</i>	-	-	2	0,3	-	-	3	0,3	-	-
<i>Fragilaria</i> sp.	-	-	-	-	-	-	3	0,3	-	-
Total	733	100,0	758	100,0	773	100,0	888	100,0	971	100,0

Capítulo II A Comunidade Fitoplanctônica e as Variáveis Limnológicas no Braço Taquacetuba (Represa Billings - São Paulo, SP)

Resumo

A comunidade fitoplanctônica e as variáveis limnológicas no braço Taquacetuba (Represa Billings - São Paulo, SP) – O objetivo deste trabalho foi conhecer a estrutura da comunidade fitoplanctônica no braço Taquacetuba (Represa Billings), próximo ao ponto de captação de água e relacionar sua estrutura vertical e sazonal com as variáveis limnológicas da água. Foram realizadas coletas em fevereiro, maio, agosto e novembro de 2005, nas quais foram coletadas amostras de água em 6 profundidades. As variáveis analisadas foram transparência da água, temperatura, condutividade elétrica, pH, oxigênio dissolvido, material em suspensão, sólidos totais, clorofilas a, b e c, feofitina e nutrientes totais e dissolvidos. O corpo d'água foi classificado segundo o grau de trofia. O fitoplâncton foi analisado quali e quantitativamente. Os dados foram analisados estatisticamente por métodos univariados e multivariados. Foram identificados 66 táxons distribuídos em 7 classes. A comunidade fitoplanctônica apresentou baixa diversidade e uniformidade. Observou-se dominância de cianobactérias R-estrategistas, principalmente das associações S_1 e S_n . Aparentemente, a dinâmica do fitoplâncton é controlada por exclusão competitiva e distúrbios, pois a dominância das cianobactérias inibiu o crescimento de outras classes, porém, sem excluí-las, permitindo a coexistência de várias espécies. A classificação como eu/supereutrófico, a dominância de cianobactérias potencialmente tóxicas e a não conformidade de vários parâmetros com a legislação estadual e federal pode comprometer os usos múltiplos propostos para o reservatório e contribuir para a degradação da qualidade da água da Represa Guarapiranga, que recebe água proveniente do braço Taquacetuba.

Palavras-chaves: fitoplâncton, variabilidade sazonal e vertical, grupos funcionais, transposição Billings-Guarapiranga.

Abstract

Phytoplankton community and limnological variables in Taquacetuba branch (Billings Reservoir - São Paulo, SP) – The aim of this work was to understand the structure of the phytoplankton community in Taquacetuba branch (Billings Reservoir), near to the water intake spot, and the relation between its vertical and seasonal structure and the limnological variables of the water. Water samples were collected in six depths on February, May, August and November 2005. The variables analyzed were water transparency, temperature, electric conductivity, pH, dissolved oxygen, suspended material, total solids, chlorophylls a, b and c, pheophytin and total and dissolved nutrients. The water body was classified by its trophic state. Phytoplankton was analyzed quali and quantitatively. Data were analyzed by univariate and multivariate statistical methods. 66 phytoplankton taxa were found, distributed among 7 classes. Low diversity and uniformity were observed. Cyanobacteria R-strategist dominated, especially S_1 e S_n assemblages. Apparently, phytoplankton dynamics is controlled by competitive exclusion and disturbs, because cyanobacteria dominance inhibit the growth of other classes, without exclude them, allowing coexistence of several species. The water classification as eu/supereutrophic, dominance of potentially toxic cyanobacteria, several parameters in disaccordance with state and federal legislation may compromise the multiple uses proposed for this reservoir and contribute to degradation of the water quality of Guarapiranga Reservoir, which receives water from Taquacetuba branch.

Key-words: phytoplankton, seasonal and vertical variability, phytoplankton assemblages, Billings-Guarapiranga water transference.

1 Introdução

O armazenamento de água é um dos mais antigos, importantes e eficientes modos de intervenção humana nos sistemas naturais (TUNDISI, 1996). Os reservatórios promovem benefícios econômicos ao fornecer energia hidroelétrica, água para irrigação e consumo, além de muitos outros usos.

Antigamente foram extensivamente construídos grandes aquedutos, cujo volume total de água transferido para outras bacias não era muito elevado. No entanto, atualmente, muitos sistemas têm grande capacidade de transferência, podendo afetar a qualidade das águas da bacia hidrografia na qual se inserem e também na bacia para a qual suas águas estão sendo transferidas (STRASKRABA & TUNDISI, 2000). Ou seja, os reservatórios inserem-se numa bacia hidrográfica e com ela interagem, detendo os impactos provenientes de atividades antrópicas desenvolvidas ao longo da bacia (TUNDISI, 1996).

A eutrofização é um destes impactos que vem sendo acelerada pelo crescimento populacional, urbanização e industrialização crescentes e uso de fertilizantes agrícolas (POMPÊO *et al.*, 2005). Porém, a eutrofização não é apenas o enriquecimento do corpo d'água por nitrogênio e fósforo, provoca profundas alterações em todo o sistema, afetando as comunidades biológicas e os ciclos biogeoquímicos (MOSS, 1998).

Atualmente, as altas densidades de fitoplâncton, particularmente de cianobactérias, são o principal problema em relação à eutrofização. Segundo Wetzel (2001), as cianobactérias estão entre os grupos de organismos planctônicos mais estudados. No Brasil, as pesquisas com cianobactérias têm aumentado devido às constantes florações encontradas em águas de abastecimento público (DI BERNARDO *et al.*, 2002).

As florações configuram uma situação de risco à saúde pública pela produção de compostos altamente tóxicos, que apesar de estarem presentes em pequenas concentrações em cada célula, têm seu efeito potencializado devido à grande concentração de organismos. Os efeitos aos organismos que entram em contato com as toxinas podem ser neurológicos, hepatotóxicos, citotóxicos ou dermatotóxicos conforme a estrutura da toxina (CARVALHO, 2006). Além disso, entopem filtros, alteram o sabor da água e causam odor desagradável (MINILLO *et al.*, 2000).

Considerando os problemas que os reservatórios urbanos vêm enfrentando com a eutrofização e com as freqüentes florações de cianobactérias, possibilitado pela diversidade do potencial genético, plasticidade ecológica e fisiológica e potencial tóxico desses organismos (CALIJURI *et al.*, 2006), este corpos d'água necessitam monitoramento constante

a fim de minimizar a degradação da qualidade das suas águas, bem como evitar problemas de saúde pública e diminuir os custos no tratamento das águas de abastecimento.

2 Objetivos

Este trabalho propõe discutir aspectos relativos à qualidade da água do braço Taquacetuba da Represa Billings, próximo ao ponto de captação de água pela Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP) para transposição para a Represa Guarapiranga, sob o enfoque físico, químico e biológico, relacionando a composição e diversidade das algas fitoplanctônicas, tanto espacialmente (verticalmente), quanto sazonalmente (quatro épocas do ano) com as variáveis limnológicas.

Para isso, os objetivos desta pesquisa foram:

1. Conhecer as características físicas, químicas e biológicas da água, num ciclo sazonal (4 vezes ao ano) próximo ao ponto de captação de água do braço Taquacetuba;
2. Conhecer a estrutura da comunidade fitoplanctônica próximo ao ponto de captação de água do braço Taquacetuba ao longo de um ciclo sazonal (4 vezes ano ano), considerando as variações verticais desta comunidade.

3 Material e Métodos

3.1 Ponto amostrado

Foram realizadas quatro coletas a campo nos meses de fevereiro, maio, agosto e novembro de 2005 no braço Taquacetuba. O ponto de coleta foi georreferenciado com sistemas de coordenadas UTM, Datum SAD69 e meridiano central W45°00, dados obtidos por GPS (marca Garmin, modelo GPS 72) de modo não diferencial. A coordenada geográfica é 332686/7363309.

Informações referentes às coletas podem ser observadas na Tabela 14.

Tabela 14. Informações referentes a data, hora, temperatura do ar, clima e profundidades coletadas no braço Taquacetuba da Represa Billings.

Data	Horário	Temp. ar (°C)	Clima	Prof. coletadas (m)
23/02/2005	9h 23min	28,9	Nublado	0,0; 0,5; 1,0; 2,0; 3,5 e 6,0
19/05/2005	9h 34min	28,0	Ensolarado	0,0; 0,5; 1,5; 3,0; 5,0 e 8,0
25/08/2005	9h 30min	15,9	Nublado com chuvisco e vento	0,0; 0,5; 1,5; 2,5; 4,0 e 6,0
23/11/2005	9h 24min	27,7	Ensolarado	0,0; 1,0; 2,0; 3,0; 6,0 e 7,5

As metodologias de campo e das análises realizadas estão descritas no item Metodologia Geral da Introdução Geral (pág. 15).

4 Resultados

4.1 Profundidade máxima, profundidade de desaparecimento do disco de Secchi e profundidade da zona fótica

A profundidade máxima variou consideravelmente durante os períodos de estudo no braço Taquacetuba, com maior profundidade máxima em fevereiro (10,0 m), quando a precipitação mensal foi a mais elevada do ano. Observou-se ainda pouca redução no nível da água em maio (9,0 m), provavelmente devido à ocorrência de um episódio anormal de chuvas em maio. Em seguida, houve redução considerável do nível d'água em agosto (7,5 m), provavelmente devido à pluviosidade muito abaixo da média histórica. Baixo nível d'água também foi observado em novembro (8,0 m), época caracterizada como chuvosa; neste período a média mensal foi abaixo da média histórica (Figura 16).

As profundidades de desaparecimento do disco de Secchi (DS) foram semelhantes nos quatro períodos (Figura 16). Em fevereiro, o DS foi 0,7 m; em maio, 0,93 m; em agosto, 0,87 m e em novembro, 0,62 m. Já a profundidade da zona fótica foi de 1,9 m em fevereiro; 2,5 m em maio; 2,3 m em agosto e 1,7 m em novembro (Figura 16).

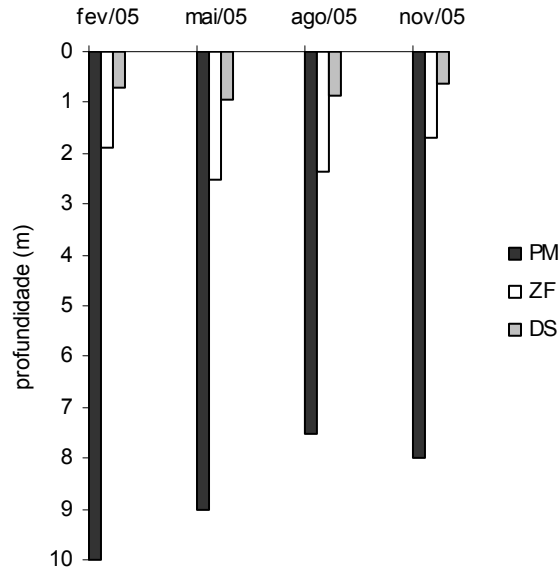


Figura 16. Profundidade máxima (PM), profundidade da zona fótica (ZF) e profundidade de desaparecimento do disco de Secchi (DS) no braço Taquacetuba da Represa Billings nos meses de fevereiro, maio, agosto e novembro de 2005.

4.2 Temperatura, densidade e resistência térmica relativa

A temperatura da água apresentou amplitude de variação de 19,6 (agosto) a 26,0 °C (fevereiro) (Figura 17). Em fevereiro e novembro foi observado um gradiente decrescente em direção ao fundo, com amplitude de variação de 23,7 (9,0 e 9,5 m) a 26,6 °C (0,0 m) e 20,9 (7,5 e 8,0 m) a 23,6 °C (0,0 a 0,5 m), respectivamente. Em maio, a temperatura declinou muito pouco em direção ao fundo da coluna água, variando de 21,7 (9,0 m) a 26,6 °C (9,5 m). Em agosto, a temperatura da água permaneceu praticamente constante ao longo da coluna d'água, com amplitude de variação de 19,6 (0,0 m) a 19,8 °C (0,4 a 7,0 m).

A densidade da água variou de 0,9977226 (fevereiro) a 0,9982733 g/cm³ (agosto), apresentando perfil vertical crescente em fevereiro, maio e novembro (Figura 18). Já a resistência térmica relativa (RTR) variou de 0,0 (todos os períodos) a 64,2 (fevereiro). Em fevereiro e novembro, foram observados os valores mais elevados de RTR, 65 e 45, respectivamente, no meio da coluna d'água (Figura 18a e Figura 18d). Em maio, a RTR máxima foi na superfície, mantendo valores baixos (RTR máximo = 8,9) (Figura 18b). Em agosto, a RTR foi zero, exceto no fundo da coluna d'água (7,5 m), onde a RTR atingiu 2,5 (Figura 18c).

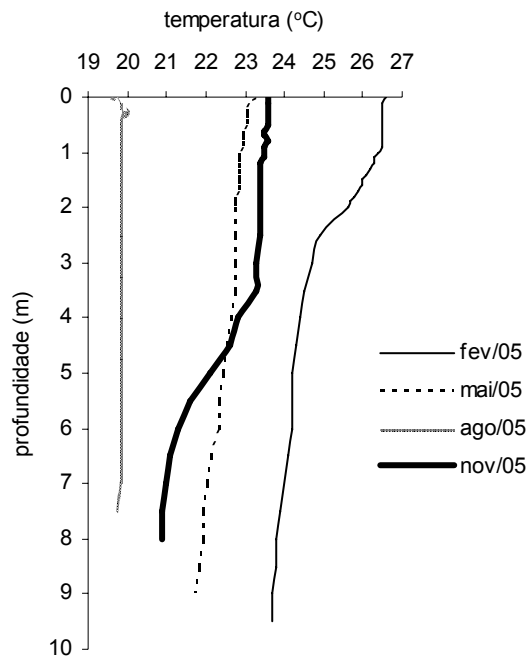


Figura 17. Perfil vertical da temperatura da água no braço Taquacetuba da Represa Billings nos meses de a) fevereiro, b) maio, c) agosto e d) novembro de 2005.

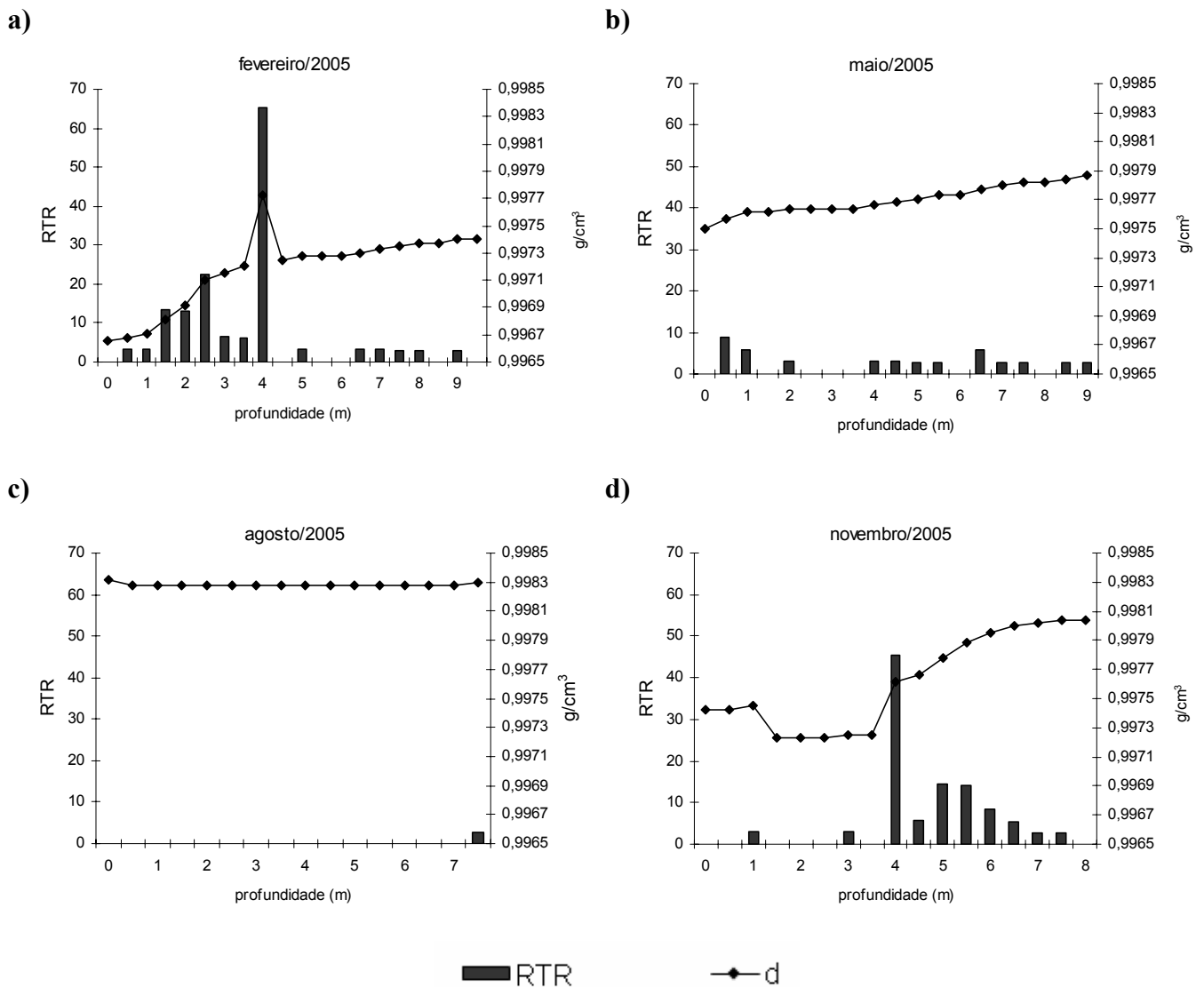


Figura 18. Densidade (d) e resistência térmica relativa (RTR) da água nas diferentes profundidades do braço Taquacetuba da Represa Billings em a) fevereiro, b) maio, c) agosto e d) novembro de 2005.

4.3 pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido e sólidos totais

Em todos os períodos, as medidas de pH apresentaram perfil decrescente em direção ao fundo (Figura 19a). Em agosto os valores de pH foram os mais elevados variando de 9,7 (7,5 m) a 10,5 (0,5 m). Já em fevereiro, os valores de pH foram os mais baixos, variando de 7,6 (9,5 m) a 9,3 (0,5 m). Em maio e novembro, os valores de pH variaram de 7,9 (9,0m) a 9,2 (1,0 m) e 7,9 (8,0 m) a 9,5 (0,0 m), respectivamente.

A amplitude de variação da condutividade elétrica (CE) foi de 177,2 (8,5 m; fevereiro) a 222,8 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (8,0 m; novembro) (Figura 19b). Os perfis verticais de CE demonstram homogeneidade ao longo da coluna d'água, exceto em novembro, quando se observou um

aumento abrupto no fundo da coluna d'água. Valores mais elevados foram observados em maio, seguido por agosto, novembro e fevereiro.

Em todos os períodos, exceto em agosto, o perfil de oxigênio dissolvido (OD) apresentou padrão decrescente em direção ao fundo da coluna d'água (Figura 19c). Em agosto, as concentrações de oxigênio dissolvido permaneceram praticamente constantes ao longo da coluna d'água, apresentando amplitude de variação baixíssima de 8,6 (6,0 m) a 9,0 mg/L (1,5 m). Em maio, a amplitude de variação foi a mais elevada, de 2,8 (8,0 m) a 11,5 mg/L (0,5 m), seguido por novembro, que variou de 4,0 (7,5 m) a 11,7 mg/L (1,0 m). Fevereiro apresentou amplitude de variação menos acentuada, de 4,6 (6,0 m) a 9,9 mg/L (0,5 m).

Em fevereiro e maio, não foi observado nenhum padrão vertical nas concentrações de sólidos totais (ST) ao longo da coluna d'água, variando de 99,0 (6,0 m) a 122,0 mg/L (3,5 e 6,0 m) e 105,0 (5,0 m) e 129,0 mg/L (3,0 m), respectivamente (Figura 19d). Agosto apresentou um padrão crescente em direção ao fundo, mais acentuadamente nos primeiros metros da coluna d'água, apresentando amplitude de variação de 101,0 (0,0 m) a 116,5 mg/L (6,0 m). Já em novembro, foi observado um padrão decrescente em direção ao fundo, com amplitudes de variação de 115,0 (7,5 m) a 129,0 mg/L (1,0 m).

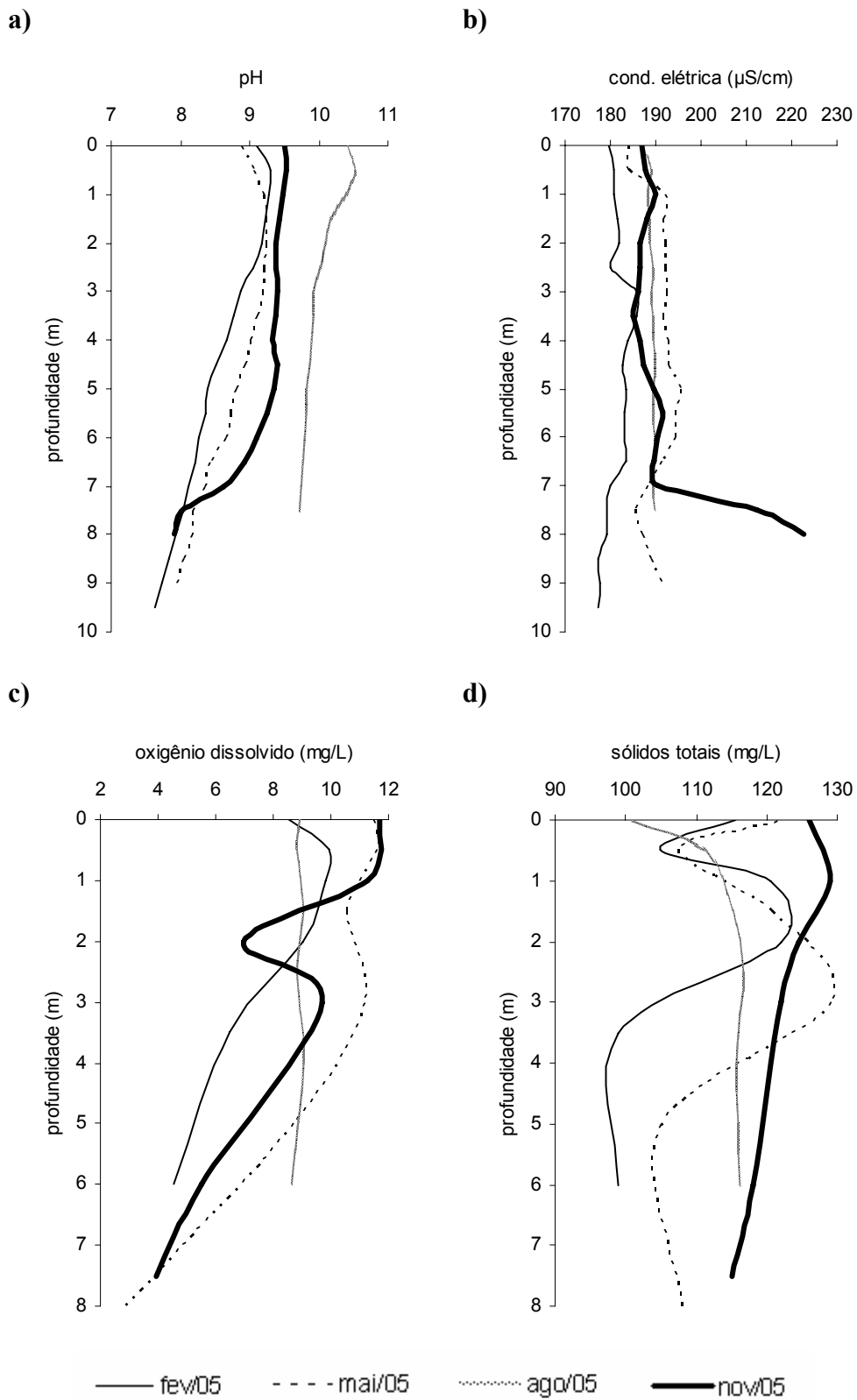


Figura 19. Perfil vertical de a) pH; b) condutividade elétrica; c) oxigênio dissolvido e d) sólidos totais da água no braço Taquacetuna da Represa Billings nos meses de fevereiro, maio, agosto e novembro de 2005.

4.4 Material em suspensão

Na Tabela 15 estão apresentados os valores absolutos de material em suspensão total (MST) nas diferentes profundidades em cada período.

Em fevereiro, o MST variou de 4,5 (8,0 m) a 11,0 mg/L (0,5 e 1,5 m) e apresentou teor de material em suspensão orgânico (MSO) entre 93,3 e 100 % (Figura 20a). Em maio, o MST variou de 5,6 (6,0 m) a 10,4 mg/L (1,0 m) e teor de MSO de 66,7 a 96,4 % (Figura 20b). Em agosto, MST variou de 8,9 (6,0 m) a 9,8 mg/L (0,5 m) e teor de MSO de 93,6 e 98,6 % (Figura 20c). Em novembro, MST variou de 6,3 (7,5 m) a 17,4 mg/L (1,0 m) e teor de MSO de 86,3 e 96,7 % (Figura 20d).

Tabela 15. Concentrações de material em suspensão total (MST) nas diferentes profundidades do braço Taquacetuba da Represa Billings nos meses de fevereiro, maio, agosto e novembro de 2005.

Período	Prof. (m)	MST (mg/l)	Período	Prof. (m)	MST (mg/l)
fev/05	0,0	10,1	ago/05	0,0	8,8
	0,5	10,0		0,5	9,8
	1,0	10,4		1,5	9,5
	2,0	9,6		2,5	9,0
	3,5	7,1		4,0	9,1
	6,0	5,6		6,0	8,9
mai/05	0,0	10,4	nov/05	0,0	15,7
	0,5	11		1,0	17,4
	1,5	11		2,0	15,1
	3,0	10		3,0	13,1
	5,0	6		6,0	7,3
	8,0	4,5		7,5	6,3

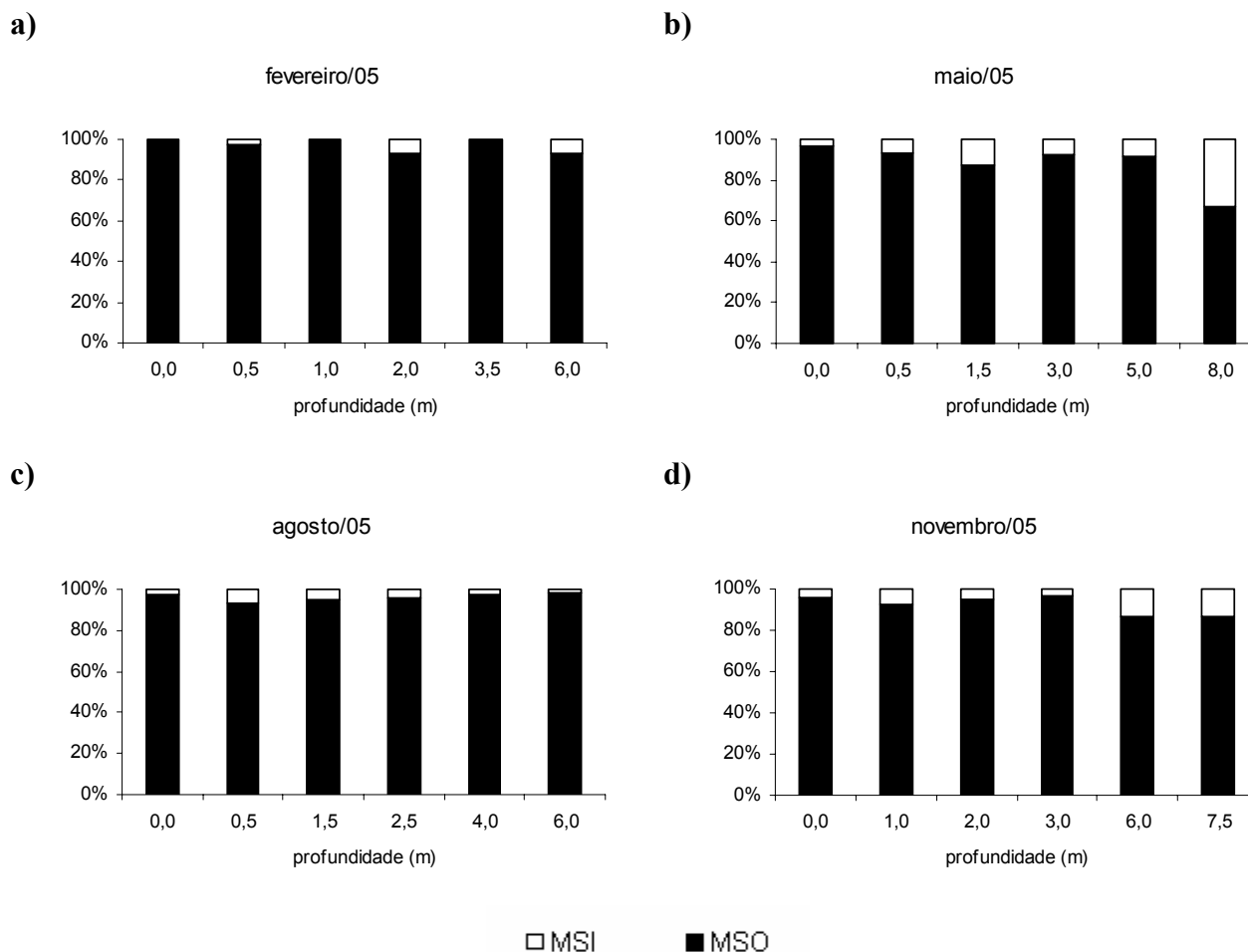


Figura 20. Concentrações relativas entre material em suspensão orgânico (MSO) e inorgânico (MSI) na água do braço Taquacetuba da Represa Billings nos meses de a-) fevereiro, b-) maio, c-) agosto e d-) novembro de 2005.

4.5 Nutrientes dissolvidos e totais

Na Tabela 16 estão apresentados os valores absolutos encontrados na análise de nutrientes dissolvidos e totais em cada profundidade de cada período.

As análises dos nutrientes dissolvidos indicaram concentrações abaixo do limite de detecção do método empregado para o fosfato inorgânico ($< 10 \mu\text{g/L}$) em todas as profundidades de todos os períodos.

As concentrações de silicato encontraram-se abaixo do limite de detecção em todos os períodos, exceto em fevereiro, quando foi observado certa homogeneidade ao longo da coluna d'água com amplitude de variação de 1,2 (0,0; 0,5; 1,0 e 6,0 m) a 1,4 mg/L (3,5 m).

Os valores de nitrato foram mais elevados em fevereiro cuja variação foi de 75,0 (0,0 m) a 302,0 $\mu\text{g/L}$ (6,0 m); seguido por novembro, com variação de 197,9 (7,5 m) a 207,7 $\mu\text{g/L}$ (3,0 m); maio, variação de 99,9 (0,5 m) a 156,9 $\mu\text{g/L}$ (5,0 m) e agosto, variação de 21,0 (0,5 e 6,0 m) a 29,5 $\mu\text{g/L}$ (4,0 m).

As concentrações de nitrito apresentaram padrão sazonal semelhante ao do nitrato. Maiores valores foram observados em fevereiro, com variação de 17,3 (0,5 e 1,0 m) a 38,6 µg/L (3,5 m); seguido por novembro, variação de 15,7 (1,0 m) a 31,2 µg/L (7,5 m); agosto, variação de 7,7 (6,0 m) a 8,0 µg/L (1,5 m) e maio, variação de 3,2 (8,0 m) a 8,9 µg/L (5,0 m).

Quanto às concentrações de amônio, este nutriente foi detectado em fevereiro apenas a 6,0 m (59,2 µg/L); em maio a 0,0 m (8,4 µg/L), 3,0 m (16,5 µg/L), 5,0 m (217,6 µg/L) e 8,0 m (75,4 µg/L) e em novembro a 6,0 e 7,5 m (109,0 e 219,2 µg/L, respectivamente).

As concentrações de fósforo total (PT) apresentam amplitude de variação de 15,4 (8,0 m; maio) a 56,7 µg/L (1,0 m; novembro). De maneira geral, observou-se perfil decrescente em direção ao fundo para este nutriente, com concentrações mais elevadas em novembro, cuja variação foi de 27,1 (7,5 m) a 56,7 µg/L (1,0 m); seguida por agosto, variação de 29,4 (0,0 m) a 35,2 32,8 µg/L (0,5 m); maio, variação de 15,4 (8,0 m) a 24,8 µg/L (1,5 m) e fevereiro, variação de 16,3 (6,0 m) a 19,1 µg/L (1,0 m).

As concentrações de nitrogênio total (NT) variaram de 928,2 (0,0 m; fevereiro) a 5762,8 µg/L (1,0 m; novembro). Novembro apresentou a maior concentração média para este nutriente, com variação de 3578,9 (3,0 m) a 5762,8 µg/L (1,0 m); seguido por agosto, variação de 2440,2 (6,0 m) a 3650,1 µg/L (0,5 m); maio, variação de 1924,9 (1,5 m) a 2419,0 µg/L (0,5 m) e fevereiro, variação de 928,2 (0,0 m) a 2692,5 µg/L (1,0 m).

Tabela 16. Concentrações de nutrientes dissolvidos [nitrato (N-NO₃⁻), nitrito (N-NO₂⁻), amônio (N-NH₄⁺) e silicato (SiO₂)] e totais [nitrogênio total (NT) e fósforo total (PT)] nas diferentes profundidades no braço Taquacetuba da Represa Billings nos meses de fevereiro, maio, agosto e novembro de 2005.

Data	Prof. (m)	N-NO ₃ ⁻ (µg/L)	N-NO ₂ ⁻ (µg/L)	N-NH ₄ ⁺ (µg/L)	SiO ₂ (mg/L)	NT (µg/L)	PT (µg/L)
fev/05	0,0	75,0	17,4	< 4,2	1,2	928,2	18,8
	0,5	136,1	17,3	< 4,2	1,2	1621,9	18,4
	1,0	130,3	17,3	< 4,2	1,2	2692,5	19,1
	2,0	162,3	24,7	< 4,2	1,3	2534,1	19,0
	3,5	256,9	38,6	< 4,2	1,4	2378,9	17,2
	6,0	302,0	30,9	59,2	1,2	2461,3	16,3
mai/05	0,0	111,7	6,5	8,4	< 1,0	2326,1	22,9
	0,5	99,9	6,8	< 4,2	< 1,0	2419,0	24,2
	1,5	135,2	7,1	< 4,2	< 1,0	1924,9	24,8
	3,0	131,3	7,1	16,5	< 1,0	1967,2	23,9
	5,0	156,8	8,9	217,6	< 1,0	2243,8	17,3
	8,0	125,4	3,2	75,4	< 1,0	1971,4	15,4
ago/05	0,0	26,4	7,8	< 4,2	< 1,0	3191,9	29,4
	0,5	21,0	7,8	< 4,2	< 1,0	3650,1	35,2
	1,5	20,6	8,0	< 4,2	< 1,0	2552,1	32,2
	2,5	14,1	7,7	< 4,2	< 1,0	3407,3	34,1
	4,0	29,5	7,8	< 4,2	< 1,0	2807,6	34,5
	6,0	21,0	7,7	< 4,2	< 1,0	2440,2	31,6
	0,0	162,6	15,8	< 4,2	< 1,0	5447,1	50,7
	1,0	121,5	15,7	< 4,2	< 1,0	5762,8	56,7

Data	Prof. (m)	N-NO ₃ ⁻ (µg/L)	N-NO ₂ ⁻ (µg/L)	N-NH ₄ ⁺ (µg/L)	SiO ₂ (mg/L)	NT (µg/L)	PT (µg/L)
nov/05	2,0	90,1	16,6	< 4,2	< 1,0	4260,4	53,6
	3,0	107,7	17,8	< 4,2	< 1,0	3578,3	50,1
	6,0	111,7	23,4	109,0	< 1,0	3707,1	32,9
	7,5	197,9	31,2	219,2	< 1,0	4238,2	27,1

4.6 Clorofilas *a*, *b* e *c* e feofitina

Observou-se perfil vertical homogêneo das concentrações de clorofilas *a*, *b* e *c* e feofitina, exceto em novembro (Figura 21).

Em todos os períodos, as concentrações de clorofila-*a* (cl-*a*) foram mais elevadas, seguido pelas concentrações de clorofila-*b* (cl-*b*), feofitina e clorofila-*c* (cl-*c*). A cl-*a* apresentou amplitude de 34,9 (6,0 m) a 56,5 µg/L (0,0 m); 23,9 (8,0 m) a 58,1 (0,5 m) µg/L; 40,1 (1,5 m) a 43,8 µg/L (2,5 m) e 27,3 (7,5 m) a 72,9 µg/L (4,0 m) em fevereiro, maio, agosto e novembro, respectivamente.

A cl-*b* apresentou amplitude de 29,2 (6,0 m) a 46,9 µg/L (0,0 m); 20,3 (8,0 m) a 42,9 (0,5 m) µg/L; 32,3 (1,5 m) a 36,1 µg/L (6,0 m) e 22,3 (7,5 m) a 55,5 µg/L (4,0 m) em fevereiro, maio, agosto e novembro, respectivamente.

A cl-*c* apresentou amplitude de 1,7 (6,0 m) a 4,8 µg/L (0,0 m); 3,7 (5,0 m) a 8,5 µg/L (0,0 m); 2,4 (0,0 m) a 6,3 µg/L (2,5 m) e 0,9 (7,5 m) a 6,5 µg/L (2,0 m) em fevereiro, maio, agosto e novembro, respectivamente.

A feofitina apresentou amplitude de 15,4 (6,0 m) a 24,9 µg/L (0,0 m); 16,8 (8,0 m) a 28,8 µg/L (0,0 m); 17,3 (1,5 m) a 22,6 µg/L (6,0 m) e 19,2 (7,5 m) a 55,2 µg/L (4,0 m) em fevereiro, maio, agosto e novembro, respectivamente.

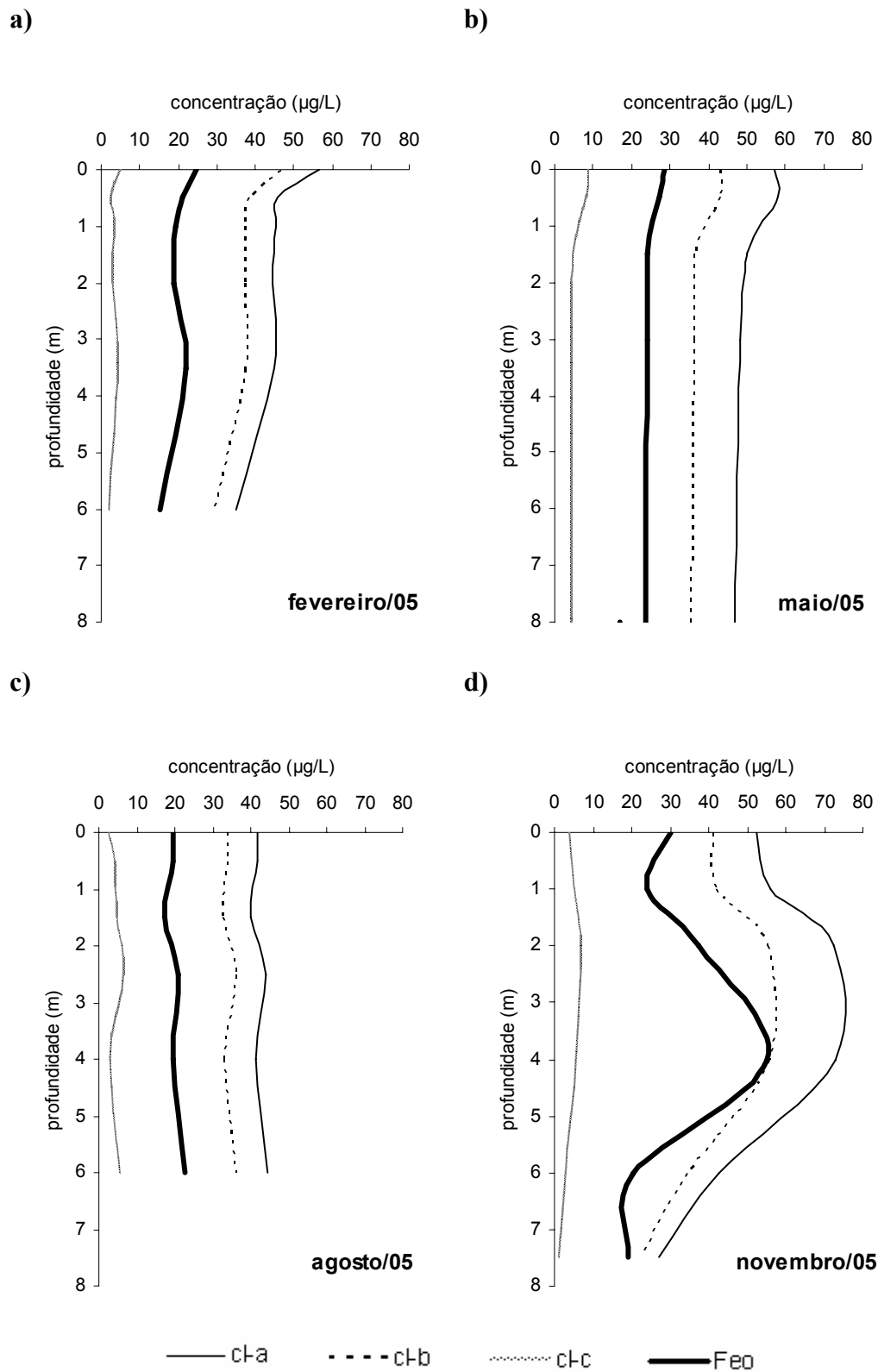


Figura 21. Perfis verticais das concentrações de clorofila-*a*, *b* e *c* e feofitina na água do braço Taquacetuba da Represa Billings nos meses de a-) fevereiro, b-) maio, c-) agosto e d-) novembro de 2005.

4.7 Comunidade fitoplânctonica

4.7.1 Composição e contribuição das classes

No total, foram identificados 66 táxons de organismos fitoplanctônicos, sendo 15 Cyanophyceae, 26 Chlorophyceae, 8 Zygnemaphyceae, 1 Cryptophyceae, 2 Dinophyceae, 9 Euglenophyceae e 5 Bacillariophyceae Tabela 17. Foram selecionadas 22 espécies descritoras da comunidade fitoplanctônica indicadas com (*) na Tabela 17.

A densidade total dos organismos fitoplanctônicos variou de 1518 (1,5 m; agosto) a 13025 ind/mL (0,0 m; novembro) (Figura 22a). Quanto à distribuição sazonal, no período quente-chuvoso (fevereiro e novembro) observou-se maior densidade de organismos fitoplanctônicos, porém nenhum padrão de distribuição vertical para densidade fitoplanctônica foi observado. As densidades relativas das classes fitoplanctônicas nas diferentes profundidades de cada período analisado encontram-se na Figura 22b.

Cylindrospermopsis raciborskii foi dominante em fevereiro e maio e abundante em agosto e novembro em todas as profundidades, com densidade entre 273 (1,5 m; agosto) e 7916 ind/mL (3,0 m; maio). *C. raciborskii* contribuiu com 55,5 (5,5 m) a 72,9 % (0,5 m) da densidade total de indivíduos em fevereiro e com 68,9 (3,0 m) a 76,6 % (0,0 m) em maio. *Planktothrix agardhii* foi abundante em todos os períodos e em todas as profundidades, exceto a 0,0 m em maio e a 1,0 m em novembro, com densidade entre 158 (1,0 m; novembro) e 6422 ind/mL (0,0 m; novembro).

Mougeotia sp. foi abundante em todos os períodos a todas as profundidades, exceto em novembro, com densidade entre 59 (1,5 m; agosto) e 796 ind/mL (3,5 m; fevereiro).

Em fevereiro, a riqueza total foi de 49 espécies (13 Cyanophyceae, 20 Chlorophyceae, 3 Zygnemaphyceae, 1 Cryptophyceae, 2 Dinophyceae, 5 Euglenophyceae e 5 Bacillariophyceae). Cyanophyceae foi dominante com densidade relativa entre 76,5 (3,5 m) e 84,8 % (0,0 m). Chlorophyceae, Zygnemaphyceae, Cryptophyceae e Bacillariophyceae contribuíram quase que igualmente, entre 1,8 e 7,6 %. Dinophyceae e Euglenophyceae contribuíram muito pouco para densidade total, entre 0 e 2,1 %. A criptofíceia *Cryptomonas* sp. foi abundante em fevereiro no meio da coluna d'água, com densidade variando entre 378 (3,5 m) a 659 ind/mL (2,0 m).

Em maio, a riqueza total foi de 52 espécies (13 Cyanophyceae, 19 Chlorophyceae, 8 Zygnemaphyceae, 1 Cryptophyceae, 2 Dinophyceae, 4 Euglenophyceae e 5 Bacillariophyceae). Cyanophyceae foi dominante com densidade relativa entre 80,9 (5,0 m) e 84,5% (0,0 m). Chlorophyceae, Zygnemaphyceae, e Bacillariophyceae contribuíram quase

que igualmente, entre 3,2 e 7,7 %. As demais classes contribuíram muito pouco para densidade total, entre 0 e 1,4 %. A cloroficea *Monoraphidium contortum* foi dominante na superfície em maio (461 e 506 ind/mL a 0,0 e 0,5 m, respectivamente).

Em agosto, a riqueza total foi de 54 espécies (14 Cyanophyceae, 21 Chlorophyceae, 6 Zygnemaphyceae, 1 Dinophyceae, 7 Euglenophyceae e 5 Bacillariophyceae). Cyanophyceae foi dominante com densidade relativa entre 68,7 (4,0 m) e 76,0 % (1,5 m). *Planktolyngbya* sp. foi abundante quase todas as profundidades, com densidade variando de 73 (1,5 m) a 450 ind/mL (0,0 m). *Synechocystis* sp. foi dominante entre 0,0 e 2,5 m de profundidade, variando entre 240 (1,5 m) e 1311 ind/mL (2,5 m). *Monoraphidium contortum* foi dominante em todas as profundidades, variando de 103 (1,5 m) a 569 ind/mL (0,0 m). Chlorophyceae e Bacillariophyceae tiveram importante contribuição para densidade total, variando entre 10,6 (0,0 m) e 14,4 % (6,0 m) e 7,0 (2,5 m) e 12,8 % (4,0 m) da densidade total, respectivamente. *Fragilaria* sp. foi abundante em algumas profundidades de agosto, variando sua densidade entre 53 (1,5 m) e 291 ind/mL (0,0 m). Zygnemaphyceae contribuiu pouco, entre 4,1 (1,5 m) e 6,2 % (4,0 m) da densidade total.

Em novembro, a riqueza total foi de 47 espécies (12 Cyanophyceae, 18 Chlorophyceae, 4 Zygnemaphyceae, 1 Cryptophyceae, 2 Dinophyceae, 5 Euglenophyceae e 5 Bacillariophyceae). Cyanophyceae foi dominante com densidade relativa entre 84,7 (7,5 m) e 93,7 % (0,0 m). *Planktolyngbya* sp. foi abundante a 1,0 m de profundidade, com densidade de 5861 ind/ml, correspondente a 59,8 % da densidade relativa neste período. *Anabaena* sp. foi abundante na superfície, com 492 ind/mL.

Tabela 17. Presença dos táxons fitoplanctônicos no braço Taquacetuba da Represa Billings nos meses de fevereiro, maio, agosto e novembro de 2005. (*) espécie descritora.

Táxon	fev/05	mai/05	ago/05	nov/05
Cyanophyceae				
<i>Anabaena circinalis</i> Rabenhorst *	X	X	X	X
<i>Anabaena</i> sp. *	X	X	X	X
<i>Anabaena spiroides</i> Klebahn *		X	X	X
<i>Aphanocapsa</i> sp. *	X		X	
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> (Woloszynska) Seenayya & Subba Raju *	X	X	X	X
<i>Merismopedia tenuissima</i> Lemmermann	X	X	X	X
<i>Microcystis aeruginosa</i> (Kützing) Kützing	X	X	X	X
<i>Microcystis panniformis</i> Komárek et al. *	X	X	X	X
<i>Microcystis protocystis</i> Crow	X	X	X	X
<i>Microcystis wesenbergii</i> (Komárek) Komárek	X	X	X	X
<i>Planktothrix agardhii</i> (Gom.) Anagn. & Kom. *	X	X	X	X
<i>Planktolyngbya</i> sp. *	X	X	X	X
<i>Pseudoanabaena</i> sp. *	X	X	X	X
<i>Spirulina</i> sp.		X		
<i>Synechocystis</i> sp. *	X		X	
Chlorophyceae				
<i>Actinastrum</i> sp1.	X	X	X	X
<i>Actinastrum</i> sp2.	X	X	X	X
<i>Ankistrodesmus acicularis</i> (A. Br.) Korshik.	X			X
<i>Ankistrodesmus bibráianus</i> (Reinsch) Korshikov	X		X	
<i>Ankistrodesmus falcatus</i> (Corda) Ralfs	X	X	X	X
Cloroficea não identificada			X	
<i>Coelastrum microporum</i> Näg.	X	X	X	X
<i>Coelastrum reticulatum</i> (P.A. Dangeard) Senn *	X		X	X
<i>Crucigenia crucifera</i> (Wolle) Collins		X		
<i>Crucigenia rectangularis</i> (Wolle) Collins	X			
<i>Desmodesmus quadricauda</i> (Turpin) Hegewald *	X	X	X	X
<i>Desmodesmus quadricauda</i> var. <i>bicaudatus</i> Hansg.	X	X	X	X
<i>Desmodesmus quadricauda</i> var. <i>quadrispina</i> (Chod.) G. M. Sm.		X		X
<i>Golenkinia radiata</i> (Chodat) Wille	X	X	X	X
<i>Micractinium pusillum</i> Fresen.	X	X	X	X
<i>Monoraphidium arcuatum</i> (Korshikov) Hindák *	X	X	X	X
<i>Monoraphidium contortum</i> (Thuret) Komárková-Legnerová *	X	X	X	X
<i>Nephroclamys subsolitaria</i> (G. S. West) Kors.	X			
<i>Pediastrum duplex</i> Meyen var. <i>duplex</i> f. <i>duplex</i>			X	X
<i>Pediastrum simplex</i> (Meyen) Lemmermann.	X	X	X	X
<i>Pediastrum tetras</i> (Ehrenberg) Ralfs	X	X	X	
<i>Scenedesmus acuminatus</i> (Lagerheim) Chodat	X	X	X	X
<i>Scenedesmus arcuatus</i> Lemmermann		X	X	X
<i>Scenedesmus javanensis</i> R. Chod.		X	X	
<i>Scenedesmus smithii</i> Teiling	X	X	X	
<i>Teträedron gracile</i> (Reinsch) Hansgirg	X	X	X	X
Zygnemaphyceae				
<i>Cosmarium</i> sp.		X		
<i>Euastrum binale</i> Ralfs		X	X	X
<i>Mougeotia</i> sp. *	X	X	X	X
<i>Staurastrum lepdocladum</i> Nordst.		X	X	X
<i>Staurastrum pingue</i> Teiling		X	X	
<i>Staurastrum</i> sp1.	X	X	X	X
<i>Staurastrum</i> sp2.	X	X	X	
<i>Staurodesmus</i> sp1.		X		

Táxon	fev/05	mai/05	ago/05	nov/05
Cryptophyceae				
<i>Cryptomonas</i> sp. *	X	X		X
Dinophyceae				
<i>Peridinium</i> sp.	X	X		X
<i>Peridinium umbonatum</i> F. Stein	X	X	X	X
Euglenophyceae				
<i>Euglena acus</i> Ehrenberg	X		X	
<i>Euglena variabilis</i> G.A. Klebs	X	X	X	
Forma de resistência de euglenophyceae	X		X	
<i>Phacus longicauda</i> (Ehrenberg) Dujardin			X	X
<i>Phacus triqueter</i> (Ehrenberg) Dujardin			X	X
<i>Trachelomonas hispida</i> (Perty) F. Stein ex Deflandre			X	
<i>Trachelomonas intermedia</i> P.A. Dangeard	X	X		X
<i>Trachelomonas verrucosa</i> A. Stokes		X		X
<i>Trachelomonas volvocina</i> Ehrenberg *	X	X	X	X
Bacillariophyceae				
<i>Aulacoseira granulata</i> Ehrenberg Simonsen *	X	X	X	X
<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i> (O.F. Müller) Simonsen *	X	X	X	X
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing *	X	X	X	X
<i>Fragilaria</i> sp. *	X	X	X	X
<i>Nitzschia</i> sp. *	X	X	X	X

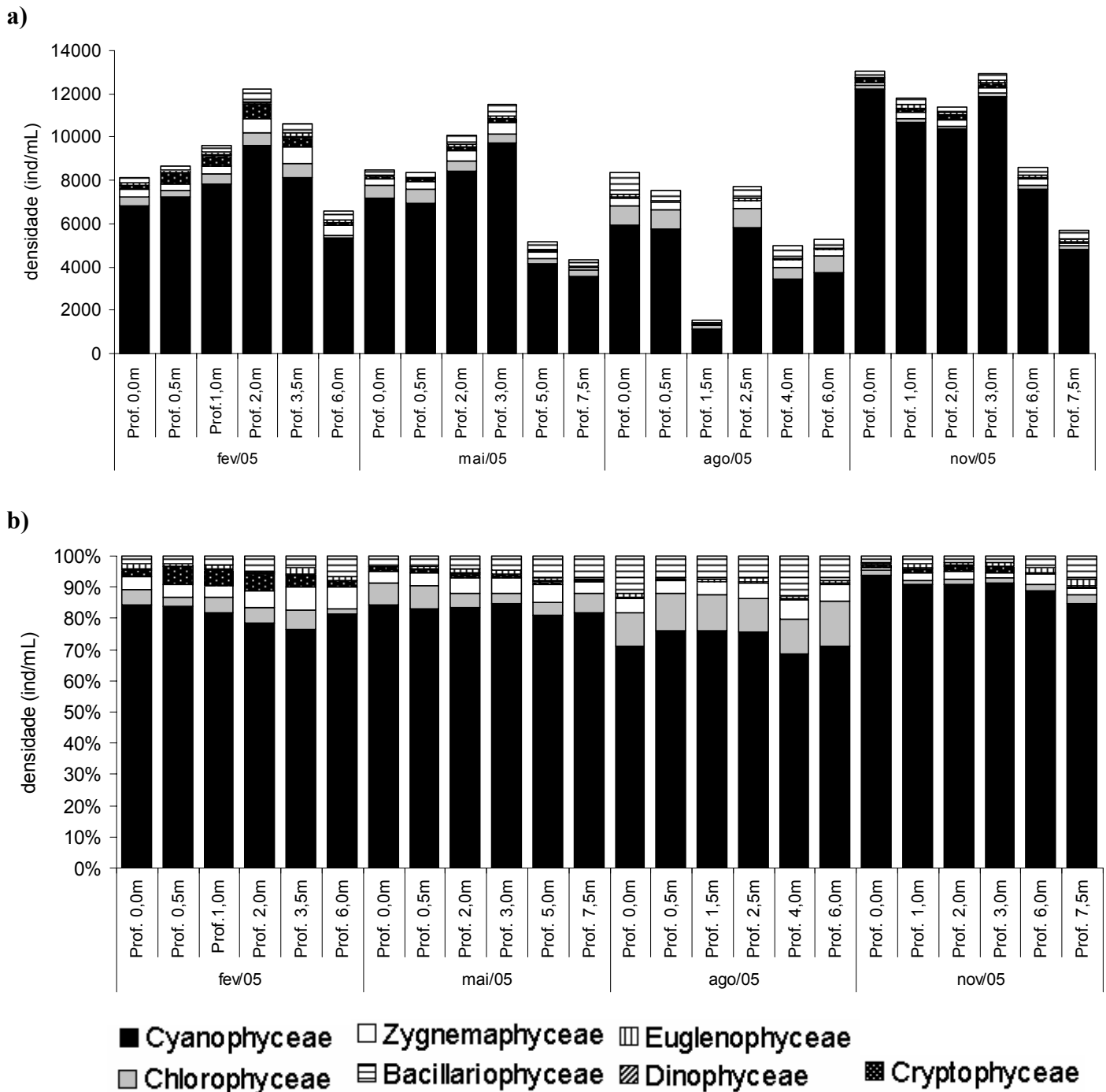


Figura 22. a) Densidade total e b) densidade relativa das classes de organismos fitoplanctônicos em função da profundidade no braço Taquacetuba da Represa Billings nos meses de fevereiro, maio, agosto de novembro de 2005.

4.7.2 Riqueza, diversidade e uniformidade

A riqueza (S) variou de 26 (3,0 m em fevereiro e 6,0 m em novembro) a 43 (4,0 m; agosto). A diversidade (H') e a uniformidade (J) permaneceram praticamente uniformes verticalmente, variando de 1,7 a 3,3 bits/ind e de 0,3 a 0,6, respectivamente (Tabela 18). Valores mais elevados de H' e J foram observados em agosto em comparação com os demais

períodos, nos quais tais valores foram semelhantes. Isto indica maior diversidade e uniformidade na comunidade fitoplanctônica em agosto, período em que a dominância das cianobactérias foi menos acentuado.

Tabela 18. Riqueza de espécies (S), Índice de Shannon (H') e Índice de uniformidade de Pielou (J) nas diferentes profundidades do braço Taquacetuba da Represa Billings em fevereiro, maio, agosto e novembro de 2005

Período	Prof. (m)	S	H'	J	Período	Prof. (m)	S	H'	J
fev/05	0,0	35	2,0	0,4	ago/06	0,0	39	3,4	0,6
	0,5	40	1,9	0,3		0,5	39	3,3	0,6
	1,0	36	2,0	0,4		1,5	38	3,3	0,6
	2,0	33	2,5	0,5		2,5	42	3,3	0,6
	3,5	37	2,6	0,5		4,0	43	3,3	0,6
	6,0	26	2,4	0,5		6,0	36	3,2	0,6
	total	49			total	54			
mai/07	0,0	36	1,7	0,3	nov/05	0,0	32	2,0	0,4
	0,5	38	1,9	0,4		1,0	29	2,1	0,4
	2,0	34	1,9	0,4		2,0	27	2,0	0,4
	3,0	35	2,1	0,4		3,0	26	2,1	0,4
	5,0	30	2,0	0,4		6,0	25	2,2	0,5
	7,5	28	2,0	0,4		7,5	28	2,2	0,4
	total	52			total	47			

4.7.3 Estratégias de vida e grupos funcionais

Segundo o modelo das três estratégias C-R-S, 10 das espécies descritoras foram classificadas como R-estrategista, 8 como C-estrategista e 4 como S-estrategista (Tabela 19).

Quanto à densidade relativa média das espécies descritoras, em todos os períodos analisados as R-estrategistas dominaram, variando de 76,5 (agosto) a 94,6 % (novembro) (Figura 23).

Tabela 19. Estratégias de vida, grupo funcional e densidade média das espécies descritoras selecionadas no braço Taquacetuba da Represa Billings nos meses de fevereiro, maio, agosto e novembro de 2005.

Espécies descritoras	densidade média (ind/mL)				Estratégia	Grupo funcional	
	fev/05	mai/05	ago/05	nov/05			
<i>Desmodesmus quadricauda</i>	0,0	0,0	59,9	0,0	C	J	Clorofíceas de ambientes rasos e eutróficos
<i>Aphanocapsa</i> sp.	0,0	0,0	91,9	0,0	C	K	Cianobactérias coloniais de células pequenas de ambientes eutróficos
<i>Trachelomonas volvocina</i>	67,1	0,0	37,9	95,8	C	W ₂	Euglenofíceas de ambientes mesotróficos
<i>Coelastrum reticulatum</i> <i>Monoraphidium arcuatum</i> <i>Monoraphidium contortum</i> <i>Synechocystis</i> sp.	308,3	292,1	1002,9	0,0	C	X ₁	Nanoplâncton de ambientes eutróficos
<i>Cryptomonas</i> sp.	383,3	100,0	0,0	132,9	C	Y	Criptofíceas de ambientes eutróficos
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	67,0	0,0	99,6	0,0	R	B	Diatomáceas de ambientes mesotróficos em circulação
<i>Nitzschia</i> sp.	96,2	134,6	164,5	69,7	R	D	Diatomáceas de ambientes eutófico, resistentes à turbulência
<i>Aulacoseira granulata</i> <i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i> <i>Fragilaria</i> sp.	140,7	163,3	276,4	203,3	R	P	Diatomáceas de ambientes eutróficos
<i>Planktothrix agardhii</i> <i>Planktolyngbya</i> sp. <i>Pseudoanabaena</i> sp.	1283,7	573,4	2300,3	5429,6	R	S ₁	Cianobactérias filamentosas de ambientes túrbidos em circulação, resistentes à baixas intensidades luminosas
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	5950,8	5753,2	1222,2	3745,6	R	S _n	Cianobactérias filamentosas de ambientes quentes
<i>Mougeotia</i> sp.	479,7	354,2	274,3	199,8	R	T	Organismos filamentosos de ambientes em circulação
<i>Anabaena circinalis</i> <i>Anabaena</i> sp. <i>Anabaena spiroides</i>	68,8	187,0	105,6	322,0	S	H ₁	Nostocales fixadoras de nitrogênio
<i>Microcystis panniformis</i>	0,0	0,0	32,5	0,0	S	M	Cianobactérias formadoras de florações em lagos rasos com circulações diárias

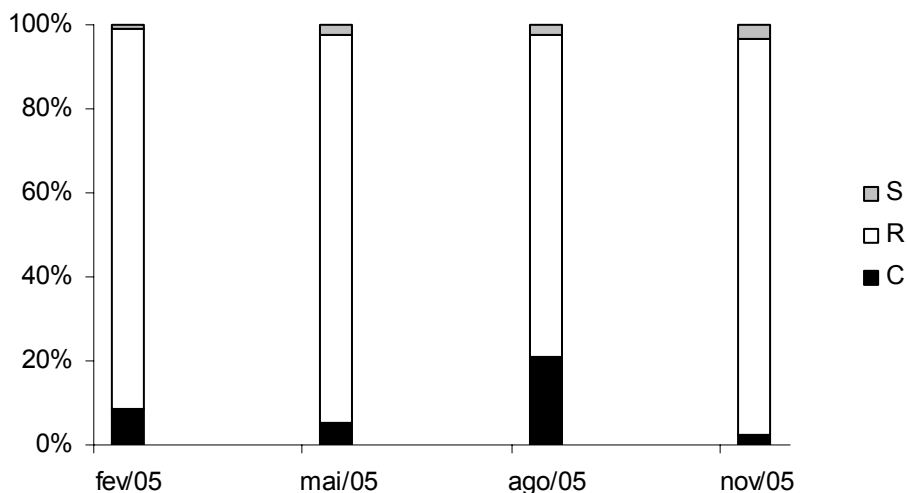


Figura 23. Densidade relativa dos C-, R- e S-estrategistas presente na comunidade fitoplanctônica do braço Taquacetuba da Represa Billings nos meses de fevereiro, maio, agosto e novembro de 2005.

A comunidade foi representada pelos 13 grupos funcionais: B, D, H₁, J, K, M, P, S₁, S_n, T, W₂, X₁ e Y. As espécies ausentes no esquema de Reynolds *et al.*, (2002) foram acomodadas nos grupos funcionais de acordo com outras bibliografias, como Padisák *et al.* (2003), Huszar *et al.* (2000), Kruk *et al.* (2002) ou conforme suas características ecológicas e morfológicas e com as condições ambientais no período em que se tornaram abundantes.

Os grupos funcionais que mais se destacaram foram S₁, S_n e em menor escala, X₁ (Figura 24). O grupo S₁ foi representado pelas cianobactérias filamentosas *Planktothrix agardhii*, *Planktolygnbya* sp. e *Pseudoanabaena* sp. O grupo S_n contou apenas com *Cylindrospermopsis raciborskii* e o grupo X₁ com algumas clorofíceas e a cianobactéria *Synechocystis* sp.

Fevereiro e maio foram dominados pelo grupo S_n, devido à elevada abundância de *C. raciborskii*, contribuindo com 67,3 e 76,1 % da densidade média total, respectivamente. Em fevereiro, o grupo S₁ apresentou importante contribuição, devido à elevada abundância de *P. agardhii*, contribuindo com 14,5 % da densidade média total. Agosto e novembro foram marcados pela co-dominância dos grupos S₁ e S_n, devido à elevada densidade de *C. raciborskii* e *P. agardhii*, respectivamente. S₁ contribuiu com 40,6 e 53,2 % da densidade média total em agosto e novembro, respectivamente. S_n contribuiu com 21,6 e 36,7 % da densidade média total em agosto e novembro, respectivamente. Em agosto, o grupo X₁ apresentou importante contribuição para a densidade média total (17,7 %) devido à elevada densidade de *Synechocystis* sp. e *Monoraphidium contortum*.

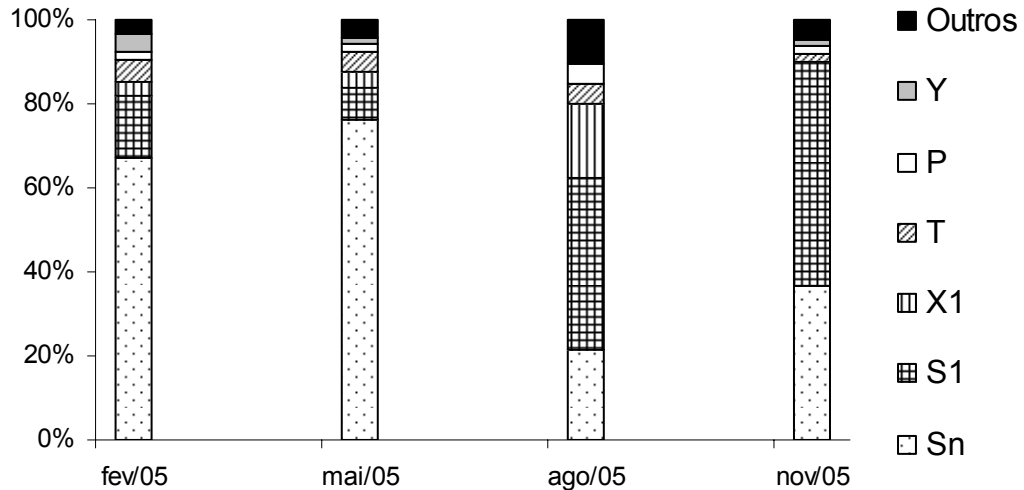


Figura 24. Densidade relativa dos grupos funcionais presentes na comunidade fitoplanctônica do braço Taquacetuba da Represa Billings nos meses de fevereiro, maio, agosto e novembro de 2005.

4.8 Índice de Estado Trófico

O IET para *cl-a* classificou o Taquacetuba como supereutrófico em todos os períodos (Tabela 20). O IET para PT classificou como eutrófico todos os períodos, exceto em novembro, cuja classificação foi supereutrófico. O IET para o DS classificou como eutrófico em maio e agosto e supereutrófico em fevereiro e novembro.

Tabela 20. Valores do Índice de Estado Trófico (IET) para clorofila-*a* (Cl-a), fósforo total (PT) e profundidade de desaparecimento do disco de Secchi (DS) e suas respectivas classificações no braço Taquacetuba da Represa Billings nos meses de fevereiro, maio, agosto e novembro de 2005.

	IET (Cl-a)	IET (PT)	IET (DS)	
fev/05	67 ○	60 ▲	65 ○	Onde: ▲ = Eutrófico ○ = Supereutrófico
mai/05	67 ○	61 ▲	61 ▲	
ago/05	65 ○	63 ▲	62 ▲	
nov/05	66 ○	66 ○	67 ○	

4.9 Análise estatística

4.9.1 Análise de Correlação de Spearman

A Tabela 21 apresenta as correlações significativas no nível de 5 % entre todas as variáveis analisadas. A Tabela 22, entre as variáveis limnológicas e a densidade das classes fitoplanctônicas. A Tabela 23, entre as variáveis limnológicas e a densidade dos grupos

funcionais fitoplanctônicos. A Tabela 23, entre as variáveis limnológicas e a densidade dos C-, R- e S-estrategistas.

Tabela 21. Coeficientes de Correlação de Spearman entre todas as variáveis analisadas no braço Taquacetuba da Represa Billings. Estão representadas apenas as variáveis que apresentaram alguma correlação significativa no nível de 5% ($p < 0,05$).

	pH	Temp	ST	MSO	OD	N-NO ₂ ⁻	N-NO ₃ ⁻	NT	Cl-a	Cl-b	H'	Dens tot
CE	*	-0,67	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
MSO	*	*	0,72	1	0,85	-0,58	*	*	0,88	0,86	*	0,77
OD	*	*	0,77	0,85	1	*	*	*	0,73	0,65	*	0,78
N-NO₃⁻	-0,81	*	*	*	*	0,58	1	*	*	*	*	*
N-NO₄⁺	-0,81	*	*	-0,58	*	*	0,58	*	*	-0,6	*	*
PT	0,73	*	0,63	0,62	0,64	*	*	0,7	*	*	*	*
Si	*	0,73	-0,62	*	*	0,61	*	*	*	*	*	*
Cl-a	*	*	0,63	0,88	0,73	*	*	*	1	0,99	*	0,76
Cl-b	*	*	*	0,86	0,65	-0,6	*	*	0,99	1	*	0,73
Cl-c	*	*	*	*	*	-0,62	*	*	*	*	*	*
Feo	*	*	0,76	0,93	0,78	*	*	*	0,95	0,93	*	0,75
J'	*	-0,61	*	*	*	*	*	*	*	*	0,97	*

Tabela 22. Coeficientes de Correlação de Spearman entre as variáveis limnológicas e a densidade das classes fitoplanctônicas do braço Taquacetuba da Represa Billings. Estão representadas apenas as variáveis que apresentaram alguma correlação significativa no nível de 5% ($p < 0,05$). Legenda: CYN = Cyanophyceae; CHL = Chlorophyceae; ZYG = Zygnemaphyceae; CRY = Cryptophyceae; DIN = Dinophyceae; EUG = Euglenophyceae; BAC = Bacillariophyceae.

	CYN	CHL	CRY	DIN	EUG	BAC
pH	*	0,68	*	*	*	*
Temp	*	*	0,79	0,08	*	-0,65
MSO	0,79	*	*	*	*	*
OD	0,76	*	*	*	*	*
N-NO₂⁻	*	*	*	*	0,76	*
N-NO₃⁻	*	-0,69	*	*	*	*
N-NO₄⁺	*	-0,58	*	*	*	*
Cl-a	0,80	*	0,58	*	*	-0,58
Cl-b	0,78	*	0,61	*	*	-0,62
Feo	0,78	*	*	*	*	-0,61
Riqueza	*	0,89	*	0,72	*	*
H'	*	*	*	*	*	0,78
J'	*	*	*	*	*	0,76
Dens tot	0,99	*	0,67	*	*	*

Tabela 23. Coeficientes de Correlação de Spearman entre as variáveis limnológicas e os dados de densidade dos grupos funcionais fitoplanctônicos do braço Taquacetuba da Represa Billings. Estão representadas apenas as variáveis que apresentaram alguma correlação significativa no nível de 5% ($p < 0,05$).

	K	W ₂	X ₁	Y	B	P	S ₁	S _n	T	H ₁	M
pH	*	*	0,64	*	*	*	*	*	*	*	0,63
Temp	*	*	*	0,79	*	*	*	0,69	*	*	*
ST	*	*	*	*	*	*	*	*	*	0,67	*
MSO	*	*	*	*	*	*	*	*	*	0,71	0,70
OD	*	*	*	*	*	*	*	*	*	0,85	0,72
N-NO₂⁻	*	0,69	*	*	*	*	*	*	*	*	*
N-NO₃⁻	*	*	-0,63	*	*	*	*	*	*	*	*
N-NO₄⁺	*	*	-0,63	*	*	*	*	*	*	*	*
NT	*	*	*	*	*	*	0,85	*	*	*	*
PT	*	*	*	*	*	*	0,83	*	*	0,62	0,73
Si	*	*	*	*	*	*	*	*	0,61	*	*
Cl-a	*	*	*	0,58	*	*	*	0,63	*	0,61	0,58
Cl-b	*	*	*	0,61	*	*	*	0,60	*	*	*
Feo	*	*	*	*	*	*	*	*	*	0,69	0,63
Riqueza	0,64	*	0,94	*	0,67	*	*	*	*	*	*
H'	0,68	*	*	*	0,83	0,77	*	-0,62	*	*	*
J'	0,68	*	*	*	0,73	0,75	*	-0,71	*	*	*
Dens tot	*	*	*	0,67	*	*	*	0,66	*	0,88	*

Tabela 24. Coeficientes de Correlação de Spearman entre as variáveis limnológicas e a densidade dos estrategistas fitoplanctônicos do braço Taquacetuba da Represa Billings. Estão representadas apenas as variáveis que apresentaram alguma correlação significativa no nível de 5% ($p < 0,05$).

	C-estrategista	R-estrategista	S-estrategista
pH	0,71	*	*
ST	*	*	0,66
MSO	*	0,76	0,76
OD	*	0,70	0,86
N-NO₃⁻	-0,64	*	*
N-NO₄⁺	-0,75	*	*
PT	*	*	0,66
Cl-a	*	0,76	0,67
Cl-b	*	0,75	0,61
Feo	*	0,74	0,76
Riqueza	0,88	*	*
Dens tot	*	0,97	0,86

4.9.2 Análise dos Componentes Principais

Os dois primeiros eixos da Análise dos Componentes Principais (ACP) explicaram 65,2 % da variação dos dados, sendo 42,3 % pelo 1º eixo e 22,9 % pelo 2º (Figura 25).

Através da ACP isolou-se o mês de fevereiro, sendo que a superfície correlacionou-se mais fortemente com a temperatura, o meio da coluna d'água com o silicato e o fundo, com nitrato e nitrito. Estas correlações positivas evidenciam a estratificação térmica observada no

momento da amostragem. Evidenciaram também concentrações de silicato detectáveis pelo método empregado apenas em fevereiro e concentrações de nitrato e nitrito mais elevadas em comparação às demais amostras nas maiores profundidades da coluna d'água. Além disso, observou-se correlação negativa entre fevereiro e o NT, devido às concentrações mais baixas deste nutriente em relação aos demais períodos.

Agrupou-se o mês de agosto em todas as profundidades, que apresentou correlação positiva com NT e negativa com a temperatura. Tal agrupamento evidencia a total mistura da coluna d'água neste período.

Maio e novembro no fundo da coluna d'água apresentaram correlação positiva com o amônio e CE, indicando o aumento nos valores destas variáveis nas maiores profundidades.

Outro grupo foi formado por maio na superfície e meio da coluna d'água e novembro no meio, correlacionado positivamente com cl-c, feofitina, MSO e OD e negativamente com amônio. Maio no meio da coluna d'água correlacionou-se positivamente com ST, PT e pH e negativamente com nitrato e nitrito.

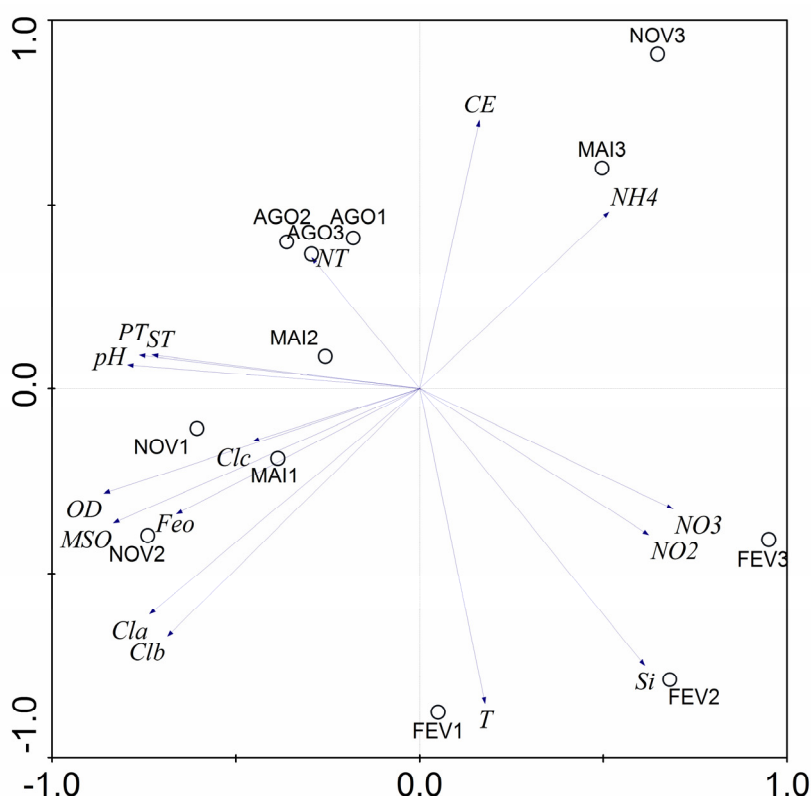


Figura 25. Ordenação biplot da Análise dos Componentes Principais dos meses amostrados na superfície, meio e fundo da coluna d'água em função das variáveis limnológicas do braço Taquacetuba da Represa Billings em fevereiro, maio, agosto e novembro de 2005, feita a partir da matriz de correlação padronizada pela amplitude de variação dos dados escalares de temperatura (Temp), sólidos totais (ST), pH, condutividade elétrica (CE), oxigênio dissolvido (OD), material em suspensão orgânico (MSO), clorofila-a (Cl-a), clorofila-b (Cl-b), clorofila-c (Cl-c), feofitina (Feo), nitrato (NO₃), nitrito (NO₂), amônio (NH₄), nitrogênio total (NT) e silicato (Si). Legenda das unidades amostrais: fevereiro (FEV), maio (MAI), agosto (AGO), novembro (NOV), seguidos pelos números 1 (superfície), 2 (meio) e 3 (fundo) (exemplo: FEV1 = fevereiro, superfície).

4.9.3 Análise de Correlação Canônica

Os dois primeiros eixos da Análise de Correspondência Canônica (ACC) explicaram 44,2% da variação dos dados, sendo 29,6 % pelo 1º eixo e 14,6 % pelo 2º eixo. Apesar desta aparente baixa explicabilidade, porcentagens abaixo de 50 % são comuns neste tipo de análise, devido à grande parcela de fontes de variação não controladas e principalmente à variabilidade intrínseca dos ambientes aquáticos (TER BRAAK, 1990). Ter Braak (*op cit.*) salienta que como não é possível controlar todas as fontes de variação e “ruído”, com a ACC é possível explicar uma parte significativa da variação, a qual seria dificilmente identificada de outra forma ou através de análises puramente descritivas. Portanto, através desta ferramenta de análise, pode-se inferir sobre correlações entre a distribuição dos dados biológicos e variáveis limnológicas específicas com determinada confiabilidade estatística.

A análise de Monte Carlo realizada na confecção na ACC mostrou que, de todas as variáveis ambientais, apenas pH, ST, PT e nitrito tiveram importância significativa na distribuição da comunidade fitoplanctônica, com nível de corte $p < 0,05$.

A Figura 26 mostra que as variáveis pH e nitrito estão associadas positivamente ao 1º eixo, sendo que a primeira está associada com o 2º eixo positivamente e a segunda, negativamente. As variáveis ST e PT estão associadas negativamente tanto ao 1º eixo, sendo que a primeira está associada ao 2º eixo negativamente e a segunda, positivamente. A Figura 27 é a representação gráfica da relação entre a distribuição das espécies descritoras ao longo dos gradientes limnológicos gerados pelas variáveis selecionadas. Algumas espécies, com base na abundância, foram importantes para a formação de alguns grupos.

Através da ACC observou-se a distinção de 4 grupos: (1) maio em todas as profundidades, correlacionado com ST, (2) novembro em todas as profundidades, correlacionado com PT (3) fevereiro na superfície e agosto em todas as profundidades, correlacionado com pH e (4) fevereiro no meio e fundo da coluna d'água, correlacionado com nitrito.

O agrupamento das 3 profundidades ocorrido em maio, agosto e novembro, indica relativa homogeneidade na coluna d'água.

O grupo 1 correlacionou-se com as cianobactérias *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Microcystis panniformis* e *Planktolyngbya* sp., com as diatomáceas *Nitzschia* sp., *Aulacoseira granulata* e *Aulacoseira granulata* var. *angustissima* e com a zignemafícea *Mougeotia* sp.

O grupo 2 correlacionou-se com as cianobactérias *Planktothrix agardhii*, *Pseudanabaena* sp. e *Anabaena* sp., a euglenofícea *Trachemolonas volvocina* e a cryptofícea

Cryptomonas sp., havendo uma indicação de que estas espécies apresentem afinidades por elevadas concentrações de PT.

O grupo 3 correlacionou-se com a cianobactéria *Anabaena circinalis*, a diatomácea *Fragilaria* sp. e a clorofícea *Desmodesmus quadricauda*, havendo uma indicação de que estas espécies apresentem afinidades por elevados valores de pH.

O grupo 4 correlacionou-se com *Synechocystis* sp., *Crucigenia rectangularis*, *Cyclotella meneghiniana* e *Monoraphidium arcuatum*.

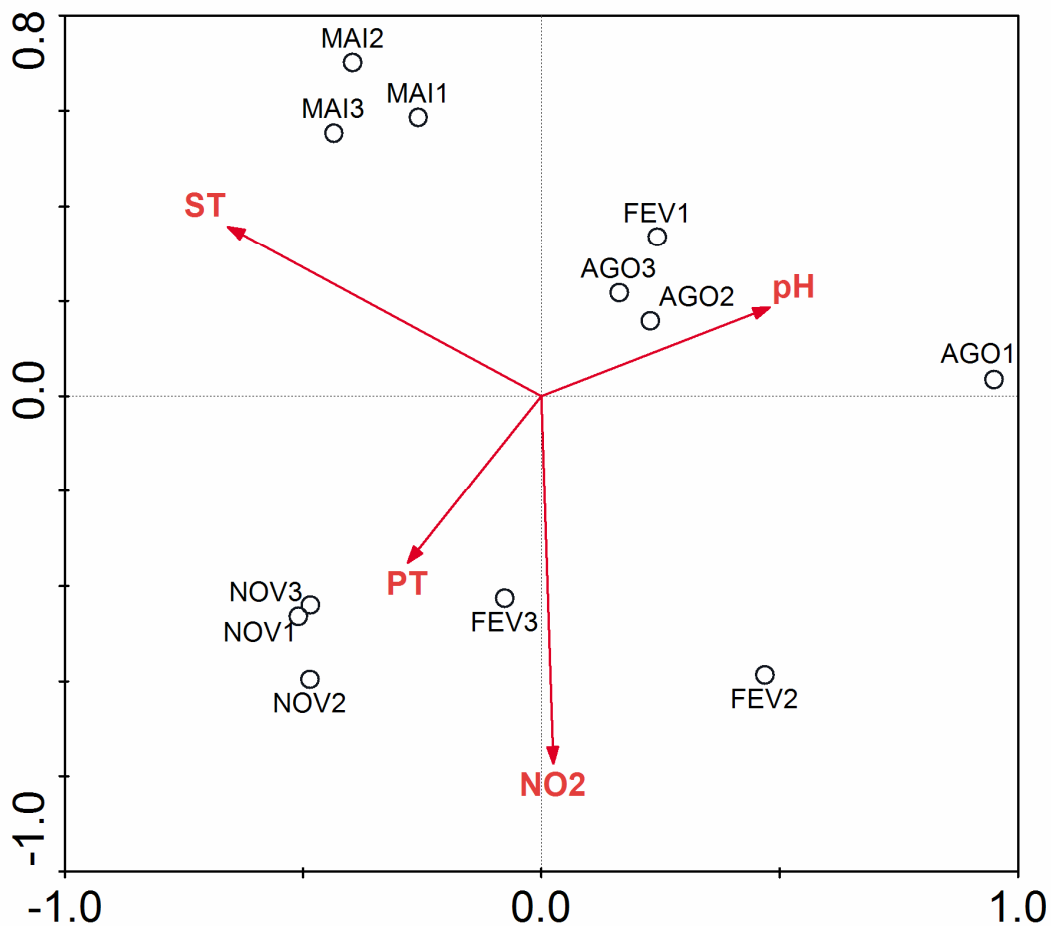


Figura 26. Ordenação biplot da Análise de Correspondência Canônica dos meses amostrados na superfície, meio e fundo da coluna d'água em função das variáveis limnológicas do braço Taquacetuba da Represa Billings em fevereiro, maio, agosto e novembro de 2005, feita a partir da matriz padronizada pela amplitude de variação dos dados escalares de pH, nitrito (NO₂), fósforo total (PT) e sólidos totais (ST). Legenda das unidades amostrais: fevereiro (FEV), maio (MAI), agosto (AGO), novembro (NOV), seguidos pelos números 1 (superfície), 2 (meio) e 3 (fundo) (exemplo: FEV1 = fevereiro, superfície).

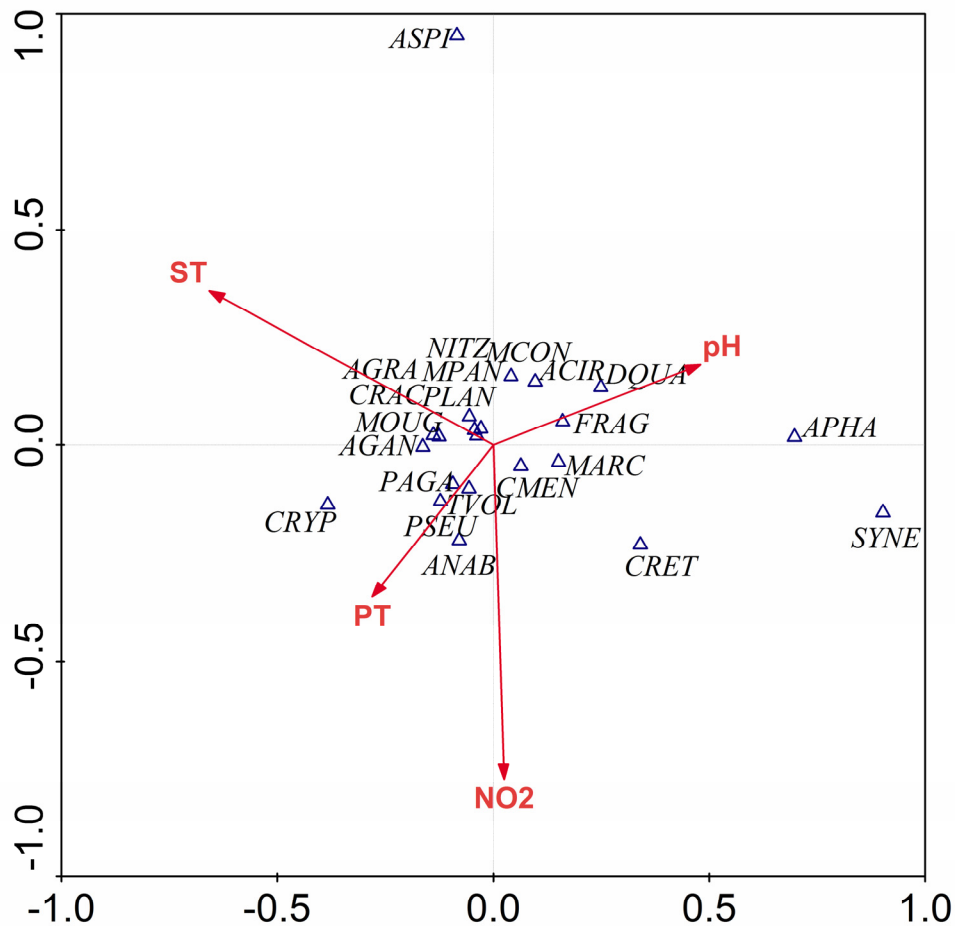


Figura 27. Ordenação biplot da Análise de Correspondência Canônica dos meses amostrados na superfície, meio e fundo da coluna d'água em função das variáveis limnológicas [pH, nitrito (NO₂), fósforo total (PT) e sólidos totais (ST)] do braço Taquacetuba da Represa Billings em fevereiro, maio, agosto e novembro de 2005, feita a partir da matriz padronizada por $\log(x + 1)$ dos dados escalares de densidades das espécies descritoras (ACIR = *Anabaena circinalis*; ANAB = *Anabaena* sp.; ASPI = *Anabaena spiroides*; APHA = *Aphanocapsa* sp.; AGRA = *Aulacoseira granulata*; AGAN = *Aulacoseira granulata* var. *angustissima*; CRET = *Coelastrum reticulatum*; CRYP = *Cryptomonas* sp.; CMEN = *Cyclotella meneghiniana*; CRAC = *Cylindropermopsis raciborskii*; DQUA = *Desmodesmus quadricauda*; FRAG = *Fragilaria* sp.; MPAN = *Microcystis panniformis*; MARC = *Monoraphidium arcuatum*; MCON = *Monoraphidium contortum*; MOUG = *Mougeotia* sp.; NITZ = *Nitzschia* sp.; PAGA = *Planktothrix agardhii*; PLAN = *Planktolyngbya* sp.; PSEU = *Pseudoanabaena* sp.; SYNE = *Synechocystis* sp.; TVOL = *Trachelomonas volvocina*). Legenda das unidades amostrais: fevereiro (FEV), maio (MAI), agosto (AGO), novembro (NOV), seguidos pelos números 1 (superfície), 2 (meio) e 3 (fundo) (exemplo: FEV1 = fevereiro, superfície).

5 Discussão

5.1 Variáveis ambientais

Em ambientes tropicais, a variação esperada do nível da água nos corpos d'água é de cheia no período quente-chuvoso e menores profundidades no período frio-seco. A distribuição das chuvas ao longo dos meses de 2005 na região da Represa Billings apresentou algumas diferenças em relação à normalidade, influenciando no nível da água. Nogueira (1999) também observou padrão contrário ao esperado na natureza, com diminuição do nível d'água na época chuvosa e aumento na época seca na Represa de Jurumirim (SP). O autor atribuiu os baixos valores no nível da água na época chuvosa à abertura das comportas na barragem. A flutuação no nível d'água do braço Taquacetuba também pode estar relacionada com funcionamento da “Estação de Captação e Bombeamento de Água Taquacetuba” operado pela SABESP no ponto de coleta. A transposição foi suspensa durante os meses de fevereiro a abril e de novembro a dezembro de 2005 (CETESB, 2006), coincidindo com os períodos de maior nível da água no Taquacetuba.

No presente estudo, a estratificação térmica mostrou-se evidente em fevereiro e novembro (período quente-chuvoso), provavelmente devido à temperatura atmosférica mais elevada, que aquece a camada superior da coluna d'água, promovendo a formação da termocline. Figueiredo & Giani (2001) observaram padrão semelhante no reservatório eutrófico de Pampulha (MG): pequenas diferenças de temperatura entre o epi e o hipolímnio no período seco, com tendência à circulação total da coluna d'água e tendências a estratificação térmica no período chuvoso.

O padrão de estratificação e circulação da massa d'água observado no presente estudo foi evidenciado pela RTR (resistência à circulação da massa d'água), que avalia a estabilidade do sistema (WETZEL, 2001). Quanto mais alta for a RTR, mais difícil será desfazer a estratificação. Os altos valores da RTR no meio da coluna d'água em fevereiro e novembro corroboram a estabilidade do sistema, possibilitando a presença de estratificação térmica. Os baixos valores de RTR ao longo de toda a coluna d'água em maio e agosto demonstram a tendência à circulação da coluna d'água, especialmente em agosto, quando a RTR foi zero praticamente em toda a coluna d'água. O padrão de microestratificações ao longo de toda a coluna d'água em maio, não caracteriza estratificação térmica devido à baixa amplitude de variação da temperatura. Os baixos valores de RTR faz com que o trabalho dos ventos promova a mistura total ou parcial da coluna d'água dependendo da morfometria e da direção

do vento (RAMÍREZ & DÍAZ, 1995). Durante a coleta de agosto o clima estava frio, com chuvisco e fortes ventos, que colaboraram com a mistura total da coluna d'água. A análise de ACP, ao agrupar as unidades amostrais em agosto, corrobora o padrão de circulação total da coluna d'água observado.

A temperatura da água altera propriedades como a densidade, capacidade de saturação de OD, pH e CE. Por isso, tais variáveis acompanham, de modo geral, tendências da temperatura da água (CALIJURI *et al.*, 1999). De maneira geral, observou-se gradiente decrescente de OD em direção ao fundo em todos os períodos, exceto em agosto, quando houve homogeneidade ao longo da coluna d'água. As menores concentrações de OD no fundo da coluna d'água pode ser decorrência da decomposição da matéria orgânica depositada no sedimento, que resulta em consumo de OD e liberação de CO₂ e, conseqüentemente, na redução do pH (HENRY *et al.*, 1989; THOMAZ *et al.*, 1992). Na superfície ocorre o oposto, há retirada de CO₂ e produção de OD na fotossíntese e aumento do pH (ESTEVES, 1998; WETZEL, 2001). Além de ganhos de oxigênio por difusão da atmosfera.

Maier & Takino (1985) observaram anoxia pronunciada em quase toda a coluna d'água, com oxigenação na camada biogênica não muito persistente em 3 locais da Represa Billings (Riacho Grande, Rio das Pedras e Pedreira), com amplitude de variação de 0,0 a 9,6 mg/L. Tal anoxia pode estar relacionada com maior aporte de matéria orgânica na época do estudo, quando a Billings ainda recebia grandes quantidades de esgoto proveniente dos Rios Tietê e Pinheiros.

As relações mencionadas anteriormente são corroboradas pelas correlações positivas entre MSO e OD, inferindo que o MSO é composto majoritariamente por organismos fotossintetizantes (evidenciado também pela correlação positiva entre MSO e *chl-a*, *chl-b*, feofitina e densidade total fitoplanctônica).

Valores de pH alcalinos foram observados no Taquacetuba, principalmente em agosto. Ambientes alcalinos podem surgir não somente por condições geoquímicas particulares, como é o caso dos “*soda lakes*” cujos valores de pH acima de 11,5 são mantidos pela presença de grandes quantidade de minerais carbonatos (JONES *et al.* 1998 *apud* LOPEZ-ANCHILLA *et al.*, 2004), mas também por atividade biológica natural. A amonificação e a redução de sulfato microbiana no sedimento podem aumentar localmente o pH a valores acima de 10 e o aumento do pH pode ser ainda mais acentuado em ambientes hipereutróficos como conseqüência das altas taxas de produtividade primária (LOPEZ-ARCHILLA *et al.*, 2004). Provavelmente, os elevados valores de pH observados no Taquacetuba são resultado da elevada produtividade primária, conforme observado por Nishimura *et al.* (2008).

Valores extremamente elevados de pH (agosto) coincidiram com a menor densidade de organismos fitoplanctônicos, ao contrário do esperado. Comparando fevereiro, maio e novembro, no último observou-se maior densidade fitoplanctônica e valores de pH mais elevados; em fevereiro e maio, as densidades foram semelhantes, assim como o pH. Em agosto, esta relação observada entre o pH e a densidade de organismos fitoplanctônicos pode ter sido quebrada pela circulação da coluna d'água ou pela tomada de água no sistemas de captação.

Os valores de CE encontrados neste estudo estão dentro da amplitude de variação observado por Maier & Takino (1985) no Complexo Billings (braços Pedreira, Riacho Grande e Rio das Pedras), de 55,0 a 480,0 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Rahman *et al.* (2005), encontraram valores mais elevados (entre 270,0 e 345,0 $\mu\text{S}/\text{cm}$) no reservatório eutrofizado de Ben Chifley (Austrália). Os autores consideraram estes valores aceitáveis para águas de abastecimento.

De maneira geral, pouca variação foi observada nos teores de ST, não podendo ser observado nenhum padrão sazonal nem vertical. Novembro apresentou concentrações mais altas, provavelmente devido à alta densidade de organismos fitoplanctônicos encontrada neste período. A correlação positiva do ST com OD, MSO, *chl-a* e feofitina corrobora que grande parte do ST era composta por organismos fotossintetizantes.

Na análise dos nutrientes dissolvidos constatou-se concentrações mais elevadas de amônio no fundo da coluna d'água em todos os períodos, devido provavelmente ao processo de amonificação (SCHÄFER, 1984). Outro fator que explica a quase ausência do nitrogênio amoniacal na superfície, é que esta forma é preferencialmente assimilada pelo fitoplâncton (MAIER & TAKINO, 1985; ARAÚJO *et al.*, 2000), sendo, portanto, a sua forma dissolvida não registrada na zona fótica na maior parte dos períodos analisados. MAIER & TAKINO (1985) observaram para o amônio amplitude de variação entre 33,0 e 8620,0 $\mu\text{g}/\text{L}$ no Complexo Billings (braços Pedreira, Riacho Grande e Rio das Pedras), valores bem mais elevados do que os observados neste estudo.

Segundo o processo de nitrificação que ocorre nos corpos d'água era esperado um gradiente decrescente de nitrato em direção ao fundo, uma vez que este processo ocorre na presença de oxigênio (SCHÄFER, 1984). Este gradiente decrescente foi observado apenas em fevereiro, provavelmente acompanhando a estratificação térmica da coluna d'água. Nos demais períodos não foi observado padrão vertical, verificando-se tendência à homogeneidade. MAIER & TAKINO (1985) observaram no Complexo Billings (braços Pedreira, Riacho Grande e Rio das Pedras) valores de nitrato mais elevados do que os

encontrados neste estudo (entre 44,0 e 795,0 µg/L), enquanto TOLEDO *et al.*, (1988) observaram no Lago Paranoá (DF) valores mais baixos (entre 13,0 e 42,0 µg/L).

O nitrito possui papel importante como passo intermediário na oxidação do nitrogênio, representando apenas uma fase intermediária e instável no ciclo do nitrogênio (SCHÄFER, 1984). Observou-se variação sazonal do nitrito, no qual menores valores foram detectados em maio e agosto (período frio-seco) e maiores valores em fevereiro e novembro (período quente-chuvoso), sendo que no período frio observou-se homogeneidade deste nutriente ao longo da coluna d'água, provavelmente acompanhando a desestratificação térmica. Maier & Takino (1985) observaram valores bem mais elevados do que os encontrados neste estudo (entre 11,2 e 155,6 µg/L) no Complexo Billings (braços Pedreira, Riacho Grande e Rio das Pedras).

As concentrações mais elevadas de nutrientes nitrogenados nos estudos anteriores indicam uma redução de nutrientes nitrogenados no corpo d'água, provavelmente devido à redução do aporte de efluentes provenientes dos Rios Pinheiros e Tietê.

A sílica presente no ambiente aquático é proveniente, principalmente, da decomposição de minerais de silicato de alumínio, freqüentes em rochas sedimentares, que escoam com as águas das chuvas. Portanto, a presença deste nutriente nos corpos d'água tende a ser sazonal como evidenciado por Maier *et al.* (1985) no braço Rio Grande e em outras represas de São Paulo (GIANESELLA-GALVÃO, 1981; TAKINO & MAIER, 1981; MAIER & TAKINO, 1985). Este nutriente, sob a forma solúvel, é um composto de fundamental importância, pois é utilizado pelas diatomáceas na elaboração de sua carapaça (ESTEVES, 1998). Segundo Reid & Wood (1976), o crescimento de populações de diatomáceas é, pelo menos parcialmente, limitado por concentrações de sílica inferiores a 0,8 mg/L. Apenas em fevereiro as concentrações de sílica foram superiores ao limite de detecção do método (1,0 mg/L), podendo ser um dos motivos para baixa densidade relativa das diatomáceas na comunidade fitoplanctônica ao longo do período estudado. Maier & Takino (1985) observaram valores um pouco mais elevados no Complexo Billings (braços Pedreira, Riacho Grande e Rio das Pedras), entre 0,4 e 3,8 mg/L.

Em lagos tropicais, devido à alta temperatura, o metabolismo dos organismos aumenta consideravelmente, fazendo com que o ortofosfato seja ainda mais rapidamente assimilado e incorporado à biomassa (MAIER & TAKINO, 1985), sendo este provavelmente um dos principais motivos da baixa concentração deste nutriente no Taquacetuba. Huszar *et al.* (1990), estudando o funcionamento limnológico de 18 lagoas na região de Linhares (ES), encontraram sempre baixas concentrações de ortofosfato, sendo esta ocorrência explicada pela

rápida incorporação deste íon pelo fitoplâncton e macrófitas ali presentes. Araújo *et al.* (2000) encontrou resultados semelhantes na Lagoa de Extremoz (RN).

A presença de PT em concentrações moderadas indica que o fósforo presente no ambiente encontrava-se incorporado à biomassa. Além disso, as concentrações de PT mais elevadas em novembro coincidiram com a maior densidade fitoplanctônica. A correlação positiva entre PT e MSO confirma este fato. Henry & Simão (1988) em experimento de enriquecimento artificial e medidas dos efeitos no fitoplâncton superficial durante 1 ano no Reservatório de Barra Bonita demonstraram que o fósforo é um nutriente estimulante para o crescimento fitoplanctônico. Para o PT, foram observados valores mais baixos aos encontrados em estudos anteriores em ambientes tropicais eutrofizados. Maier & Takino (1985) observaram amplitude de variação entre 15,5 e 500,4 µg/L no Complexo Billings (braços Pedreira, Riacho Grande e Rio das Pedras). Toledo *et al.* (1988) encontraram valores entre 17,7 e 94,5 µg/L no Lago Paranoá (DF). Segundo Esteves (1983), o fósforo pode ainda encontrar-se adsorvido às argilas, que são de grande importância em águas continentais tropicais, ou associado à íons metálicos, principalmente Fe³⁺, preso no sedimento aerado.

No Taquacetuba o teor MST foi mais elevado em novembro (período chuvoso) em comparação aos demais períodos, coincidindo com menor valor de DS e maior densidade fitoplanctônica. A relação entre material em suspensão e precipitação foi evidenciada em diversos estudos por Maier *et al.* (1985) no braço Rio Grande do Complexo Billings, Nogueira *et al.* (1999) na Represa Jurumirim, Calijuri & Tundisi (1990) no Reservatório de Barra Bonita e Figueiredo & Giani (2001) no Reservatório de Pampulha (MG). O aumento do material em suspensão no período quente-chuvoso é decorrente do material transportado pela chuva e/ou pelo aumento da densidade fitoplanctônica, proporcionado pelo aquecimento da água (MAIER *et al.*, 1985). Em novembro, a entrada de nutrientes proveniente de origem alóctone e as temperaturas mais elevadas, podem ter acelerado o desenvolvimento fitoplanctônico, que ao se posicionar na superfície da coluna d'água acarretaram no menor valor de DS.

O alto teor de MSO em todos os períodos coletados e em todas as profundidades amostradas demonstra alta densidade de organismos fitoplanctônicos (corroborado pela correlação positiva entre MSO e Cyanophyceae).

5.2 A comunidade fitoplanctônica

Figueiredo & Giani (2001) observaram baixa riqueza de espécies (46 táxons) no Reservatório de Pampulha (MG), conforme esperado por se tratar de um reservatório com altas concentrações de nutrientes. Matsumura-Tundisi & Tundisi (2005) encontraram maior riqueza (72 táxons) no reservatório eutrófico de Barra Bonita (SP). Xavier (1981a) encontrou no Reservatório Billings (braços Rio Pequeno e Riacho Grande) entre outubro/77 e setembro/78, riqueza de 59 táxons. Silva (1999) identificou 106 táxons de organismos fitoplanctônicos no reservatório eutrófico Lago Monte Alegre (Ribeirão Preto, SP). No presente estudo a riqueza total de espécies ficou dentro dos valores observados em estudos anteriores em ambientes eutróficos tropicais.

Segundo Harris (1986), o índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') varia de 1,0 a 4,5 bits para a comunidade fitoplanctônica, com grande influência da sazonalidade. Figueiredo & Giani (2001) ao estudar a variação sazonal da diversidade e riqueza de espécies da comunidade fitoplanctônica no Reservatório de Pampulha (MG) classificado como eutrófico, encontraram H' entre 2,0 e 3,5 bits/ind. Calijuri *et al.* (2002) observaram valores em 0,7 e 2,8 bits/ind. no reservatório eutrófico de Barra Bonita (SP). Os valores para H' obtidos no Taquacetuba são próximos aos encontrados em outros reservatórios eutróficos. Segundo Margalef (1972), valores de $H' < 2,5$ indicam baixa diversidade. Portanto, pode-se concluir que o Taquacetuba apresentou baixa diversidade e uniformidade de organismos fitoplanctônicos em fevereiro, maio e novembro e diversidade e uniformidade moderada em agosto.

Estudos já comprovaram a influência da estabilidade da água na composição e na diversidade de espécies fitoplanctônicas em reservatórios brasileiros (CALIJURI & SANTOS, 1996; FIGUEREDO & GIANI, 2001). No presente estudo, esta influência também foi verificada. O período em que foi observada maior riqueza e diversidade (agosto) coincidiu com o período frio-seco, quando a pluviosidade e a temperatura da água foram baixas e o corpo d'água estava totalmente desestratificado. Também houve menor densidade de organismos fitoplanctônicos e menor dominância de cianobactérias em comparação aos demais períodos analisados, em especial de *Cylindrospermopsis raciborskii*. Isto é evidenciado pelo maior valor de J em agosto.

Cylindrospermopsis raciborskii é um importante componente das comunidades fitoplanctônicas devido às freqüentes florações observadas nos reservatórios brasileiros (BRANCO & SENNA, 1991; 1994; 1996; PADISÁK, 1997; BOUVY *et al.*, 1999; BRANCO & CAVALCANTI, 1999; KOMÁRKOVÁ *et al.*, 1999; BOUVY *et al.*, 2000). Sua alta

competitividade em ambientes eutrofizados, associada à capacidade de formar florações e produzir toxinas, fazem desta espécie uma das cianobactérias mais estudadas tanto do ponto de vista ecológico como de saúde pública (TUCCI & SANT'ANNA, 2003).

Palmer (1969b) foi o primeiro a relatar a ocorrência de *C. raciborskii* no Brasil, que na época identificou a população encontrada no Lago Paranoá em Brasília como *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs. Atualmente, sabe-se que se tratava de *C. raciborskii* (BRANCO & SENNA, 1991). Na década de 80 surgiram relatos em outras regiões do Brasil: Sant'Anna *et al.* (1988) relatou a ocorrência desta cianobactéria na Represa de Serraria (SP) e Torgan & Garcia (1989) na Lagoa dos Patos (RS). Com o aumento do processo de eutrofização dos corpos d'água no Brasil a partir da década de 90, ocorreu grande expansão na distribuição de *C. raciborskii* (SANT'ANNA & AZEVEDO, 2000).

Segundo Padisák (1997), o sucesso ecológico de *C. raciborskii* está diretamente relacionado aos seguintes fatores: capacidade de migração na coluna d'água devido à presença de aerópotos, tolerância à baixa luminosidade, habilidade em utilizar fontes internas de fósforo, alta afinidade com fósforo e amônio, capacidade de fixar nitrogênio atmosférico, resistência à herbivoria pelo zooplâncton, alta capacidade de dispersão (acinetos resistentes, dispersão por cursos de rios, aves, etc.) e sobrevivência em condições levemente salinas. Além disso, Figueiredo *et al.* (2007) demonstraram a produção de substâncias alelopáticas por *C. raciborskii*, que inibem o crescimento de outras espécies fitoplanctônicas, contribuindo para manutenção das florações em um lago raso natural (Lagoa Santa, MG).

Souza *et al.* (1998) ao acompanhar a variação sazonal de *C. raciborskii* no braço Rio Pequeno da Represa Billings, concluíram que o seu desenvolvimento foi favorecido por valores elevados de temperatura da água, do pH e da concentração de OD. Condições semelhantes foram observadas no braço Taquacetuba durante as florações de *C. raciborskii* observadas no presente estudo. Branco & Cavalcanti (1999) explicaram a dominância de *C. raciborskii* no Lago Paranoá (DF) aos seguintes fatores: migração na coluna d'água, fixação de nitrogênio atmosférico e resistência à herbivoria do zooplâncton. No caso do Taquacetuba, a migração de *C. raciborskii* na coluna d'água também foi evidenciada, pois sua dominância também ocorreu durante o período de estratificação térmica (fevereiro). Já a fixação de nitrogênio atmosférico pode ser descartada como estratégia para o intenso desenvolvimento de *C. raciborskii*, pois somente um pequeno número de tricomas formou heterocito. A grande disponibilidade de nutrientes nitrogenados dissolvidos no corpo d'água provavelmente tornou o nitrogênio não limitante, não havendo necessidade de gastos energéticos para formação de heterocitos. Baixo percentual de tricomas portadores de heterocitos foram também

documentados em ambientes com altas concentrações de nitrogênio, em diferentes regiões do Brasil (BRANCO & SENNA, 1994; BOUVY *et al.*, 1999; HUSZAR *et al.*, 2000).

Em agosto, a menor densidade de *C. raciborskii* em comparação aos demais períodos pode estar relacionada às condições ambientais. Neste período observou-se baixas temperaturas do ar e da água e desestratificação térmica da coluna d'água. As baixas temperaturas inibem o aparato fotossintético das cianobactérias (VÁRKONYI *et al.*, 2000) e a circulação da coluna d'água tira a vantagem daqueles que possuem vacúolos gasosos, pois coloca tanto os organismos flutuantes como os não flutuantes na mesma posição na massa circulante. Deve-se também levar em conta aspectos relativos ao funcionamento da captação de água neste local, que ocorre superficialmente. Em agosto, a captação estava funcionando, retirando água superficial e junto, a biomassa algal da zona fótica, contribuindo para a redução da densidade fitoplanctônica.

Com relação à sucessão das classes fitoplanctônicas, Cyanobacteria foi dominante em todos os períodos analisados. Em fevereiro e maio, esta dominância foi devido à floração uni-específica de *C. raciborskii*. Em agosto e novembro, da floração bi-específica de *C. raciborskii* e *Planktothrix agardhii*, sendo que em agosto *Synechocystis* sp. também teve importante contribuição e em novembro, *Planktolyngbya* sp..

Planktothrix agardhii é considerada uma típica espécie K-selecionada formadora de florações em lagos rasos temperados (MUR *et al.*, 1993; SCHEFFER *et al.*, 1997; HASLER & POULÍCKOVÁ, 2003).

Segundo Dokulil & Teubner (2000), *P. agardhii* e *C. raciborskii* apresentam preferência por amplitudes de variação semelhantes para a relação entre profundidade máxima e profundidade eufótica (Z_m/Z_{eu} , entre 2 e 16) e temperatura média (16,6 °C), podendo ser uma das justificativas da coexistência destas duas cianobactérias em alguns períodos. As duas espécies apresentaram posições semelhantes, porém não sobrepostas no eixo de ordenação da ACC, indicando as preferências semelhantes supracitadas.

Ao contrário do esperado em florações de cianobactérias, a dominância de *C. raciborskii* e *P. agardhii* não implicaram em queda acentuada na riqueza, diversidade e uniformidade, conforme já observado em outros estudos. Giani & Pinto-Coelho (1986), Branco & Senna (1996) e Branco & Cavalcanti (1999) constataram riqueza de táxons fitoplanctônicos relativamente elevada em ambientes tropicais junto com florações de *C. raciborskii*.

Segundo Tucci & Sant'Anna (2003) as florações de *Cylindrospermopsis* são curtas e não muito intensas, além de que esta cianobactéria possui tricomas finos e alongados, não

promovendo sombreamento e, assim, permitindo a coexistência de outras espécies. Ao contrário do observado em florações de *Microcystis*, cujas colônias com ampla mucilagem proporcionam grande sombreamento sobre as demais espécies fitoplanctônicas, dificultando seu desenvolvimento. Como consequência, a diversidade e riqueza diminuem significativamente (RAMÍREZ, 1996).

No Taquacetuba, *P. agardhii* esteve presente em todos os períodos de estudo, sendo abundante apenas em agosto e novembro. Em novembro, quando a coluna d'água encontrava totalmente estratificada e com a menor zona fótica, *P. agardhii* atingiu até 49,5% (a 3,0m de profundidade) da densidade total, corroborando a correlação negativa entre *P. agardhii* e intensidade luminosa comprovada por Jensen *et al.* (1994) em diversos lagos da Alemanha, Scheffer *et al.* (1997), em 55 lagos rasos da Alemanha e Dokulil & Teubner (2000) no Lago Tegel (Berlim, Alemanha).

Segundo Dokulil & Teubner (2000), *C. raciborskii* apresenta preferência por temperaturas elevadas e ambientes em circulação, ao contrário de espécies de *Planktothrix* e *Planktolyngbya*. Esta preferência por ambientes diferenciados, pode ter possibilitado a ascensão da população de *P. agardhii* e *Planktolyngbya* sp. em novembro, em detrimento da de *C. raciborskii*. Além disso, segundo Wiedner *et al.*, (2002) e Mischke (2003), Oscillatoriales (ordem de *Planktothrix* e *Planktolyngbya*) sobrepedem-se às Nostocales (ordem de *Cylindrospermopsis*) em condições de intensidade luminosa em declínio. O próprio crescimento das cianobactérias geram o sombreamento, que tem efeito positivo nas Oscillatoriales e negativo nas Nostocales (NIXDORF *et al.*, 2003).

Assim como observado em estudos realizados em reservatórios eutróficos - Bouvy *et al.* (1999) no Reservatório de Ingazeira (PE), Souza *et al.* (1998) no braço Rio Pequeno da Billings (SP), Tucci & Sant'Anna (2003) no Lago das Garças (SP) - Chlorophyceae foi o grupo com maior riqueza, provavelmente por ser o grupo fitoplanctônico com maior diversidade de organização celular, estrutura morfológica e processos reprodutivos em comparação a qualquer outra divisão algal (BOLD *et al.*, 1978 *apud* HAPPEY-WOOD, 1988), resultando num grupo com espectro amplo para respostas às variáveis ambientais críticas como irradiância, estratificação térmica e disponibilidade de nutrientes. Quanto à densidade relativa, Cyanophyceae dominou em todos os períodos e ao longo de toda a coluna d'água, provavelmente pelas vantagens competitivas em relação aos outros organismos fitoplanctônicos.

A dinâmica da comunidade fitoplactônica observada demonstra que a dominância por cianobactérias ocorre não só pelo enriquecimento por nutrientes, mas também depende das

espécies envolvidas. Características ecológicas e fisiológicas, assim como a competição entre as espécies e as interações com outros níveis tróficos, devem ser levadas em conta. Segundo Mayer *et al.* (1997) a dinâmica da comunidade fitoplanctônica pode ser modificada por uma rede complexa de interações entre a disponibilidade de nutrientes e estrutura da cadeia alimentar.

A ACC revela que existiram diferenças entre os períodos amostrados (sazonais), porém as diferenças entre as profundidades coletadas ao longo da coluna d'água (verticais) só foi evidenciada em fevereiro, devido ao padrão de distribuição das unidades amostrais ao longo do eixo de ordenação.

O ciclo sazonal natural da comunidade fitoplanctônica foi perturbado por flutuações no nível da água e pelas modificações de fluxo imposto pela operação da “Estação de Captação e Bombeamento de Água Taquacetuba”, que, em geral, é irregular tanto ao longo do ano quanto ao longo do dia. Aparentemente, a dinâmica do braço Taquacetuba é controlado por exclusão competitiva e distúrbios, pois a dominância das cianobactérias inibe o crescimento de outras classes fitoplanctônicas, porém, sem excluí-las, como resultado da eu/supereutrofia do corpo d'água e de distúrbios físicos, como circulação da massa d'água e eventos meteorológicos, permitindo a coexistência de várias espécies fitoplanctônicas.

A presença de distúrbios é corroborado pela dominância das espécies R-estrategistas, aqui representados por *C. raciborskii*, *P. agardhii*, *Mougeotia* sp. e *Aulacoseira* spp., entre outras. A pequena densidade das espécies S-estrategistas pode ser explicada pela ausência de estresse, provavelmente pela abundância de nutrientes no corpo d'água e alta disponibilidade de luz. Já a pequena densidade de C-estrategistas, pode ser explicado pela relativa estabilidade da coluna d'água, que, devido à tomada de água superficial na “Estação de Captação e Bombeamento de Água Taquacetuba”, aumenta a estabilidade termal (BARBIERO *et al.*, 1997), não permitindo um grande aumento da população dos organismos colonizadores (REYNOLDS, 1988).

O ligeiro aumento da densidade das C-estrategistas em agosto pode ser explicado pela estiagem acentuada observada neste período, acarretando num período de maior estabilidade no sistema. A falta de chuvas e, conseqüentemente, distúrbios menos freqüentes, possibilitou o desenvolvimento dos C-estrategistas, representadas pela assembléia X_1 , organismos de baixa razão superfície/volume característicos de ambientes enriquecidos. O aumento destes organismos do grupo X_1 e a diminuição dos organismos dos grupos S foram responsáveis pelo ligeiro aumento da diversidade e uniformidade em agosto, corroborando a influência de distúrbios ambientais, como as chuvas, sobre composição da comunidade fitoplanctônica.

As duas associações fitoplanctônicas mais abundantes agruparam espécies de cianobactérias R-estrategistas nos grupos S_1 e S_n . A associação S_n foi criada para incluir a espécie fixadora de nitrogênio *C. raciborskii*, baseada nos requerimentos de baixa intensidade luminosa, colocando-a ecologicamente mais próxima das Oscillatoriales e mais distante das Nostocales (PADISÁK & REYNOLDS, 1998).

Espécies pertencentes aos grupos H_1 , S_1 ou S_n estão freqüentemente em competição (NIXDORF *et al.*, 2003; PADISÁK *et al.*, 2003) e seqüência sazonal geralmente é $H_1 \rightarrow S_n \rightarrow S_1$. No presente estudo, H_1 não apresentou abundância, porém Moschini-Carlos *et al.* (em preparação) observaram florações de *Anabaena spiroides* (H_1) no Taquacetuba em período posterior ao presente estudo (junho/2007). Segundo Padisák *et al.* (2003), é comum a dominância destes grupos, como ocorreu no presente estudo entre S_1 e S_n , representados principalmente por *P. agardhii* e *C. raciborskii*, respectivamente.

A correlação negativa da associação S_n com H' e J e sua correlação positiva com a densidade fitoplanctônica total demonstram a dominância de *C. raciborskii* sobre a comunidade. Já a correlação positiva entre a associação X_1 e a riqueza demonstra o grande número de táxons destes organismos pequenos, na maioria clorofíceas.

5.3 Resolução CONAMA no. 357 de 17/03/2005

Segundo os padrões de qualidade de água estabelecidos pela resolução CONAMA no. 357 de 17/03/05 (BRASIL, 2005), todas as medidas de pH estão em não conformidade com o enquadramento do braço Taquacetuba na classe I, com exceção do mês de maio.

Quanto às concentrações de OD, todos os valores observados neste estudo estão em não conformidade com o enquadramento do braço Taquacetuba na classe I, com exceção do mês de agosto. Em fevereiro e novembro, o braço Taquacetuba apresentou concentrações de OD relativos à classificação deste corpo d'água na classe III e em maio, na classe IV.

Para as concentrações de $cl-a$, os valores medidos neste estudo estão em não conformidade com a legislação em todos os períodos analisados, obtendo valores relativos à classificação na classe II.

Quanto aos nutrientes analisados, nitrato, nitrito e amônio estavam em conformidade com o enquadramento do braço Taquacetuba na classe I. Porém, as concentrações de PT estavam em não conformidade com a legislação em todos os períodos analisados, apresentando valores referentes à classificação deste ponto na classe II em fevereiro e maio e na classe III em agosto e novembro.

5.4 A transposição das águas do braço Taquacetuba para a Represa Guarapiranga

Em agosto de 2000 a SABESP iniciou a transposição Billings-Guarapiranga, na qual um sistema de captação e bombeamento leva água bruta do braço Taquacetuba da Represa Billings ao braço Parelheiros da Represa Guarapiranga, com uma Licença de Operação para $2,0 \text{ m}^3/\text{s}$ (CETESB, 2002). Tal empreendimento teve como finalidade ampliar a utilização da Billings para o abastecimento público utilizando outras áreas além do braço Rio Grande e regularizar o nível da Represa Guarapiranga, entrando em funcionamento em períodos críticos de estiagem.

Segundo técnicos da SABESP (2007, comunicação pessoal) a transposição de água vem sendo realizada regularmente, parando somente cerca de 2 a 3 meses do ano. Atualmente, a SABESP transfere $4,0 \text{ m}^3/\text{s}$ de água do braço Taquacetuba, na Represa Billings, para o braço Parelheiros, na Represa Guarapiranga (SABESP, 2006a), contribuindo com 29% da produção de água total do Sistema Guarapiranga, que abastece a população da região sudeste de São Paulo com cerca de 1,2 bilhões L/dia de água (WHATELY & CUNHA, 2006). Porém, a água que chega à Represa Guarapiranga possui uma parcela proveniente do corpo central da Billings (com possível influência da reversão do Rio Pinheiros), e não só do braço Taquacetuba.

A transposição Taquacetuba-Guarapiranga tem gerado um acirrado debate entre a SABESP, responsável pela implantação do empreendimento, a Secretaria do Meio Ambiente, responsável pelo licenciamento ambiental, o Ministério Público de São Paulo, ambientalistas e pesquisadores. Isto porque, apesar de vários estudos demonstrarem que o empreendimento promove a contaminação permanente da Guarapiranga por metais pesados e por algas potencialmente tóxicas (WHATELY & CUNHA, 2006), entre as quais se destaca a *Cylindrospermopsis raciborskii*, ele foi autorizado e implantado sem a realização de estudo de impacto ambiental (CETESB, 2006).

Carvalho *et al.* (2007) identificaram 19 espécies de cianobactérias nas Represas Billings e Guarapiranga, das quais 9 são consideradas tóxicas. Maior diversidade e maior número de espécies potencialmente tóxicas foram encontrados na Billings. *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Microcystis aeruginosa* foram as mais comuns na Billings e apenas *M. aeruginosa* na Guarapiranga. Foi detectada a cianotoxina microcistina-LR em todas as amostras da Billings e em apenas uma da Guarapiranga. As autoras concluíram haver maior potencialidade para o desenvolvimento de cianobactérias tóxicas nas condições físicas e químicas da Billings em comparação à Guarapiranga. Porém, alertam sobre os possíveis

efeitos da transposição Taquacetuba-Guarapiranga sobre a alteração na composição e densidade da comunidade fitoplanctônica na Guarapiranga, conforme já vem sendo evidenciado.

O Relatório de Qualidade das Águas Interiores 2004 (CETESB, 2005) mostrou semelhança entre as comunidades biológicas do braço Taquacetuba da Billings e do braço Parelheiros da Guarapiranga. Em 2005, esta semelhança verificada nos anos anteriores entre as comunidades desses dois pontos não se repetiu, devido à interrupção da transposição durante os meses de fevereiro a abril e de novembro a dezembro (CETESB, 2006), evidenciando a transferência biológica entre a Billings e a Guarapiranga.

É necessário avaliar os impactos da reversão da água da Billings para a Guarapiranga, visto que, na primeira existe um histórico de freqüentes florações de cianobactérias e a presença de cianotoxinas, ambos menos freqüentes na Guarapiranga. Além disso, é preciso monitoramento e restauração da qualidade das águas eutrofizadas do braço Taquacetuba a fim de evitar o comprometimento da qualidade da água para abastecimento público na Guarapiranga e seus usos múltiplos (WHATELY & CUNHA, 2006).

6 Considerações finais

No que diz respeito à estrutura física e química da coluna d'água, esta se encontrava termicamente e quimicamente estratificada no período quente-chuvoso (fevereiro e novembro) e em circulação no período frio-seco (maio e agosto). A Represa Billings é classificado com polimítica em diversos estudos anteriores, sendo, talvez, as estratificações observadas, resultados de fenômenos momentâneos e não-duradouros captados no momento da amostragem.

Aparentemente, a dinâmica do braço Taquacetuba é controlado por exclusão competitiva e distúrbios, pois a dominância das cianobactérias inibiu o crescimento de outras classes fitoplanctônicas, porém, sem excluí-las, como resultado da eutrofização e de distúrbios físicos, como circulação da massa d'água, fluxos do sistema e chuvas, permitindo a coexistência de várias espécies fitoplanctônicas.

A comunidade fitoplanctônica mostrou flutuação sazonal marcante, com maior densidade no período quente-chuvoso (fevereiro e novembro). Quanto à distribuição vertical, nenhum padrão pôde ser observado. Organismos R-estrategistas dominaram em todo o período estudado. Dentre estes organismos, estão cianobactérias das associações S_1 e S_n , que

co-dominaram. Período de ligeira estabilidade em agosto devido à estiagem permitiu o crescimento de C-estrategistas da associação X₁.

A classificação do braço Taquacetuba como eu/supereutrófico, a dominância de cianobactérias potencialmente tóxicas e a não conformidade vários parâmetros com a legislação estadual e federal pode comprometer os usos múltiplos propostos para o reservatório. Visando detectar alterações preocupantes na qualidade de suas águas, o braço deve ser constantemente monitorado, além da realização de estudo sobre os impactos da reversão de suas águas sobre a Guarapiranga, que abastece milhares de pessoas na cidade de São Paulo.

7 Anexos

Anexo V. Densidade total e densidade relativa dos organismos fitoplancônicos nas diferentes profundidades analisadas do braço Taquacetuba da Represa Billings em fevereiro de 2005.

Táxon	Prof. 0,0m		Prof. 0,5m		Prof. 1,0m		Prof. 2,0m		Prof. 3,5m		Prof. 6,0m	
	ind/ml	%	ind/ml	%	ind/ml	%	ind/ml	%	ind/ml	%	ind/ml	%
<i>Anabaena circinalis</i>	24	0,3	10	0,1	34	0,3	91	0,7	40	0,4	34	0,5
<i>Anabaena</i> sp.	48	0,6	55	0,6	45	0,5	101	0,8	129	1,2	34	0,5
<i>Cylindropermopsis raciborskii</i>	5730	70,6	6315	72,9	6730	70,2	7142	58,4	5893	55,5	3894	59,1
<i>Merismopedia tenuissima</i>	-	-	10	0,1	22	0,2	-	-	20	0,2	101	1,5
<i>Microcystis aeruginosa</i>	4	0,0	6	0,1	5	0,1	5	0,0	-	-	4	0,1
<i>Microcystis protocystis</i>	3	0,0	2	0,0	5	0,1	5	0,0	-	-	2	0,0
<i>Microcystis panniformis</i>	10	0,1	14	0,2	21	0,2	18	0,1	-	-	11	0,2
<i>Microcystis weserbergii</i>	2	0,0	3	0,0	3	0,0	2	0,0	-	-	-	0,0
<i>Pseudoanabaena</i> sp.	39	0,5	45	0,5	67	0,7	111	0,9	100	0,9	101	1,5
<i>Planktothrix agardhii</i>	640	7,9	528	6,1	693	7,2	1327	10,9	1423	13,4	894	13,6
<i>Planktolingbya</i> sp.	262	3,0	242	2,5	212	1,7	486	4,0	279	2,6	253	3,8
<i>Synechocystis</i> sp.	24	0,3	-	-	11	0,1	314	2,6	209	2,0	17	0,3
<i>Aphanocapsa</i> sp.	48	0,6	25	0,3	11	0,1	-	-	20	0,2	17	0,3
<i>Actinastrum</i> sp1.	-	-	-	-	-	-	-	-	10	0,1	-	-
<i>Actinastrum</i> sp2.	15	0,2	5	0,1	11	0,1	-	-	-	-	-	-
<i>Ankistrodesmus birbinaris</i>	10	0,1	5	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Ankistrodesmus falcatus</i>	-	-	5	0,1	-	-	-	-	20	0,2	-	-
<i>Closteriopsis acicularis</i>	5	0,1	5	0,1	11	0,1	10	0,1	-	-	-	-
<i>Coelastrum microporum</i>	10	0,1	20	0,2	34	0,3	10	0,1	30	0,3	17	0,3
<i>Coelastrum reticulatum</i>	15	0,2	45	0,5	78	0,8	142	1,2	50	0,5	-	-
<i>Crucigenia rectangularis</i>	-	-	10	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Golenkinia radiata</i>	5	0,1	10	0,1	45	0,5	41	0,3	30	0,3	17	0,3
<i>Micractinium pusillum</i>	-	-	5	0,1	22	0,2	10	0,1	30	0,3	-	-
<i>Monoraphidium arcuatum</i>	63	0,8	30	0,3	34	0,3	30	0,2	100	0,9	34	0,5
<i>Monoraphidium contortum</i>	204	2,5	75	0,9	157	1,6	253	2,1	239	2,3	17	0,3
<i>Nephroclamys subsolitaria</i>	5	0,1	5	0,1	-	-	-	-	60	0,6	-	-
<i>Pediastrum tetras</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	10	0,1	-	-

Táxon	Prof. 0,0m		Prof. 0,5m		Prof.1,0m		Prof. 2,0m		Prof. 3,5m		Prof. 6,0m	
	ind/ml	%	ind/ml	%	ind/ml	%	ind/ml	%	ind/ml	%	ind/ml	%
<i>Pediastrum simplex</i>	-	-	5	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Scenedesmus acuminatus</i>	-	-	10	0,1	34	0,3	10	0,1	20	0,2	-	-
<i>Scenedesmus smithii</i>	-	-	-	-	11	0,1	-	-	10	0,1	-	-
<i>Desmodesmus quadricauda</i>	58	0,7	25	0,3	11	0,1	81	0,7	40	0,4	34	0,5
<i>Desmodesmus quadricauda</i> var. <i>bicaudatus</i>	5	0,1	5	0,1	-	-	20	0,2	-	-	-	-
<i>Teträedron gracile</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	10	0,1	-	-
<i>Mougeotia</i> sp.	354	4,4	297	3,4	358	3,7	618	5,1	796	7,5	455	6,9
<i>Staurastrum</i> sp1.	10	0,1	35	0,4	11	0,1	10	0,1	-	-	-	-
<i>Staurastrum</i> sp2.	-	-	5	0,1	-	-	-	-	10	0,1	-	-
<i>Cryptomonas</i> sp.	150	1,9	508	5,9	470	4,9	659	5,4	378	3,6	135	2,0
<i>Peridinium</i> sp.	-	-	-	-	-	-	10	0,1	40	0,4	-	-
<i>Peridinium umbonatum</i>	34	0,4	25	0,3	67	0,7	51	0,4	20	0,2	-	-
<i>Euglena acus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	10	0,1	-	-
<i>Euglena variabilis</i>	-	-	-	-	22	0,2	-	-	-	-	-	-
<i>Trachelomonas intermedia</i>	39	0,5	-	-	-	-	30	0,2	20	0,2	51	0,8
<i>Trachelomonas volvocina</i>	63	0,8	40	0,5	56	0,6	51	0,4	159	1,5	34	0,5
Forma de resistência de euglenophyceae	34	0,4	30	0,3	34	0,3	-	-	30	0,3	-	-
<i>Aulacoseira granulata</i>	39	0,5	20	0,2	56	0,6	71	0,6	10	0,1	135	2,0
<i>Aulacoseira granulata</i> vari <i>angustissima</i>	29	0,4	45	0,5	11	0,1	71	0,6	30	0,3	67	1,0
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	29	0,4	35	0,4	56	0,6	142	1,2	90	0,8	51	0,8
<i>Nitzschia</i> sp.	44	0,5	40	0,5	134	1,4	172	1,4	119	1,1	67	1,0
<i>Fragilaria</i> sp.	63	0,8	60	0,7	11	0,1	132	1,1	129	1,2	118	1,8
Total	8115	100,0	8665	100,0	9592	100,0	12228	100,0	10611	100,0	6592	100,0

Anexo VI. Densidade total e densidade relativa dos organismos fitoplanctônicos nas diferentes profundidades analisadas do braço Taquacetuba da Represa Billings em maio de 2005.

Táxon	Prof. 0,0m		Prof. 0,5m		Prof. 2,0m		Prof. 3,0m		Prof. 5,0m		Prof. 7,5m	
	ind/ml	%	ind/ml	%	ind/ml	%	ind/ml	%	ind/ml	%	ind/ml	%
<i>Anabaena circinalis</i>	58	0,7	53	0,6	88	0,9	261	2,3	49	1,0	-	-
<i>Anabaena</i> sp.	58	0,7	67	0,8	68	0,7	25	0,2	12	0,2	-	-
<i>Anabaena spiroides</i>	164	1,9	120	1,4	136	1,4	174	1,5	18	0,4	-	-
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	6512	76,6	6164	73,4	7312	72,4	7916	68,8	3543	68,8	3073	70,5
<i>Merismopedia tenuissima</i>	6	0,1	7	0,1	10	0,1	12	0,1	-	-	144	3,3
<i>Microcystis aeruginosa</i>	4	0,0	21	0,3	8	0,1	3	0,0	4	0,1	-	-
<i>Microcystis protocystis</i>	7	0,1	12	0,1	7	0,1	1	0,0	1	0,0	-	-
<i>Microcystis panniformis</i>	42	0,5	53	0,6	47	0,5	6	0,1	5	0,1	-	-
<i>Microcystis wesenbergii</i>	5	0,1	7	0,1	6	0,1	2	0,0	2	0,0	-	-
<i>Spirulina</i> sp.	6	0,1	7	0,1	-	-	12	0,1	-	-	-	-
<i>Pseudoanabaena</i> sp.	29	0,3	40	0,5	49	0,5	75	0,6	37	0,7	10	0,2
<i>Planktothrix agardhii</i>	210	2,5	320	3,8	555	5,5	921	8,0	368	7,2	173	4,0
<i>Planktolyngbya</i> sp.	76	0,9	87	1,0	127	1,3	311	2,7	129	2,5	164	3,8
<i>Actinastrum</i> sp1.	12	0,1	20	0,2	19	0,2	12	0,1	12	0,2	5	0,1
<i>Actinastrum</i> sp2.	18	0,2	-	-	-	-	-	-	12	0,2	15	0,3
<i>Ankistrodesmus falcatus</i>	-	-	-	-	10	0,1	-	-	6	0,1	15	0,3
<i>Coelastrum microporum</i>	-	-	7	0,1	-	-	-	-	12	0,2	5	0,1
<i>Crucigenia crucifera</i>	6	0,1	-	-	10	0,1	-	-	-	-	-	-
<i>Golenkinia radiata</i>	-	-	7	0,1	-	-	50	0,4	6	0,1	-	-
<i>Micractinium pusillum</i>	12	0,1	7	0,1	-	-	25	0,2	-	-	-	-
<i>Monoraphidium arcuatum</i>	23	0,3	13	0,2	19	0,2	-	-	-	-	30	0,7
<i>Monoraphidium contortum</i>	461	5,4	506	6,0	321	3,2	212	1,8	153	3,0	99	2,3
<i>Pediastrum simplex</i>	-	-	7	0,1	-	-	-	-	6	0,1	-	-
<i>Pediastrum tetras</i>	-	-	7	0,1	-	-	-	-	-	-	5	0,1
<i>Scenedesmus acuminatus</i>	12	0,1	-	-	19	0,2	25	0,2	-	-	20	0,5
<i>Scenedesmus arcuatus</i>	6	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-	5	0,1
<i>Scenedesmus javanensis</i>	-	-	-	-	-	-	12	0,1	-	-	15	0,3
<i>Desmodesmus quadricauda</i>	6	0,1	13	0,2	39	0,4	12	0,1	6	0,1	20	0,5
<i>Desmodesmus quadricauda</i> var. <i>bicaudatus</i>	-	-	13	0,2	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Desmodesmus quadricauda</i> var. <i>quadrispina</i>	12	0,1	33	0,4	10	0,1	25	0,2	-	-	25	0,6

Táxon	Prof. 0,0m		Prof. 0,5m		Prof. 2,0m		Prof. 3,0m		Prof. 5,0m		Prof. 7,5m	
	ind/ml	%	ind/ml	%	ind/ml	%	ind/ml	%	ind/ml	%	ind/ml	%
<i>Scenedesmus smithii</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5	0,1
<i>Tetráedron gracile</i>	-	-	-	-	10	0,1	-	-	-	-	-	-
<i>Euastrum binale</i>	6	0,1	13	0,2	-	-	25	0,2	-	-	5	0,1
<i>Cosmarium</i> sp.	-	-	7	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Mougeotia</i> sp.	321	3,8	313	3,7	497	4,9	535	4,7	301	5,8	159	3,6
<i>Staurastrum lepdocladum</i>	6	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Staurastrum pingue</i>	-	-	-	-	10	0,1	-	-	-	-	-	-
<i>Staurastrum</i> sp1.	12	0,1	-	-	-	-	-	-	6	0,1	-	-
<i>Staurastrum</i> sp2.	-	-	7	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Stauroidesmus</i> sp1.	-	-	-	-	-	-	25	0,2	-	-	-	-
<i>Cryptomonas</i> sp.	111	1,3	113	1,3	146	1,4	162	1,4	43	0,8	25	0,6
<i>Peridinium</i> sp.	6	0,1	13	0,2	10	0,1	12	0,1	-	-	-	-
<i>Peridinium umbonatum</i>	6	0,1	7	0,1	39	0,4	-	-	6	0,1	-	-
<i>Euglena variabilis</i>	-	-	-	-	19	0,2	25	0,2	6	0,1	-	-
<i>Trachelomonas intermedia</i>	-	-	7	0,1	29	0,3	12	0,1	-	-	-	-
<i>Trachelomonas verrucosa</i>	6	0,1	-	-	-	-	12	0,1	18	0,4	-	-
<i>Trachelomonas volvocina</i>	12	0,1	40	0,5	49	0,5	62	0,5	31	0,6	10	0,2
<i>Aulacoseira granulata</i>	41	0,5	40	0,5	78	0,8	100	0,9	68	1,3	40	0,9
<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i>	88	1,0	87	1,0	156	1,5	112	1,0	98	1,9	74	1,7
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	-	-	7	0,1	78	0,8	87	0,8	43	0,8	25	0,6
<i>Nitzschia</i> sp.	99	1,2	93	1,1	78	0,8	212	1,8	147	2,9	178	4,1
<i>Fragilaria</i> sp.	41	0,5	60	0,7	39	0,4	25	0,2	-	-	15	0,3
Total	8497	100,0	8393	100,0	10097	100,0	11501	100,0	5151	100,0	4356	100,0

Anexo VII. Densidade total e densidade relativa dos organismos fitoplanctônicos nas diferentes profundidades analisadas do braço Taquacetuba da Represa Billings em agosto de 2005.

Táxon	Prof. 0,0m		Prof. 0,5m		Prof. 1,5m		Prof. 2,5m		Prof. 4,0m		Prof. 6,0m	
	ind/ml	%	ind/ml	%	ind/ml	%	ind/ml	%	ind/ml	%	ind/ml	%
<i>Anabaena circinalis</i>	79	1,0	38	0,5	13	0,9	33	0,4	52	1,0	22	0,4
<i>Anabaena</i> sp.	93	1,1	89	1,2	9	0,6	60	0,8	78	1,6	67	1,3
<i>Anabaena spiroides</i>	7	0,1	6	0,1	3	0,2	5	0,1	10	0,2	7	0,1
<i>Aphanocapsa</i> sp.	53	0,6	102	1,3	15	1,0	98	1,3	172	3,4	112	2,1
<i>Cylindropermopsis raciborskii</i>	1787	21,4	1741	23,0	273	18,0	1552	20,1	895	17,9	1086	20,5
<i>Merismopedia tenuissima</i>	7	0,1	19	0,3	3	0,2	5	0,1	26	0,5	7	0,1
<i>Microcystis aeruginosa</i>	5	0,1	4	0,1	3	0,2	5	0,1	7	0,1	16	0,3
<i>Microcystis protocystis</i>	4	0,0	2	0,0	2	0,1	3	0,0	2	0,0	9	0,2
<i>Microcystis panniformis</i>	41	0,5	37	0,5	4	0,3	34	0,4	27	0,5	52	1,0
<i>Microcystis wesenbergii</i>	3	0,0	1	0,0	-	-	2	0,0	-	-	5	0,1
<i>Pseudoanabaena</i> sp.	66	0,8	95	1,3	22	1,4	87	1,1	47	0,9	104	2,0
<i>Planktothrix agardhii</i>	2628	31,5	2313	30,6	493	32,5	2251	29,1	1846	36,9	2008	38,0
<i>Planktolyngbya</i> sp.	450	5,4	381	5,0	73	4,8	388	5,0	281	5,6	268	5,1
<i>Synechocystis</i> sp.	708	8,5	909	12,0	240	15,8	1311	17,0	-	-	-	-
<i>Actinastrum</i> sp1.	7	0,1	13	0,2	4	0,3	16	0,2	10	0,2	-	-
<i>Actinastrum</i> sp2.	40	0,5	19	0,3	2	0,1	16	0,2	5	0,1	15	0,3
<i>Ankistrodesmus birbinaris</i>	-	-	-	-	1	0,1	5	0,1	5	0,1	-	-
<i>Ankistrodesmus falcatus</i>	-	-	-	-	-	-	33	0,4	-	-	7	0,1
<i>Coelastrum microporum</i>	7	0,1	70	0,9	6	0,4	5	0,1	-	-	22	0,4
<i>Coelastrum reticulatum</i>	7	0,1	13	0,2	4	0,3	38	0,5	-	-	22	0,4
Cloroficea não identificada	-	-	-	-	-	-	11	0,1	-	-	7	0,1
<i>Golenkinia radiata</i>	26	0,3	32	0,4	3	0,2	-	-	5	0,1	15	0,3
<i>Micractinium pusillum</i>	13	0,2	-	-	1	0,1	-	-	5	0,1	-	-
<i>Monoraphidium arcuatum</i>	53	0,6	70	0,9	19	1,3	180	2,3	73	1,5	97	1,8
<i>Monoraphidium contortum</i>	569	6,8	489	6,5	103	6,8	459	5,9	291	5,8	446	8,4
<i>Pediastrum duplex</i> var. <i>duplex</i> f. <i>duplex</i>	-	-	13	0,2	1	0,1	16	0,2	5	0,1	-	-
<i>Pediastrum simplex</i>	-	-	-	-	1	0,1	-	-	5	0,1	-	-
<i>Pediastrum tetras</i>	13	0,2	13	0,2	5	0,3	16	0,2	10	0,2	15	0,3
<i>Scenedesmus acuminatus</i>	13	0,2	13	0,2	4	0,3	16	0,2	16	0,3	22	0,4
<i>Scenedesmus arcuatus</i>	-	-	6	0,1	-	-	-	-	5	0,1	-	-
<i>Scenedesmus javanensis</i>	-	-	6	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-

Táxon	Prof. 0,0m		Prof. 0,5m		Prof. 1,5m		Prof. 2,5m		Prof. 4,0m		Prof. 6,0m	
	ind/ml	%	ind/ml	%	ind/ml	%	ind/ml	%	ind/ml	%	ind/ml	%
<i>Desmodesmus quadricauda</i>	113	1,3	102	1,3	15	1,0	-	-	78	1,6	52	1,0
<i>Desmodesmus quadricauda</i> var. <i>bicaudatus</i>	7	0,1	19	0,3	-	-	11	0,1	26	0,5	22	0,4
<i>Scenedesmus smithii</i>	20	0,2	32	0,4	5	0,3	11	0,1	5	0,1	15	0,3
<i>Euastrum binale</i>	-	-	-	-	2	0,1	11	0,1	10	0,2	-	-
<i>Teträedron gracile</i>	-	-	6	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Mougeotia</i> sp.	357	4,3	324	4,3	59	3,9	344	4,5	286	5,7	275	5,2
<i>Staurastrum lepdocladum</i>	-	-	-	-	1	0,1	-	-	5	0,1	-	-
<i>Staurastrum pingue</i>	-	-	-	-	-	-	5	0,1	5	0,1	-	-
<i>Staurastrum</i> sp1.	13	0,2	-	-	2	0,1	11	0,1	10	0,2	-	-
<i>Staurastrum</i> sp2.	-	-	-	-	-	-	11	0,1	5	0,1	15	0,3
<i>Peridinium umbonatum</i>	40	0,5	19	0,3	2	0,1	33	0,4	10	0,2	7	0,1
<i>Euglena acus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	5	0,1	-	-
<i>Euglena variabilis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	10	0,2	-	-
<i>Phacus longicauda</i>	7	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Phacus triqueter</i>	-	-	6	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Trachelomonas hispida</i>	26	0,3	-	-	-	-	16	0,2	16	0,3	-	-
<i>Trachelomonas volvocina</i>	53	0,6	32	0,4	13	0,9	76	1,0	16	0,3	37	0,7
Forma de resistência de Euglenophyceae	26	0,3	-	-	-	-	11	0,1	-	-	7	0,1
<i>Aulacoseira granulata</i>	93	1,1	32	0,4	-	-	38	0,5	10	0,2	45	0,8
<i>Aulacoseira granulata</i> .var <i>angustissima</i>	119	1,4	32	0,4	10	0,7	55	0,7	88	1,8	30	0,6
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	165	2,0	140	1,8	21	1,4	109	1,4	73	1,5	89	1,7
<i>Nitzschia</i> sp.	331	4,0	133	1,8	28	1,8	120	1,6	322	6,4	52	1,0
<i>Fragilaria</i> sp.	291	3,5	191	2,5	53	3,5	219	2,8	146	2,9	208	3,9
Total	8341	100,0	7560	100,0	1518	100,0	7731	100,0	5008	100,0	5288	100,0

Anexo VIII. Densidade total e densidade relativa dos organismos fitoplanctônicos nas diferentes profundidades analisadas do braço Taquacetuba da Represa Billings em novembro de 2005.

Táxon	Prof. 0,0m		Prof. 1,0m		Prof. 2,0m		Prof. 3,0m		Prof. 6,0m		Prof. 7,5m	
	ind/ml	%	ind/ml	%	ind/ml	%	ind/ml	%	ind/ml	%	ind/ml	%
<i>Anabaena circinalis</i>	23	0,2	34	0,3	-	-	-	-	-	-	10	0,2
<i>Anabaena</i> sp.	492	3,8	316	2,7	359	3,2	430	3,3	209	2,4	126	2,2
<i>Anabaena spiroides</i>	-	-	-	-	21	0,2	-	-	-	-	-	-
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	4659	35,8	3956	33,6	4334	38,1	4883	37,7	2907	33,9	1735	30,4
<i>Merismopedia tenuissima</i>	11	0,1	158	1,3	-	-	-	-	-	-	10	0,2
<i>Microcystis aeruginosa</i>	29	0,2	-	-	12	0,1	21	0,2	1	0,0	-	-
<i>Microcystis protocystis</i>	12	0,1	-	-	9	0,1	13	0,1	1	0,0	-	-
<i>Microcystis panniformis</i>	53	0,4	-	-	42	0,4	65	0,5	9	0,1	-	-
<i>Microcystis wesenbergii</i>	9	0,1	-	-	-	-	11	0,1	-	-	-	-
<i>Pseudoanabaena</i> sp.	240	1,8	225	1,9	232	2,0	320	2,5	242	2,8	126	2,2
<i>Planktothrix agardhii</i>	6422	49,3	158	1,3	5294	46,6	5883	45,5	4119	48,0	2781	48,8
<i>Planktolyngbya</i> sp.	252	1,9	5861	49,8	53	0,5	210	1,6	121	1,4	39	0,7
<i>Actinastrum</i> sp1.	-	-	11	0,1	11	0,1	-	-	-	-	-	-
<i>Actinastrum</i> sp2.	-	-	11	0,1	-	-	-	-	11	0,1	-	-
<i>Ankistrodesmus falcatus</i>	-	-	-	-	21	0,2	10	0,1	33	0,4	19	0,3
<i>Closteriopsis acicularis</i>	23	0,2	23	0,2	32	0,3	50	0,4	22	0,3	29	0,5
<i>Coelastrum microporum</i>	-	-	11	0,1	21	0,2	-	-	-	-	-	-
<i>Coelastrum reticulatum</i>	11	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-	10	0,2
<i>Golenkinia radiata</i>	23	0,2	11	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Micractinium pusillum</i>	11	0,1	11	0,1	-	-	10	0,1	-	-	-	-
<i>Monoraphidium arcuatum</i>	23	0,2	11	0,1	21	0,2	40	0,3	11	0,1	-	-
<i>Monoraphidium contortum</i>	57	0,4	23	0,2	-	-	30	0,2	-	-	19	0,3
<i>Pediastrum duplex</i> var. <i>duplex</i> f. <i>duplex</i>	21	0,2	-	-	21	0,2	-	-	-	-	10	0,2
<i>Pediastrum simplex</i>	11	0,1	-	-	11	0,1	-	-	11	0,1	10	0,2
<i>Scenedesmus acuminatus</i>	-	-	-	-	11	0,1	-	-	-	-	-	-
<i>Scenedesmus arcuatus</i>	-	-	11	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Desmodesmus quadricauda</i>	-	-	-	-	-	-	10	0,1	44	0,5	-	-
<i>Desmodesmus quadricauda</i> var. <i>bicaudatus</i>	-	-	34	0,3	21	0,2	20	0,2	33	0,4	48	0,9
<i>Desmodesmus quadricauda</i> var. <i>quadrispina</i>	11	0,1	-	-	-	-	40	0,3	22	0,3	29	0,5
<i>Tetrædron gracile</i>	-	-	11	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Euastrum binale</i>	11	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Táxon	Prof. 0,0m		Prof. 1,0m		Prof. 2,0m		Prof. 3,0m		Prof. 6,0m		Prof. 7,5m	
	ind/ml	%	ind/ml	%	ind/ml	%	ind/ml	%	ind/ml	%	ind/ml	%
<i>Mougeotia</i> sp.	103	0,8	270	2,3	264	2,3	210	1,6	264	3,1	87	1,5
<i>Staurastrum</i> sp1.	11	0,1	23	0,2	11	0,1	-	-	11	0,1	19	0,3
<i>Staurastrum lepdocladum</i>	-	-	-	-	11	0,1	-	-	-	-	-	-
<i>Cryptomonas</i> sp.	149	1,1	135	1,1	190	1,7	250	1,9	44	0,5	29	0,5
<i>Peridinium</i> sp.	11	0,1	11	0,1	-	-	-	-	-	-	10	0,2
<i>Peridinium umbonatum</i>	11	0,1	11	0,1	21	0,2	-	-	-	-	10	0,2
<i>Phacus longicauda</i>	11	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Phacus triqueter</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	10	0,2
<i>Trachelomonas intermedia</i>	-	-	11	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Trachelomonas verrucosa</i>	-	-	11	0,1	-	-	50	0,4	33	0,4	29	0,5
<i>Trachelomonas volvocina</i>	57	0,4	135	1,1	105	0,9	100	0,8	99	1,2	78	1,4
<i>Aulacoseira granulata</i>	57	0,4	101	0,9	95	0,8	70	0,5	55	0,6	68	1,2
<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i>	137	1,1	135	1,1	116	1,0	110	0,9	110	1,3	165	2,9
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	46	0,4	-	-	-	-	10	0,1	44	0,5	29	0,5
<i>Nitzschia</i> sp.	23	0,2	56	0,5	32	0,3	70	0,5	121	1,4	116	2,0
<i>Fragilaria</i> sp.	-	-	-	-	-	-	20	0,2	-	-	48	0,9
Total	13025	100,0	11777	100,0	11367	100,0	12937	100,0	8579	100,0	5698	100,0

Capítulo III Estudo comparativo do fitoplâncton em dois braços da Represa Billings (São Paulo, SP): Rio Grande e Taquacetuba

Resumo

Estudo comparativo do fitoplâncton em dois braços da Represa Billings (São Paulo, SP): Rio Grande e Taquacetuba – O objetivo deste trabalho foi comparar a composição e a diversidade da comunidade fitoplanctônica nos braços Rio Grande e Taquacetuba (Represa Billings) e determinar os fatores que regulam sua estrutura. Foram realizadas coletas em fevereiro, maio, agosto e novembro de 2005, nas quais foram coletadas amostras de água em 6 profundidades. As variáveis analisadas foram transparência da água, temperatura, condutividade elétrica, pH, oxigênio dissolvido, material em suspensão, sólidos totais, clorofilas a, b e c, feofitina e nutrientes totais e dissolvidos. O corpo d'água foi classificado segundo o grau de trofia. O fitoplâncton foi analisado quali e quantitativamente. Os dados foram analisados estatisticamente por métodos univariados e multivariados. No Rio Grande foi observada maior diversidade e oligo/mesotrofia, enquanto no Taquacetuba, observou-se dominância de cianobactérias e eu/supereutrofia. Tais padrões podem ser explicados pelas diferenças nas variáveis físicas e químicas, nos funcionamentos das captações de água e aos diferentes fins para os quais estas águas são captadas. O Rio Grande tem suas águas constantemente tratadas com sulfato de cobre para o controle da biomassa algal e manutenção da qualidade da água compatível para o abastecimento público. Porém, a sulfatação como uma medida paliativa deve ser utilizada com cautela e mais estudos são necessários a fim de evitar problemas ainda desconhecidos a longo prazo. O Taquacetuba tem suas águas revertidas sem tratamento para a Represa Guarapiranga, podendo estar comprometendo a qualidade da água da Guarapiranga, que abastece grande parte da população da cidade de São Paulo.

Palavras-chaves: fitoplâncton, variabilidade sazonal e vertical, abastecimento público, transposição Billings-Guarapiranga.

Abstract

Comparative study of the phytoplankton in two branches of Billings Reservoir (São Paulo, SP): Rio Grande and Taquacetuba – The aim of this work was to compare the phytoplankton community composition and diversity in Rio Grande and Taquacetuba branches (Billings Reservoir) and to determinate its controlling factors. Water samples were collected in six depths on February, May, August and November 2005. The variables analyzed were water transparency, temperature, electric conductivity, pH, dissolved oxygen, suspended material, total solids, chlorophylls a, b and c, pheophytin and total and dissolved nutrients. The water body was classified by its trophic state. Phytoplankton was analyzed quali and quantitatively. Data were analyzed by univariate and multivariate statistical methods. Higher diversity and oligo/mesotrophy were observed in Rio Grande, while in Taquacetuba, cyanobacteria dominance and eu/supereutrophy were observed. Those patterns can be explained by differences on physical and chemical variables, on water intake functioning and on water destinations. Rio Grande is constantly treated with copper sulfate to control algae biomass and to maintain good water quality to public supply. Although, sulfatation as a palliative measure may be cautious and more studies are necessary to avoid problems still unknown in long term. Taquacetuba's water is transferred without treatment to Guarapiranga Reservoir. It could be compromising the water quality of Guarapiranga, which supply a great part of São Paulo city population.

Key-words: phytoplankton, seasonal and vertical variability, water supply, Billings-Guarapiranga water transferation.

1 Introdução

A composição e diversidade de espécies é resultado da interação de diversos fatores como: competição, predação, tamanho e diversidade de hábitat, tempo e estabilidade ambiental (KREBS, 1994). Segundo Tilman (1996 *apud* REYNOLDS *et al.*, 2000), apesar dos enormes esforços para entender os fatores que regulam a composição das espécies fitoplanctônicas no ambiente, as forças que levam a tal seleção, dinâmica, diversidade e estabilidade ainda são um mistério.

Várias teorias ecológicas foram desenvolvidas para descrever os possíveis fatores reguladores da diversidade e dividem-se em duas linhas principais: (1) as teorias de equilíbrio e (2) as teorias de não-equilíbrio (HUSTON, 1979).

O “Princípio da Exclusão Competitiva” insere-se nas teorias de equilíbrio, necessitando um habitat homogêneo e estabilidade ambiental como premissa. Este princípio estabelece que duas ou mais espécies não podem coexistir se elas utilizam os mesmos recursos limitantes, ou seja, competidores não podem coexistir. Desta forma, cada comunidade é dominada por apenas poucas espécies que ocupam nichos diferentes (HARDIN, 1960).

O “Paradoxo do Plâncton” discute a contradição envolvendo o “Princípio da Exclusão Competitiva” e as comunidades fitoplanctônicas (HUTCHINSON, 1961). Hutchinson questiona a coexistência de tantas espécies num ambiente aparentemente limitado por recursos. O próprio autor tenta explicar o paradoxo através da “Hipótese das Mudanças Graduais” que postula que as mudanças ambientais ocorrem com frequência suficiente para reverter hierarquias competitivas impedindo a exclusão competitiva.

Várias outras explicações surgiram para o “Paradoxo do Plâncton” baseadas nas teorias de não-equilíbrio, as quais tentam explicar a alta diversidade da comunidade fitoplanctônica inserindo variáveis externas, como fatores ambientais, heterogeneidade espacial e predação seletiva (SCHEFFER *et al.*, 2003).

A “Hipótese do Distúrbio Intermediário” é baseada nas teorias de não-equilíbrio e sugere que a diversidade é maior quando os distúrbios ocorrem em níveis intermediários de intensidade e frequência (CONNELL, 1978). Atualmente, esta hipótese é a mais aceita para explicar o “Paradoxo do Plâncton” (ROJO & ALVAREZ-COBELAS, 1993; SOMMER *et al.*, 1993; BEYRUTH, 2000b; CALIJURI *et al.*, 2002).

Segundo Salmaso (2003), a diversidade de uma comunidade é inversamente relacionada com o grau de competição entre as espécies. Fatores endógenos e exógenos

podem minimizar a competição, permitindo a coexistência de várias espécies fitoplanctônicas em ambientes estratificados e estáveis. Entre os fatores endógenos estão a migração vertical e o modo de obtenção de nutrientes, que reduzem a competição entre espécies, gerando uma partição de nicho e habitat. Entre os mecanismos exógenos, estão principalmente os distúrbios, que em escala de tempo de curto a médio prazo, contribuem para o aumento da diversidade alfa.

2 Objetivos

Este trabalho tem como objetivo:

1. Comparar a composição e a diversidade da comunidade fitoplanctônica em dois pontos de captação de água da Represa Billings, os braços Rio Grande e Taquacetuba, com base nas variáveis limnológicas;
2. Determinar os fatores que regulam a estrutura da comunidade fitoplanctônica nos dois pontos de captação de água da Represa Billings, os braços Rio Grande e Taquacetuba.

3 Material e Métodos

As metodologias de campo e das análises realizadas estão descritas nos itens Metodologia Geral da Introdução Geral (pág. 15) e Material e Métodos dos Capítulos I e II (págs. 25 e 75, respectivamente).

4 Resultados

Os resultados discutidos neste capítulo foram previamente apresentados no Capítulo I para o braço Rio Grande (pág. 25) e Capítulo II para o braço Taquacetuba (pág. 76).

5 Discussão

A maioria dos reservatórios construídos no estado de São Paulo é caracterizada como polimítico devido a permanente ação dos ventos e à sua pouca profundidade (TUNDISI, 1990), apresentando fenômenos diários de estratificação e desestratificação da coluna d'água. A Represa Billings e seus braços não são exceções, conforme comprovado em diversos estudos (ARCIFA *et al.*, 1981a; ARCIFA *et al.*, 1981b; MATSUMURA-TUNDISI *et al.*, 1981; TAKINO & MAIER, 1981; TUNDISI, 1981).

O braço Taquacetuba apresenta dinâmica distinta do corpo central (próximo ao braço Bororé) da Represa Billings para a comunidade fitoplanctônica, devido a fatores meteorológicos que refletem uma condição hidrodinâmica distinta com o restante da represa (CETESB, 2006). O fato do braço Rio Grande estar totalmente isolado do restante da Billings através da Barragem Anchieta também faz com que este braço tenha dinâmica distinta do restante da represa (BEYRUTH & PEREIRA, 2002). Além disso, estudos realizados pelo Laboratório de Limnologia do IB-USP em todo o Complexo Billings apontam para a presença de heterogeneidade espacial horizontal e diferenças de qualidade da água entre os braços que compõem o Complexo (LIMA *et al.*, 2005; LOBO *et al.*, 2005; NISHIMURA *et al.*, 2005; PADIAL *et al.*, 2005; MARIANI, 2006; MARIANI *et al.*, 2006; POMPÊO, 2006; NISHIMURA *et al.*, 2007; NISHIMURA *et al.*, 2008).

As diferenças nas variáveis físicas, químicas e biológicas da água dos dois braços observadas neste estudo foram marcantes. O Rio Grande apresentou menores teores de nutrientes e oligo/mesotrofia em todos os períodos analisados, acarretando numa alta diversidade e uniformidade da comunidade fitoplanctônica, alternâncias entre diversas classes/associações de fitoplâncton, co-dominância dos organismos C- e R-estrategistas. O período em que a cianobactéria *Cylindrospermopsis raciborskii* tornou-se abundante foi influenciado pelas concentrações de nitrato e elevadas temperaturas. O Taquacetuba apresentou elevadas concentrações de nutrientes e pH e eu/supereutrofia, ocasionando uma baixa diversidade e uniformidade da comunidade fitoplanctônica, dominância de cianobactérias R-estrategistas e alternância de dominância entre os grupos funcionais S_n e S_1 .

Os menores teores de nutrientes e pH no Rio Grande pode ser explicado pelo seu isolamento com o restante da Represa Billings, não recebendo influência das águas poluídas do corpo central da represa.

Além das diferenças nas variáveis limnológicas observadas neste estudo, há diferenças nas alturas das tomadas de água nestes dois únicos pontos de captação de água bruta na Represa Billings, além dos diferentes fins para os quais estas águas são captadas.

As tomadas de água se constituem em estruturas hidráulicas, por meio das quais são realizadas as retiradas do reservatório e a sua adução para atender a uma ou a mais finalidades (ARAUJO & BARTH, 2005). No Rio Grande, a tomada de água é no fundo da coluna d'água visando o abastecimento público, de maneira constante, enquanto no Taquacetuba, é na superfície, visando a transferência hidráulica para a Represa Guarapiranga, de forma irregular, com pausas ao longo do ano (técnicos da SABESP, comunicação pessoal).

Os efeitos causados pela tomada de água sobre a estrutura termal e o balanço de materiais é um dos mais significativos do ponto de vista limnológico na operação de um reservatório (KENNEDY, 1999; STRASKRABA & TUNDISI, 2000). Por isso, Tundisi propôs o termo “estratificação hidráulica”. Esta estratificação particular de reservatórios de água é decorrente das características hidráulicas relacionadas com o tipo de reservatório e a altura da saída (ou tomada de água) e não resultante de outros fatores tais como o aquecimento térmico da superfície ou ausência de circulação devida a ventos fracos ou estiagem.

Em reservatórios rasos com estrutura termal fraca, como os reservatórios polimíticos da região sudeste do Brasil, incluindo os corpos d'água do presente estudo, a profundidade da tomada de água, seja superficial, intermediária ou de fundo, altera significativamente toda a coluna d'água (KENNEDY, 1999), porém de formas diferentes, com conseqüências positivas e negativas (STRASKRABA & TUNDISI, 2000).

Barbiero *et al.* (1997) estudaram a alteração da tomada de água hipolimnética para superficial sobre a dinâmica da população fitoplanctônica e da ciclagem de nutrientes num reservatório pequeno e raso americano (Eau Galle, Wisconsin). Os autores sugeriram que a tomada de água superficial aumenta a resistência à circulação da água e altera a dinâmica da ciclagem de nutrientes que modifica a biomassa fitoplanctônica. Porém, os efeitos da tomada de água superficial sobre a estrutura termal não se sobrepuseram sobre as variações anuais meteorológicas, com eventos de tempestade capazes de quebrar a estabilidade da coluna d'água. Sobre a estrutura da comunidade fitoplanctônica, o fluxo da tomada de água superficial foi insuficiente para o controle da biomassa fitoplanctônica, sem nem ao menos alterar sua estrutura.

A tomada de água em profundidade representa um distúrbio na coluna d'água que resulta na maior tendência à circulação da massa d'água. Portanto, pode-se sugerir que os

distúrbios no Rio Grande são mais intensos do que no Taquacetuba, onde a tomada de água acontece superficialmente e, portanto, as estratificações são mais persistentes.

Tal tendência de circulação da massa d'água é corroborada pelos estrategistas presentes em cada local. Segundo Weithoff *et al.* (2001), quanto mais estável a estratificação da coluna d'água, maior o sucesso das S-estrategistas no fitoplâncton e quanto mais instável a estratificação, maior sucesso das C-estrategistas. Tanto no Rio Grande quanto no Taquacetuba, a presença das S-estrategistas foi quase insignificante em comparação à dos demais estrategistas, provavelmente devido à característica polimítica destes corpos d'água. No Rio Grande, onde as C-estrategistas foram abundantes, a instabilidade da coluna d'água é maior, devido à tomada de água em profundidade, em comparação ao Taquacetuba, onde a tomada de água superficial aumenta a estabilidade da coluna d'água, permitindo o desenvolvimento das R-estrategistas.

Os distúrbios presentes no Rio Grande, representados pela tomada da água hipolimnética, pela aplicação de algicidas e/ou pelas chuvas e ventos, podem ter sido os responsáveis pela alta diversidade observada neste local.

No Taquacetuba, onde não há aplicação de algicida e a tomada de água é inconstante, superficial e em fluxo insuficiente para remoção da biomassa algal, promoveram distúrbios mais brandos, que não foram capazes de quebrar a estratificação da coluna d'água tão facilmente e permitindo o desenvolvimento de cianobactérias em detrimento de outros grupos dependentes da circulação e/ou que não possuem vantagens adaptativas sobre as cianobactérias, como as diatomáceas, clorofíceas ou zignemafíceas.

A “Hipótese do Distúrbio Intermediário” (IDH) alega que a diversidade de espécies é baixa após um distúrbio, quando apenas algumas espécies sobreviventes colonizadoras dominam sobre a nova condição ambiental ou quando o sistema se aproxima de um equilíbrio em que é dominado por algumas espécies com alta capacidade adaptativa. A diversidade é alta quando os distúrbios ocorrem numa frequência ou intensidade intermediária (CONNELL, 1978). Com base na IDH pode-se sugerir que a alta diversidade observada no Rio Grande seja fruto de distúrbios moderados quanto à frequência ou intensidade, permitindo a abundância de diversas espécies de diferentes classes e associações fitoplanctônicas; a baixa diversidade do Taquacetuba pode ser atribuída ao domínio de uma ou mais espécies de cianobactérias com alta capacidade adaptativa, num ambiente próximo ao equilíbrio.

6 Considerações finais

As diferenças nas variáveis limnológicas e na composição e diversidade da comunidade fitoplanctônica na água dos braços Rio Grande e Taquacetuba foram marcantes. Tais diferenças podem ser atribuídas às diferenças no funcionamento da captação de água nestes dois únicos pontos de captação de água bruta na Represa Billings, além dos diferentes fins para os quais estas águas são captadas.

No Rio Grande, reservatório destinado ao abastecimento de água potável, a água é captada nas camadas próximas ao fundo. Segundo Straskraba & Tundisi (2000), esta é a camada de água com pior qualidade, que devido à possível anoxia, pode liberar ferro, manganês e fósforo, encarecendo os custos de tratamento e causando problemas de odor e gosto devido à proliferação de microorganismos. Outro problema recorrente em reservatórios destinados ao abastecimento público, como o braço Rio Grande, é a sua utilização como área de lazer. São necessários, portanto, padrões higiênicos rígidos para que estes usos possam ser feitos simultaneamente.

O braço Taquacetuba tem sua água captada superficialmente. Se a escolha da camada de água a ser captada foi feita na tentativa de remover a biomassa algal, não está sendo efetiva, pois os florescimentos de cianobactérias neste corpo d'água são praticamente constantes. A água captada é destinada à transferência hídrica para a Represa Guarapiranga, onde, então, é captada e tratada para abastecimento público. A transferência hídrica pode acarretar diversas alterações, como a deterioração da qualidade da água e complexos efeitos químicos (STRASKRABA & TUNDISI, 2000). Pode também ser um veículo de disseminação de doenças de veiculação hídrica e/ou transferir organismos de um local para outro, causando impacto na biota local, conforme já sugeridos por diversos estudos na transposição Taquacetuba-Guarapiranga para organismos zoo e fitoplanctônicos, dentre estes últimos, cianobactérias potencialmente tóxicas (CETESB, 2006; CARVALHO *et al.*, 2007; GENARO & SENDACZ, 2007; MATSUZAKI, 2007).

Um dos motivos das florações freqüentes no Taquacetuba é a péssima qualidade de suas águas, que recebem influência da reversão do Rio Pinheiros. Outro motivo é o descaso com a qualidade de suas águas, pois diferentemente do Rio Grande, sua água não é captada diretamente para o abastecimento público. Tal descaso pode estar comprometendo a qualidade da água da Guarapiranga. Portanto, a transposição de cianobactérias e cianotoxinas do Taquacetuba para a Guarapiranga deve ser monitorada a fim de evitar maior degradação desta última, que abastece grande parte da população da cidade de São Paulo.

Quanto ao Rio Grande, sua água é captada para abastecimento público e a fim de manter a qualidade da água adequada para este fim, algumas medidas já foram tomadas, como seu isolamento do restante da Billings e a constante aplicação de algicidas a fim de controlar a biomassa algal. Tal medida resulta na alta diversidade de organismos fitoplanctônicos. Além disso, o Rio Grande apresenta um poder de auto-depuração natural, mantendo um gradiente decrescente de trofia no sentido montante-jusante. Porém, a aplicação de sulfato de cobre como uma medida paliativa contra a biomassa excessiva de algas deve ser utilizada com cautela e mais estudos são necessários a fim de evitar problemas ainda desconhecidos a longo prazo como bioacumulação, toxicidade e seleção de espécies resistentes ao cobre.

Conclusões gerais

A comunidade fitoplanctônica se desenvolve continuamente enquanto houver nutriente e luz disponível para sustentá-la. Quando estes fatores tornam-se limitantes, aparatos adaptativos como maior afinidade pelos fatores limitantes ou maior flexibilidade em acessar ou sobrepor às deficiências assumem grande importância. Espécies mais adaptadas sobrevivem enquanto outras populações de espécies mais generalistas estagnam ou retrocedem. A competição por fatores limitantes trabalha contra a riqueza de espécies. Em tempo suficiente, a exclusão competitiva permite a sobrevivência de apenas poucas espécies (REYNOLDS, 2006).

O mecanismo citado acima descreve o processo de sucessão há muito tempo conhecido. Porém, a diversidade do fitoplâncton, considerada paradoxal, é motivo de muito estudo (HUTCHINSON, 1961; SOMMER, 1984; SCHEFFER *et al.*, 2003). Há um grande número de estudos acumulados na literatura em busca de padrões na estrutura da comunidade fitoplanctônica, porém, estes ainda não se encontram totalmente esclarecidos, devido ao grande número de fatores que atuam no ambiente aquático (REYNOLDS, 1998).

O estudo comparativo de ambientes com diferentes espectros tróficos é uma forma de identificar padrões e regras gerais que expliquem, pelo menos parcialmente, as associações fitoplanctônicas ao longo de determinado espectro trófico (REYNOLDS *et al.*, 2000).

Os dois corpos d'água aqui estudados apresentaram características tróficas bem distintas. O braço Rio Grande foi classificado como oligo/mesotrófico e o braço Taquacetuba como eu/supereutrófico. Tais diferenças refletiram na composição e densidade do fitoplâncton.

Tanto o braço Rio Grande quanto o Taquacetuba, apresentaram qualitativamente predomínio de Chlorophyceae. Quantitativamente, o braço Rio Grande caracterizou-se pela alternância de espécies abundantes das classes Zygnemaphyceae, Bacillariophyceae, Euglenophyceae e Chlorophyceae. Já o braço Taquacetuba, caracterizou-se quantitativamente pelo predomínio das cianobactéria filamentosas *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Planktothrix agardhii*.

A hipótese 1 (ver Introdução geral), segundo a qual ao longo do ciclo sazonal ocorre variação na composição das espécies de cada sistema devido às mudanças físicas e químicas do ambiente aquático, foi confirmada. Em ambos os locais estudados, a variabilidade sazonal

e vertical da comunidade fitoplanctônica foi determinada pelas mudanças físicas e químicas da água decorrentes de fatores ambientais e antropogênicos.

Por se encontrarem inseridas na mesma bacia hidrográfica e estarem relativamente próximas fisicamente, os braços Rio Grande e Taquacetuba estão sujeitos aos mesmos fatores ambientais, como as baixas temperaturas do ar e os fortes ventos presentes na coleta de agosto, que permitiram a total circulação da massa d'água. Quanto aos fatores antropogênicos, o braço Rio Grande sofreu grande influência da aplicação de sulfato de cobre e tomada da água em profundidade, que resultaram em distúrbios capazes de manter a alta diversidade fitoplanctônica. No braço Taquacetuba, a tomada de água superficial, em vazão insuficiente para a retirada da biomassa algal em excesso, aumenta a estabilidade da coluna d'água, propício para a dominância das cianobactérias.

Com relação hipótese 2 (ver Introdução Geral), segundo a qual cada um dos ambientes apresenta uma comunidade fitoplanctônica com composição e diversidade de espécies distinta decorrente das diferenças no grau de trofia, também foi verificada. As diferenças nas comunidades fitoplanctônicas nos dois ambientes foram marcantes em vários aspectos: composição específica, classes taxonômicas abundantes, grupos funcionais e estratégias de vida.

Porém, a aceitação desta hipótese deve ser encarada com cuidado, pois fatores além do gradiente trófico podem estar atuando na determinação das espécies presentes nos dois ambientes, uma vez que apresentam mecanismos de funcionamentos específicos para os fins ao qual sua água é destinada. Daí, surge a seguinte pergunta: “O braço Rio Grande apresentaria a alta diversidade observada se não houvesse a interferência antrópica com aplicação de algicidas?”.

Concluindo, no presente estudo as variáveis limnológicas e a estrutura da comunidade fitoplanctônica se complementaram para a caracterização limnológica dos locais estudados. Neste sentido, a análise integrada da comunidade fitoplanctônica e das variáveis limnológicas mostrou-se uma ferramenta eficaz na distinção de dois ambientes com diferentes graus de trofia. Porém, em ambientes como os aqui estudados, além dos graus de trofia, deve ser levado em conta estratégias de manejo adotadas em cada um dos corpos d'água. Cada forma de manejo interfere nas características físicas e químicas de forma diferente, resultando em comunidades fitoplanctônicas distintas.

Referências Bibliográficas

- ANDRADE, A. A. S. *Análise da eficiência da várzea do Ribeirão Parelheiros na melhoria de qualidade das águas que afluem à Represa do Guarapiranga, São Paulo*. (Dissertação de Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2005. 91 p.
- ARAÚJO, M. F. F., COSTA, I. A. S. & CHELLAPPA, N. T. Comunidade fitoplanctônica e variáveis ambientais na Lagoa de Extremoz, Natal - RN, Brasil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v.12, p.127-140. 2000.
- ARAUJO, T. A. & BARTH, J. Aspectos técnicos de barragens. In: SILUGIRA, G. L. & CRUZ, J. C. (Ed.). *Seleção ambiental de barragens: análise de favorabilidades ambientais em escala de bacia hidrográfica*. Santa Maria: UFSM, ABRH, 2005. p.249-307
- ARAUZO, M. & ALVAREZ-COBELAS, M. Phytoplankton strategies and time scale in a eutrophic reservoir. *Hydrobiologia*, v.291, p.1-9. 1994.
- ARCIFA, L. F., CARVALHO, M. A. J., GIANESELLA-GALVÃO, S. M. F., SHIMIZU, G. Y., FROEHLICH, C. G. & CASTRO, R. M. Limnology in ten reservoirs in Southern Brazil. *Verh. int. Ver. Limnol.*, v.21, p.1048-53. 1981a.
- ARCIFA, L. F., FROEHLICH, C. G. & GIANESELLA-GALVÃO, S. M. F. Circulations patterns and their influence on physico-chemical and biological conditions in eight reservoir in Southern Brazil. *Verh. int. Ver. Limnol.*, v.21, p.1054-9. 1981b.
- BARBIERO, R. P., JAMES, W. F. & BARKO, J. W. The effects of a change in withdrawal operations on phytoplankton and nutrient dynamics in Eau Galle Reservoir, Wisconsin (USA). *Int. Revue ges. Hydrobiol.*, v.82, n.4, p.531-543. 1997.
- BARCELOUX, D. G. Copper. *Clin. Toxicol.*, v.37, n.2, p.217-230. 1999.
- BELLINGER, E. G. The response of algal populations to changes in lake water quality. In: JAMES, A. & EVISON, L. (Ed.). *Biological indicators of water quality*. New York: John Wiley, 1979. p.1-27
- BEYRUTH, Z. *Comunidade fitoplanctônica da represa Guarapiranga: 1991-92 - Aspectos ecológicos, sanitários e subsídios para reabilitação da qualidade ambiental*. (Tese de Doutorado). Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo, São Paulo, 1996. 191 p.
- _____. *As algas e a previsão da qualidade ambiental - Represa do Guarapiranga*. XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2000a.
- _____. Periodic disturbances, trophic gradient and phytoplankton characteristics related to cyanobacterial growth in Guarapiranga Reservoir, São Paulo State, Brazil. *Hydrobiologia*, v.424, p.51-65. 2000b.
- BEYRUTH, Z. & PEREIRA, H. A. D. S. L. O isolamento do Rio Grande da Represa Billings, São Paulo: efeitos sobre o fitoplâncton durante um ciclo hidrológico completo. *B. Inst. Pesca*, v.28, n.2, p.111 - 123. 2002.
- BEZERRA-NETO, J. E. & PINTO-COELHO, R. M. O déficit de oxigênio em um reservatório urbano Lagoa do Nado, Belo Horizonte - MG. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v.13, n.1, p.107-116. 2001.
- BOUVY, M., FALCÃO, D., MARINHO, M., PAGANO, M. & MOURA, A. Occurrence of *Cylindrospermopsis* (Cyanobacteria) in 39 Brazilian tropical reservoirs during the 1998 drought. *Aquatic Microbial Ecology*, v.23, p.13-27. 2000.
- BOUVY, M., MOLICA, R., OLIVEIRA, S., MARINHO, M. & BEKER, B. Dynamics of a toxic cyanobacterial bloom (*Cylindrospermopsis raciborskii*) in a shallow reservoir in

- the semi-arid region of northeast Brazil. *Aquatic Microbial Ecology*, v.20, p.285-297. 1999.
- BRANCO, C. W. C. & CAVALCANTI, C. G. B. A ecologia das comunidades planctônicas no Lago Paranoá. In: HENRY, R. (Ed.). *Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais*. Botucatu: Fapesp/Fundibio, 1999. p.573-595
- BRANCO, C. W. C. & SENNA, P. A. C. The taxonomic elucidation of the Paranoá Lake (Brasília, Brazil) problem: Cylindrospermopsis raciborskii. *Bulletin du Jardin Botanique National de Belgique*, v.61, p.85-91. 1991.
- _____. Factors influencing the development of Cylindrospermopsis raciborskii and Microcystis aeruginosa in Paranoá Reservoir, Brasília, Brazil. *Algological Studies*, v.75, n.85-96. 1994.
- _____. Phytoplankton composition, community structure and seasonal changes in a tropical reservoir (Paranoá Reservoir, Brazil). *Algological Studies*, v.81, p.69-84. 1996.
- BRASIL. *Resolução CONAMA no. 357, de 17 de março de 2005*. Brasília (DF): Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Poder Executivo. 2005
- CALIJURI, M. C., DEBERDT, G. L. B. & MINOTI, R. T. A produtividade primária pelo fitoplâncton na represa de Salto Grande. In: HENRY, R. (Ed.). *Ecologia de reservatórios: Estrutura, função e aspectos sociais*. Butucatu: FUNDIBIO: FAPESP, 1999. p.21-38
- CALIJURI, M. C. & SANTOS, A. C. A. D. Short-term changes in the Barra Bonita reservoir (Sao Paulo, Brazil): emphasis on the phytoplankton communities. *Hydrobiologia*, v. 330, p.163-175. 1996.
- CALIJURI, M. C., SANTOS, A. C. A. D. & JATI, S. Temporal changes in the phytoplankton community structure in a tropical and eutrophic reservoir (Barra Bonita, SP - Brazil). *Journal of Plankton Research*, v.24, n.7, p.617-634. 2002.
- CALIJURI, M. C. C., ALVES, M. S. A. & DOS SANTOS, A. C. A. *Cianobactérias e cianotoxinas em águas continentais*.: Ed. Rima. 2006. 109 p.
- CALIJURI, M. D. C. & TUNDISI, J. G. Limnologia comparada das represas do Lobo (Broa) e Barra Bonita - Estado de São Paulo: Mecanismos de funcionamento e bases para o gerenciamento. *Revista Brasileira de Biologia*, v.50, n.4, p.892-913. 1990.
- CAPOBIANCO, J. P. R. & WHATELY, M. *Billings 2000: ameaças e perspectivas para o maior reservatório de água da região metropolitana de São Paulo. Relatório do diagnóstico socioambiental participativo da bacia hidrográfica da Billings no período 1989-99*. Instituto Socioambiental. São Paulo, 60 p. 2002
- CARLSON, R. E. A Trophic State Index for Lakes. *Limnol. Oceanogr.*, v.22, p.361-369. 1977.
- CARVALHO, L. R. Cianotoxinas. In: SANT'ANNA, C. L., AZEVEDO, M. T. D. P., AGUIJARO, L. F., CARVALHO, M. C., CARVALHO, L. R. & SOUZA, R. C. R. (Ed.). *Manual Ilustrado para Identificação e contagem de Cianobactérias de águas Continentais Brasileiras*. Rio de Janeiro: Ed. Interciência - Sociedade Brasileira de Ficologia, 2006. p.9-19
- CARVALHO, L. R., SANT'ANNA, C. L., GELMEGO, M. C. P. & AZEVEDO, M. T. P. Cyanobacterial occurrence and detection of microcystin by planar chromatography in surface water of Billings and Guarapiranga reservoir. *Rev. Brasil. Bot.*, v.30, n.1, p.141-148. 2007.
- CAVALCANTI, R. B., GUADAGNIN, R. D. V., CAVALCANTI, C. G. B., ALMEIDA, M. S. D., VASCONCELOS, S. D. S. & ALMEIDA, R. S. D. *Um método prático para análises de algas em amostras de água, baseado em processamento computadorizado de imagens*. 20^o Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Rio de Janeiro, RJ, 1999.

- CCME. *Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life - Protocol for the derivation of Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life*. Canadian Council of Ministers of the Environment, 35 p. 1999
- CETESB. *Comunidade planctônica e clorofila-a do Complexo Billings: out/92 a out/93*. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, Secretaria de Estado do Meio Ambiente. São Paulo, 61 p. 1996
- _____. *Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo 2001*. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, Secretaria de Estado do Meio Ambiente. São Paulo, 227 p. 2002
- _____. *Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo 2003*. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, Secretaria de Estado do Meio Ambiente. São Paulo, 273 p. 2004
- _____. *Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo 2004*. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, Secretaria de Estado do Meio Ambiente. São Paulo, 307 p. 2005
- _____. *Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo 2005*. Secretaria de Estado do Meio Ambiente. São Paulo, 488 p. 2006
- _____. *Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo 2006*. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, Secretaria de Estado do Meio Ambiente. São Paulo, 327 p. 2007
- CONNELL, J. H. Diversity in tropical rain forest and coral reefs. *Science*, v.199, p.1302-1310. 1978.
- COOKE, G. D., WELCH, E. B., PETERSON, S. A. & NEWROTH, P. *Restoration and management of lakes and reservoirs*. Boca Raton: Lewis Publishers. 1993. 548 p.
- DI BERNARDO, L., DI BERNARDO, A. & CENTURIONE-FILHO, P. L. *Ensaio de tratabilidade de água e dos resíduos gerados em estações de tratamento de água*: Ed. Rima. 2002. 237 p.
- DOKULIL, M. T. & TEUBNER, K. Cyanobacterial dominance in lakes. *Hydrobiologia*, v.438, p.1-12. 2000.
- EPA. *Revised guidance manual for selecting lead and copper control strategies*. U. S. Environmental Protection Agency, 46 p. 2003
- ESTEVES, F. A. Level of phosphate, calcium, magnesium and organic matter in the sediments of some Brazilian reservoirs and implications for the metabolism of the ecosystems. *Arch. Hydrobiol.*, v.96, n.2, p.129-138. 1983.
- _____. *Fundamentos de limnologia*. Rio de Janeiro: Interciência. 1998. 602 p.
- ESTEVES, F. A., BOZELLI, R. L., CAMARGO, A. F. M., ROLAND, F. & THOMAZ, S. M. Variação diária (24 horas) de temperatura, oxigênio dissolvido, pH e alcalinidade em duas lagoas costeiras do estado do Rio de Janeiro e suas implicações no metabolismo destes ecossistemas. *Acta Limnologica Brasiliensis*, v.2, p.99-127. 1988.
- FARGASOVÁ, A., BUMBALOVÁ, A. & HAVRANĚK, E. Ecotoxicological effects and uptake of metals (Cu⁺, Cu²⁺, Mn²⁺, Mo⁶⁺, Ni²⁺, V⁵⁺) in freshwater alga *Scenedesmus quadricauda*. *Chemosphere*, v.38, p.1165-1173. 1999.
- FERREIRA, C. J. A. & ROCHA, A. J. A. Estudo comparativo de comunidades fitoplanctônicas e o uso de diversidade como discriminador ambiental. *Acta Limno. Brasil*, v.11, p.447-468. 1988.
- FIGUEREDO, C. C. & GIANI, A. Seasonal variation in the diversity and species richness of phytoplankton in a tropical eutrophic reservoir. *Hydrobiologia*, v.445, p.165-174. 2001.

- FIGUEREDO, C. C., GIANI, A. & BIRD, D. F. Does allelopathy contribute to Cylindrospermopsis raciborskii (Cyanobacteria) bloom occurrence and geographic expansion? *J. Phycol.*, v.43, p.256–265. 2007.
- GANF, G. G. & HORNE, A. J. Diurnal stratification, photosynthesis and nitrogen fixation in a shallow equatorial lake (Lake George, Uganda). *Freshwater Biology*, v.5, p.13-19. 1975.
- GARCÍA-VILLADA, L., RICO, M., ALTAMIRANO, M., SÁNCHEZ-MARTÍN, L., LÓPEZ-RODAS, V. & COSTAS, E. Occurrence of copper resistant mutants in the toxic cyanobacteria Microcystis aeruginosa: characterisation and future implications in the use of copper sulphate as algacide. *Water Research*, v.38, p.2207–2213. 2004.
- GENARO, A. C. & SENDACZ, S. *Contribuição do braço Taquacetuba da Represa Billings ao processo de eutrofização da Represa Guarapiranga: Estudo da comunidade zooplancônica no canal de transposição*. 2º Seminário de Iniciação Científica do Instituto de Pesca. São Paulo, SP: Instituto de Pesca, 2007.
- GIANESELLA-GALVÃO, S. M. F. *Produção primária e suas relações com alguns fatores físico-químicos em reservatórios do Estado de São Paulo*. (Tese de Doutorado). Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1981. 171 p.
- GIANI, A. & PINTO-COELHO, R. M. Contribuição ao conhecimento das algas fitoplancônicas do reservatório do Paranoá, Brasília, Brasil: Chlorophyta, Euglenophyta, Pirrophyta e Schizophyta. *Revista Brasileira de Botânica*, v.9, p.45-62. 1986.
- GOLTERMAN, H. L., CLYMO, R. S. & OHNSTAD, M. A. M. *Methods for physical and chemical analysis of freshwaters*: Oxford. Blackwell Scientific Publications, v.I.B.P. Handbook. 8. 1978. 213 p.
- GRIME, J. P. Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *American Naturalist*, v.111, n.982, p.1169-1194. 1977.
- HAPPEY-WOOD, C. M. Ecology of freshwater planktonic green algae. In: SANDGREN, C. D. (Ed.). *Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton*: Cambridge University Press, 1988. p.135-175
- HARDIN, G. The competitive exclusion principle. *Science*, v.131, p.1292-1297. 1960.
- HARRIS, G. P. *Phytoplankton ecology: structure, function and fluctuation*: London: Chapman & Hall. 1986. 384 p.
- HARRISON, W. G. A., EPPLEY, R. W. & RENGER, E. H. Phytoplankton nitrogen metabolism, nitrogen budgets and observation on copper toxicity: controlled ecosystem pollution experiment. *Bull. Mar. Sci.*, v.27, n.1, p.44–57. 1977.
- HASLER, P. & POULÍCKOVÁ, A. Diurnal changes in vertical distribution and morphology of a natural population of Planktothrix agardhii (Gom.) Anagnostidis et Komárek (Cyanobacteria). *Hydrobiologia*, v.506–509, p.195–201. 2003.
- HENRY, R., PONTES, M. C. F. & TUNDISI, J. G. O déficit de oxigênio no lago Dom Helvécio (Parque Florestal do Rio Doce, Minas Gerais). *Revista Brasileira de Biologia*, v.49, p.251-260. 1989.
- HENRY, R. & SIMÃO, C. A. Aspectos sazonais da limitação potencial por N, P e Fe no fitoplâncton da Represa de Barra Bonita (Rio Tietê, SP). *Rev. Brasil. Biol.*, v.48, p.1-14. 1988.
- HONTI, M., ISTVÁNOVICS, V. & OSZTOICS, A. Stability and change of phytoplankton communities in a highly dynamic environment—the case of large, shallow Lake Balaton (Hungary). *Hydrobiologia*, v.581, p.225–240. 2007.
- HRUDEY, S., BURCH, S., BURCH, M., DRIKAS, M. & GEORGY, R. Remedial measures. In: CHORUS, I. & BARTRAM, J. (Ed.). *Toxic cyanobacteria in water. A*

- guide to their public health consequences, monitoring and management.* London: Routledge, 1999. p.275–312
- HULLEBUSCH, E. V., DELUCHAT, V., CHAZAL, P. M. & BAUDU, M. Environmental impact of two successive chemical treatments in a small shallow eutrophied lake: Part II. Case of copper sulphate. *Environ. Pollut.*, v.120, p.627–634. 2002.
- HUSTON, M. A general hypothesis of species diversity. *The American Naturalist*, v.95, n.137-146. 1979.
- HUSZAR, V. L. M. & ESTEVES, F. A. Considerações sobre o fitoplâncton de rede de 14 lagoas costeiras do estado do Rio de Janeiro, Brasil. *Acta Limno. Brasil*, v.2, p.323-345. 1988.
- HUSZAR, V. L. M., SILVA, L. H. S., DOMINGOS, P., MARINHO, M. & MELO, S. Phytoplankton species composition is more sensitive than OECD criteria to the trophic status of three Brazilian tropical lakes. *Hydrobiologia*, v.369/370, p.59–71. 1998.
- HUSZAR, V. L. M., SILVA, L. H. S. & ESTEVES, F. A. Estudo das comunidades fitoplanctônicas de 18 lagoas da região do Baixo rio Doce, Linhares, ES, Brasil. *Revista Brasileira de Biologia*, v.50, p.585-598. 1990.
- HUSZAR, V. L. M., SILVA, L. H. S., MARINHO, M., DOMINGOS, P. & SANT'ANNA, C. L. Cyanoprokaryote assemblages in eight productive tropical Brazilian waters. *Hydrobiologia*, v.424, p.67-77. 2000.
- HUTCHINSON, G. E. *A Treatise on Limnology. 1. Geography, Physics and Chemistry.* New York: John Wiley & Sons. 1957. 1015 p.
- _____. The Paradox of the Plankton. *The American Naturalist*, v.95, n.882, p.137- 145. 1961.
- _____. *A treatise on limnology: Introduction to lake biology and the limnoplankton:* Wiley, v.2. 1967. 1048 p.
- HUTSON, R. A., LEADBEATER, B. S. C. & SEDGWICK, R. W. Algal interference with water treatment process. *Progress in Phycological Research*, v.5, p.265-299. 1987.
- IETC. *Planejamento e gerenciamento de lagos e reservatórios: uma abordagem integrada ao problema da eutrofização.* International Environmental Technology Centre, 11 p. 2001
- IPT. *Estudo da disposição de metais pesados nos sedimentos de fundo da Represa Billings, Região Metropolitana de São Paulo (RMSP).* Instituto de Pesquisas Tecnológicas. São Paulo: junho/2005, Relatório Técnico n° 78 563-205, 105 p. 2005
- JEFFREY, S. W. & HUMPHREY, G. F. New spectrophotometric equations for determining chlorophylls a, b, c1 e c2 in higher plants, algae, and natural phytoplankton. *Physiol. Pflanzen (BPP). Bd.*, v.167, p.191-194. 1975.
- JENSEN, J. P., JEPPESEN, E., OLRİK, K. & KRISTENSEN, P. Impact of nutrients and physical factors on the shift from cyanobacterial to chlorophyte dominance in shallow Danish lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v.51, p.1692-1699. 1994.
- KENEFICK, S. L., HRUDEY, S. E., PETERSON, H. G. & PREPAS, E. E. Toxin release from *Microcystis aeruginosa* after chemical treatment. *Water Sci. Technol.*, v.27, n.3-4, p.433–440. 1993.
- KENNEDY, R. H. Reservoir design and operation: Limnological implications and management opportunities. In: TUNDISI, J. G. & STRASKRABA, M. (Ed.). *Theoretical reservoir ecology and its applications.* São Carlos: Internation Institute of Ecology, Backhuys Publishers, Brazilian Academy of Sciences, 1999. p.1-28
- KOMÁRKOVÁ, J., LAUDARES-SILVA, R. & SENNA, P. A. C. Extreme morphology of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Nostocales, Cyanobacteria) in the Lagoa do Peri, a freshwater coastal lagoon, Santa Catarina, Brazil. *Algological Studies*, v.94, p.207-222. 1999.

- KOROLEFF, F. Determination of nutrients. In: GRASSHOFF, K. (Ed.). *Methods of seawater analysis*: Verlag Chemie Weinheim, 1976. p.117-181
- KREBS, C. J. *Ecology: The experimental analysis of distribution and abundance*. New York: Harper&Row. 1994. 801 p.
- KRUK, C., MAZZEO, N., LACEROT, G. & REYNOLDS, C. S. Classification schemes for phytoplankton: a local validation of a functional approach to the analysis of species temporal replacement. *Journal of Plankton Research*, v.24, n.9, p.901-912. 2002.
- LAMPARELLI, M. C. *Grau de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo - avaliação dos métodos de monitoramento*. (Tese de Doutorado). IB-USP, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004. 238 p.
- LEAL, P. R. M. & OLIVEIRA, M. C. B. *Disposição de metais pesados nos sedimentos de fundo da represa Billings - São Paulo*. XVI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. João Pessoa - PB, Associação Brasileira de Recursos Hídricos, CD-ROM, trabalho 505, 2005.
- LIMA, M., POMPÊO, M. L. M., MARIANI, C. F., MOSCHINI-CARLOS, V., CARDOSO-SILVA, S. & GONÇALVES, P. K. *Variação temporal e espacial da qualidade da água da sub-bacia do Rio Pequeno, Complexo Reservatório Billings, São Paulo (SP)*. X Congresso Brasileiro de Limnologia. Ilhéus, BA: Sociedade Brasileira de Limnologia, 2005.
- LOBO, A. E., CALLEGARO, V. L. M. & BENDER, E. P. *Utilização de algas diatomáceas epilíticas como indicadoras da qualidade de água em rios e arroios da região hidrográfica do Guaíba, RS, Brasil*: Edunisc. 2002. 127 p.
- LOBO, F. L., BITENCOURT, M. D., POMPÊO, M. L. M., GONÇALVES, P. K. & MARIANI, C. F. *Uso de sensoriamento remoto na estimativa da qualidade da água da represa Billings, braço Rio Grande, São Paulo, Brasil*. X Congresso Brasileiro de Limnologia. Ilhéus, BA: Sociedade Brasileira de Limnologia, 2005.
- LOPEZ-ARCHILLA, A. I., MOREIRA, D., LÓPEZ-GARCÍA, P. & GUERRERO, C. Phytoplankton diversity and cyanobacterial dominance in a hypereutrophic shallow lake with biologically produced alkaline pH. *Extremophiles*, v.8, p.109-115. 2004.
- MACKERETH, F. J. H., HERON, J. & TALLING, J. F. *Water analysis: some revised methods for limnologists*. Dorset: Freshwater Biol. Ass. 1978. 121 p.
- MAIER, M. H. Limnologia de reservatórios do sudeste do Estado de São Paulo, Brasil II Circulação e estratificação da água. *Boletim do Inst. Pesca*, v.12, n.1, p.11-43. 1985.
- MAIER, M. H., MEYER, M. & TAKINO, M. Caracterização física e química da água da Represa do Rio Grande (Riacho Grande), SP, Brasil. *Boletim do Inst. Pesca*, v.12, n.3, p.47-61. 1985.
- MAIER, M. H. & TAKINO, M. Limnologia de reservatórios do sudeste do Estado de São Paulo, Brasil. III. Qualidade da água. *Boletim do Inst. Pesca*, v.12, n.1, p.45-73. 1985.
- MAIER, M. H., TAKINO, M. & MONTEIRO JR., A. J. Comportamento diurno do reservatório Rio Grande (Complexo Billings), 23°52'S - 46°31'W; Riacho Grande, SP, Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca*, v.24, p.1-17. 1997.
- MAIER, M. H., TAKINO, M. & SANTOS, S. *Circulação e estratificação diurnas na represa de Riacho Grande (Billings), SP, Brasil*. Seminário Regional de Ecologia. São Carlos, SP, 1983.
- MARGALEF, R. Organization and distribution of phytoplankton communities. *Final Tech. Office Naval Res.*, p.1-16. 1970.
- _____. Homage to Evelyn Hutchinson, or why is there an upper limit to diversity. *Trans. Connect. Acad. Arts. Sci.*, n.44, p.211-235. 1972.
- _____. Life-forms of phytoplankton as survival alternatives in an unstable environment. *Oceanologica Acta*, v.1, n.4, p.493-509. 1978.

- MARGURRAN, A. E. *Ecological Diversity and its Measurement*: Princeton University Press. 1991. 179 p.
- MARIANI, C. F. *Reservatório Rio Grande: caracterização limnológica da água e biodisponibilidade de metais-traço no sedimento*. (Dissertação de Mestrado). Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006. 136 p.
- MARIANI, C. F., MOSCHINI-CARLOS, V., BRANDIMARTE, A. L., NISHIMURA, P. Y., TÓFOLI, C. F., DURAN, D. S., LOURENÇO, E. M., BRAIDOTTI, J. C., ALMEIDA, L. P., H., F. V. & POMPÊO, M. L. M. Biota and water quality in the Riacho Grande reservoir, Billings Complex (São Paulo, Brazil). *Acta Limnol. Bras.*, v.18, n.3, p.267-280. 2006.
- MARIANI, C. F., POMPÊO, M. L. M. & MASINI, J. C. *Potencial tóxico do sedimento do braço do Rio Grande (Complexo Billings, SP) - uma abordagem espacial*. Anais do X Congresso Brasileiro de Limnologia, 2005.
- MARINHO, M. & HUSZAR, V. L. M. Nutrient availability and physical conditions as controlling factors of phytoplankton composition and biomass in a tropical reservoir (Southeastern Brazil). *Archiv für Hydrobiol.*, v.153, n.3, p.443-468. 2002.
- MATSUMURA-TUNDISI, T., HINO, K. & CLARO, S. M. Limnological studies at 23 reservoirs in Southern part of Brazil. *Verh. int. Ver. Limnol.*, v.21, p.1040-7. 1981.
- MATSUMURA-TUNDISI, T. & TUNDISI, J. G. Plankton richness in a eutrophic reservoir (Barra Bonita Reservoir, SP, Brazil). *Hydrobiologia*, v.542, p.367-378. 2005.
- MATSUZAKI, M. *Transposição das águas do braço Taquacetuba da represa Billings para a represa Guarapiranga: aspectos relacionados à qualidade da água para abastecimento*. (Tese de Doutorado). Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2007. 182 p.
- MAYER, J., DOKULIL, M. T., SALBRECHTER, M., BERGER, M., POSCH, T., PFISTER, G., KIRSCHNER, A. K. T., VELIMIROV, B., STEITZ, A. & ULBRICHT, T. Seasonal successions and trophic relations between phytoplankton, zooplankton, ciliate and bacteria in a hypertrophic shallow lake in Vienna, Austria. *Hydrobiologia*, v.342/343, p.165-174. 1997.
- MINILLO, A., FERREIRA, A. H. F., YOGUI, G. T. & YUNES, J. S. Concentrações de microcistinas e toxicidade nas formas coloniais de *Microcystis aeruginosa* de florações no Estuário da Lagoa dos Patos, RS. In: ESPÍNDOLA, E. L. G., BOTTA-PASCHOAL, C. M. R., ROCHA, O., BOHRER, M. B. C. & OLIVEIRA-NETO, A. L. (Ed.). *Ecotoxicologia: Perspectivas para o século XXI*. São Carlos: RiMa, 2000
- MISCHKE, U. Cyanobacteria associations in shallow polytrophic lakes: influence of environmental factors. *Acta Oecologica*, v.24, p.511-523. 2003.
- MOREIRA-FILHO, H. & VALENTE-MOREIRA, I. M. Avaliação taxonômica e ecológica das diatomáceas (Bacillariophyceae) epifitas em algas pluricelulares obtidas nos litorais dos Estados do Paraná, Santa Catarina e São Paulo. *Bol. Mus. Bot. Munic. Curitiba*, v.47, p.1-17. 1981.
- MOSCHINI-CARLOS, V. & POMPÊO, M. L. M. Dinâmica do fitoplâncton de uma lagoa de duna (Parque Nacional dos Lençóis Maranhenses, MA, Brasil). *Acta Limnol. Brasil*, v.13, n.2, p.53-68. 2001.
- MOSS, B. The numbers of eutrofication - errors, ecosystem effects, economics, ventualities, environment and education. *Wat. Sci. Tech.*, v.37, n.3, p.75-84. 1998.
- MOZETO, A. A., SILVÉRIO, P. F., DEPAULA, F. C. F., BEVILACQUA, J. E., PATELLA, E. & JARDIM, W. R. Weakly-bound metals and total nutrient concentrations of bulk sediments from some waters reservoirs in São Paulo State, SE, Brazil. In: MUNAWAR, M. (Ed.). *Sediment quality assessment and management: Insight and progress*. 221-239: Aquatic Ecosystem Health and Management Society, 2003

- MUR, L. R., SCHREURS, J. H. & VISSER, J. How to control undesirable cyanobacterial dominance. In: GUISSANI, G. & CALLIERI, C. (Ed.). *Strategies for Lake Ecosystems Beyond 2000*. 5th International Conference on the Conservation and Management of Lakes: 17-21 May, Stresa, Italy, 1993. p.565-569
- NASCIMENTO, R. L. D. *Proposição de Valores de Referência para concentração de metais e metalóides em sedimentos límnicos e fluviais da Bacia Hidrográfica do Rio Tietê, SP*. (Tese de Doutorado). IQ, UFSCar, São Carlos, 2003. 142 p.
- NISHIMURA, P. Y., MOSCHINI-CARLOS, V., POMPÊO, M. L. M., GIANESELLA, S. M. F. & SALDANHA-CORRÊA, F. M. P. *A comunidade fitoplanctônica nos Braços Rio Grande e Taquacetuba - Complexo Billings, SP*. X Congresso Brasileiro de Limnologia. Ilhéus, BA: Sociedade Brasileira de Limnologia, 2005.
- _____. Phytoplankton primary productivity in Rio Grande and Taquacetuba branches (Billings Reservoir, Sao Paulo, Brazil). *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, v.30, n.1, p.50-52. 2008.
- NISHIMURA, P. Y., MOSCHINI-CARLOS, V., POMPÊO, M. L. M., SILVA, S. C. D. & PADIAL, P. R. *A comunidade fitoplanctônica nos braços Rio Grande e Taquacetuba do Complexo Billings (São Paulo - Brasil)*. XI Congresso Brasileiro de Limnologia. Macaé - RJ, 2007.
- NIXDORF, B., MISCHKE, U. & RÜCKER, J. Phytoplankton assemblages and steady state in deep and shallow eutrophic lakes – an approach to differentiate the habitat properties of Oscillatoriales. *Hydrobiologia*, v.502, p.111–121. 2003.
- NOGUEIRA, M. G. Spatial and temporal heterogeneity in the Jurumirim Reservoir, São Paulo, Brazil. *Lakes & Reservoirs: Research and Management*, v.4, p.104-120. 1999.
- _____. Phytoplankton composition, dominance and abundance as indicators of environmental compartmentalization in Jurumirim Reservoir (Paranapanema River), São Paulo, Brasil. *Hydrobiologia*, v.431, p.115-128. 2000.
- NOGUEIRA, M. G., HENRY, R. & MARICATTO, F. E. Spatial and temporal heterogeneity in the Jutumirim Reservoir, São Paulo, Brasil. *Lakes & Reservoirs: Research and Management*, v.4, p.107-120. 1999.
- PADIAL, P. R., POMPÊO, M. L. M., MOSCHINI-CARLOS, V., MEIRELLES, S. T. & CARDOSO-SILVA, S. *Usos múltiplos e análise da heterogenidade espacial e temporal no reservatório Rio das Pedras, São Bernardo do Campo, SP*. X Congresso Brasileiro de Limnologia. Ilhéus, BA: Sociedade Brasileira de Limnologia, 2005.
- PADISÁK, J. Seasonal succession of phytoplankton in a Large Shallow Lake (Balaton, Hungary): A dynamic approach to ecological memory, its possible role and mechanisms. *The Journal of Ecology*, v.80, n.2, p.217-230. 1992.
- _____. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynnska) Seenayya et Subba Raju, an expanding, highly adaptive cyanobacterium: worldwide distribution and review of its ecology. *Archiv für Hydrobiologie*, v.107, p.563-593. 1997.
- _____. Estimation of minimum sedimentary inoculum (akinetes) pool of *Cylindrospermopsis raciborskii*: a morphology and life-cycle based method. *Hydrobiologia*, v.502, p.389–394. 2003.
- PADISÁK, J., BORIC, G., GRIGORSZKY, I. & SORÓCZKI-PINTÉR, E. Use of phytoplankton assemblages for monitoring ecological status of lakes within the Water Framework Directive: the assemblage index. *Hydrobiologia*, n.553, p.1-14. 2006.
- PADISÁK, J., BORICS, G., FEHÁR, G., GRIGORSZKY, I., OLDAL, I., SCHMIDT, A. & ZÁMBÓNÉ-DOMA, Z. Dominant species, functional assemblages and frequency of equilibrium phases in late summer phytoplankton assemblages in Hungarian small shallow lakes. *Hydrobiologia*, v.502, p.157–168. 2003.

- PADISÁK, J. & REYNOLDS, C. S. Selection of phytoplankton associations in Lake Balaton, Hungary, in response to eutrophication and restoration measures, with special reference to the cyanoprokaryotes. *Hydrobiologia*, v.384, p.41–53. 1998.
- PADOVESI-FONSECA, C. & PHILOMENO, M. G. Effects of algicide (copper sulfate) application on short-term fluctuations of phytoplankton in Lake Paranoá, central Brasil. *Braz. J. Biol.*, v.64, n.4, p.819-826. 2004.
- PALMER, C. M. Algas e suprimento de água na área de São Paulo. *Revista DAE*, v.21, n.27, p.11-15. 1960.
- _____. A composite rating of algae tolerating organic pollution. *J. Phycol.*, v.5, n.1, p.78-82. 1969a.
- _____. *Report on the algae in relation to water quality of Paranoa Lake, Brasilia*. Pan American Health Organization/WHO. Brasília: p. 1969b
- PEDROZO, M. D. F. M. & LIMA, I. V. D. *Ecotoxicologia do cobre e seus compostos*. Centro de recursos ambientais. Salvador, 128 p. 2001
- PIANKA, E. On r- and K- selection. *American Naturalist*, v.104, p.592-597. 1970.
- POCIUS, O., MEIRELLES, S. T. & POMPÊO, M. L. M. *Um sensor quântico de RFA (Radiação fotossinteticamente ativa) para uso em ambiente aquático e terrestre*. X Congresso Brasileiro de Limnologia. Ilhéus, BA: Sociedade Brasileira de Limnologia, 2005.
- POMPÊO, M. L. M. *A represa Billings, um reservatório tropical urbano eutrofizado e as macrófitas aquáticas: aspectos ecológicos e diagnóstico ambiental. Relatório Final FAPESP no. 2002/13376-4*. Universidade de São Paulo. São Paulo: p. 2006
- POMPÊO, M. L. M., CARDOSO-SILVA, S. & MOSCHINI-CARLOS, V. A deterioração da qualidade das águas continentais brasileiras: o processo de eutrofização. *Revista Saneas - ago 2005*: 24-28 p. 2005.
- RAHMAN, A. K. M., BAKRI, D. A., FORD, P. & CHURCH, T. Limnological characteristics, eutrophication and cyanobacterial blooms in an inland reservoir, Australia. *Lakes & Reservoirs: Research and Management*, v.10, p.211-220. 2005.
- RAMÍREZ, J. J. *Variações espacial vertical e nictemeral da estrutura da comunidade fitoplanctônica e variáveis ambientais em quatro dias de amostragens de diferentes épocas do ano no Lago das Garças*. (Tese de Doutorado). Universidade de São Paulo, São Paulo, 1996.
- RAMÍREZ, J. J. & DÍAZ, A. Cambios diurnos de temperatura y variables físicas y químicas en dos épocas del año en la laguna del parque norte, Colombia. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v.7, p.87-104. 1995.
- RAWSON, D. S. Algal indicators of trophic lake types. *Limnol. Oceanogr.*, v.1, p.18-25. 1965.
- REID, G. K. & WOOD, R. D. Dissolved solids in natural waters. In: REID, G. K. (Ed.). *Ecology of inland waters and estuaries*. New York: Van Nostrand, 1976. p.224-257
- REYNOLDS, C. S. *The ecology of freshwater phytoplankton*. Cambridge: Cambridge University Press. 1984a. 384 p.
- _____. Phytoplankton peridiocity: interactions of form, function and environmental variability. *Freshwater Biology*, v.14, p.111-142. 1984b.
- _____. Functional morphology and the adaptative strategies of freshwater phytoplankton. In: SANDGREN, C. D. (Ed.). *Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton*: Cambridge University Press, 1988. p.388-434
- _____. Vegetation processes in the pelagic: a model for ecosystem theory. In: KINNE, O. (Ed.). *Excellence in Ecology 9*. Oldendorf: Ecology Institute, 1997. p.371
- _____. What factors influence the species composition of phytoplankton in lakes of different trophic status? *Hydrobiologia*, v.369/370, p.11–26. 1998.

- _____. *Ecology of phytoplankton*. Cambridge: Cambridge University Press. 2006. 535 p.
- REYNOLDS, C. S., DOKULIL, M. & PADISÁK, J. Understanding the assembly of phytoplankton in relation to the trophic spectrum: where are we now? *Hydrobiologia*, n.424, p.174-152. 2000.
- REYNOLDS, C. S., HUSZAR, V., KRUK, C., NASEILLI-FLORES, L. & MELO, S. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research*, v.24, n.5, p.417-428. 2002.
- ROCHA, A. A. Algae as biological indicators of water pollution. In: CORDEIRO-MARINO, M., AZEVEDO, M. T., SANT'ANNA, C. L., TOMITA, N. Y. & PLASTINO, E. M. (Ed.). *Algae and environment: a general approach*. São Paulo: SBFic/CETESB, 1992. p.34-52
- ROJO, C. & ALVAREZ-COBELAS, M. Hypereutrophic phytoplankton and the Intermediate Disturbance Hypothesis. *Hydrobiologia*, v.249, p.241-250. 1993.
- SABESP. Sabesp projeta construção de wetland na várzea do Rio Parelheiros. Disponível em: http://www.sabesp.com.br/CalandraWeb/CalandraRedirect/?temp=6&proj=sabesp&pub=T&nome=documento_noticias&db=&DOCID=6719232BD60EDAFC83257102007E0520#, consultado em 01/11/2006 2006a.
- _____. Tratamento de água na Região Metropolitana de São Paulo. Disponível em: <http://www.sabesp.com.br/CalandraWeb/CalandraRedirect/?temp=4&proj=sabesp&pub=T&db=&docid=CC8BB4856DE5633B832571AE005B0E26>, consultado em 01/11/2006. 2006b.
- SALMASO, N. Life strategies, dominance patterns and mechanisms promoting species coexistence in phytoplankton communities along complex environmental gradients. *Hydrobiologia*, v.502, p.13-36. 2003.
- SANT'ANNA, C. L. & AZEVEDO, M. T. P. Contribution to the knowledge of potentially toxic Cyanobacteria from Brazil. *Nova Hedwigia*, v.71, p.359-385. 2000.
- SANT'ANNA, C. L., XAVIER, M. B. & SORMUS, L. Estudo qualitativo do fitoplâncton da represa de Serraria, Estado de São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Biologia*, v.48, p.83-102. 1988.
- SANTOS, A. C. A. & CALIJURI, M. C. Survival strategies of some species of the phytoplankton community in the Barra Bonita Reservoir (São Paulo, Brazil). *Hydrobiologia*, v.367, n.139-152. 1998.
- SÃO-PAULO. Decreto Estadual no. 10.755 de 22 de novembro de 1997. *Diário Oficial do Estado*. São Paulo 1997.
- SCHÄFER, A. *Fundamentos de ecologia e biogeografia das águas continentais*. Porto Alegre: Editora da Universidade. UFRGS. 1984. 532 p.
- SCHEFFER, M., RINALDI, S., GRAGNANI, A., MUR, L. R. & NES., E. H. V. On the dominance of filamentous cyanobacteria in shallow, turbid lakes. *Ecology*, v.78, n.1, p.272-282. 1997.
- SCHEFFER, M., RINALDI, S., HUISMAN, J. & WEISSING, F. J. Why plankton communities have no equilibrium: solutions to the paradox. *Hydrobiologia*, v.491, p.9-8. 2003.
- SCHRADER, K. K., TUCKER, C. S., DE REGT, M. Q. & KINGSBURY, S. K. Evaluation of limnocorrals for studying the effects of phytotoxic compounds on plankton and water chemistry in aquaculture ponds. *J. World Aquacult. Soc.*, v.31, p.403-415. 2000.
- SHIKLOMANOV, I. *World water resources: a new proposal and assessment for the 21st century*: IHP, Unesco. 1998. 32 p.
- SIBLEY, T. H., SHOTT, G. & CHANG, C. Distribution and toxicity of copper in freshwater microcosms. *Verh. Int. Verein. Limnol.*, v.25, p.2008-2012. 1994.
- SILVA, L. H. S. Fitoplâncton de um reservatório eutrófico (Lago Monte Alegre), Ribeirão Preto, São Paulo, Brasil. *Rev. Brasil. Biol.*, v.59, n.2, p.281-303. 1999.

- SILVÉRIO, P. F. *Partição, biodisponibilidade e toxicidade de metais pesados a organismos bentônicos em sedimentos*. (Dissertação de Mestrado). Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas, UFSCar, São Carlos, 1999. 78 p.
- SOMMER, U. The paradox of the plankton: Fluctuations of phosphorus availability maintain diversity of phytoplankton in flow-through cultures. *Limnology and Oceanography*, v.29, n.3, p.633-636. 1984.
- _____. Phytoplankton succession in microcosm experiments under simultaneous grazing pressure and resource limitation. *Limnology and Oceanography*, v.33, n.5, p.1037-1054. 1988.
- SOMMER, U., PADISÁK, J., REYNOLDS, C. S. & JUHÁSZ-NAGY, P. Hutchinson's heritage: the diversity-disturbance relationship in phytoplankton. *Hydrobiologia*, v.249, p.1-7. 1993.
- SORENTINO, C. The effects of heavy metals on phytoplankton - a review. *Phykos (Inst Oceanogr d'Alger, Alger-Bourse)*, v.18, p.149-161. 1979.
- SOUZA, R. C. R., CARVALHO, M. C. & TRUZZI, A. C. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Wolosz.) Seenaya and a contribution to the knowledge of Rio Pequeno arm, Billings Reservoir, Brazil. *Environmental Toxicology and Water Quality*, v.13, n.73-81. 1998.
- STRASKRABA, M. & TUNDISI, J. G. *Gerenciamento da qualidade da água de represas*. São Carlos: ILEC, IIE, v.v9. 2000. 280 p.
- STRASKRABA, M., TUNDISI, J. G. & DUNCAN, A. State-of-art of reservoir limnology and water quality management. In: STRASKRABA, M., TUNDISI, J. G. & DUNCAN, A. (Ed.). *Comparative reservoir limnology and water quality management*. Netherlands: Kluwer Academic Publishers, 1993. p.213-288
- STRICKLAND, J. D. & PARSONS, T. R. A manual of seawater analysis. *Bull. Fihs. Res. Bel. Can.*, v.125, p.1-185. 1960.
- TAKINO, M. & MAIER, M. H. Hydrobiology of reservoirs in the São Paulo State, Brazil. *Verh. int. Ver. Limnol.*, v.21, p.1060-5. 1981.
- _____. Autopeduração da Represa Rio Grande (Riacho Grande, SP - Brasil) - Íons dominantes e clorofila-a. *Boletim do Inst. Pesca*, v.13, n.1, p.179-184. 1986.
- TALLING, J. F. Diurnal changes of stratification and photosynthesis in some tropical African water. *Proc. Roy. Soc.*, v.147, p.57-83. 1957.
- TEIXEIRA, C., TUNDISI, J. G. & KUTNER, M. B. Plankton studies in a mangrove II. The standing stock and some ecological factors. *Bol. Inst. Oceanogr.*, v.24, p.23-41. 1962.
- TER BRAAK, C. J. F. *CANOCO - A FORTRAN programa for canonical community ordination by (partial) (detrended) (canonical) correspondence analysis and redundance analysis (version 3,10)*. Wageningen: ITI-TNO. 1990
- THOMAZ, S. M., TÓHA, F. A. L., ROBERTO, M. C., ESTEVES, F. A. & LIMA, A. F. Seasonal variation of some limnological factors of lagoa do Guaraná, a várzea lake of the High Rio Paraná, State of Mato Grosso do Sul, Brazil. *Rev. Hydrobiol. Trop.*, v.25, n.4, p.269-276. 1992.
- TOLEDO, A. P., TALARICO, M., CHINEZ, S. J. & AGUDO, E. G. *A aplicação de modelos simplificados para avaliação de processos de eutrofização em lagos e reservatórios tropicais*. XIX Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. Camboriú, 1983.
- TOLEDO, L. G., FREITAS, J. S. & FERREIRA, C. J. A. Variações diurnas de parâmetros limnológicos no Lago Paranoá, Brasília, Brasil. *Acta Limno. Brasil*, v.11, p.219-237. 1988.
- TORGAN, L. C. *Estrutura e dinâmica da comunidade fitoplanctônica na Laguna dos Patos, Rio Grande do Sul, Brasil. em um ciclo anual*. (Tese de Doutorado). Programa de Pós-graduação em ecologia e recursos naturais, Universidade Federal da São Carlos, São Carlos - SP, 1997. 284 p.

- TORGAN, L. C. & GARCIA, M. Novas ocorrências (Cyanophyta e Chlorophyta) para a fitoflora planctônica do Rio Grande do Sul. *Hoehnea*, v.16, p.57-64. 1989.
- TOWNSEND, C. R., BEGON, M. & HARPER, J. L. *Fundamentos em ecologia*. Porto Alegre: Artmed. 2006. 592 p.
- TUCCI, A. & SANT'ANNA, C. L. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya & Subba Raju (Cyanobacteria): variação semanal e relações com fatores ambientais em um reservatório eutrófico, São Paulo, SP, Brasil. *Revista Brasil. Bot.*, v.26, n.1, p.97-112. 2003.
- TUNDISI, J. G. Typology of reservoirs in Southern Brazil. *Verh. int. Ver. Limnol.*, v.21, p.1031-9. 1981.
- _____. "Estratificação hidráulica" em reservatórios e suas conseqüências ecológicas. *Ciência e Cultura*, v.36, n.9, p.1489-1496. 1983a.
- _____. A review of basic ecological processes interacting with production and standing-stock of phytoplankton in lakes and reservoirs in Brazil. *Hydrobiologia*, v.100, p.223-243. 1983b.
- _____. Distribuição espacial, seqüência temporal e ciclo sazonal do fitoplâncton em represas: Fatores limitantes e controladores. *Rev. Brasil. Biol.*, v.50, n.4, p.937-955. 1990.
- _____. Reservoir as complex systems. *Ciência e Cultura*, v.48, n.5/6, p.383-387. 1996.
- _____. *Água no século XXI: Enfrentando a escassez*. São Carlos: RiMa, IEE. 2005. 248 p.
- TUNDISI, J. G., MATSUMURA-TUNDISI, T. & CALIJURI, M. C. Limnology and management of reservoir in Brazil. In: STRASKRABA, M., TUNDISI, J. G. & DUNCAN, A. (Ed.). *Comparative reservoir limnology and water quality management*. Netherlands: Kluwer Academic Publishers, 1993. p.25-55
- TUNDISI, J. G., MATSUMURA-TUNDISI, T. & ROCHA, O. Theoretical basis for reservoir management. In: TUNDISI, J. G. & STRASKRABA, M. (Ed.). *Theoretical reservoir ecology and its applications*: International Institute of Ecology, Brazilian Academy of Sciences, Backhuys Publishers, 1999. p.505-528
- TUNDISI, J. G. & SAIJO, Y. *Represas artificiais: Perspectivas para o controle e manejo da qualidade da água para usos múltiplos*. IV Simpósio Brasileiro de Hidrologia e Recursos Hídricos, 1985.
- _____. Impactos ecológicos da construção de represas: Aspectos específicos e problemas de manejo. In: TUNDISI, J. G. (Ed.). *Limnologia e manejo de represas*: Tomo I EESC-USP/CRHEA/ACIESP, v.1, 1988. (Série Monografias em Limnologia)
- USEPA. *Ambient water quality criteria for copper*. U. S. Environmental Protection Agency. Springfield, 142 p. 1984
- UTERMÖHL, H. Zur vervollkommnung der quantitativen phytoplankton-methodik. *Mitteilungen Internieationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnolo*, v.9, p.1-38. 1958.
- VALDERRAMA, J. C. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorous in natural waters. *Marine chemistry*, v.10, p.109-222. 1981.
- VAN DEN HOEK, C., MANN, D. G. & JAHNS, H. M. *Algae - An introduction to phycology*: Cambrigde University Press. 1997. 627 p.
- VÁRKONYI, Z., ZSIROS, O., FARKAS, T., GARAB, G. & GOMBOS, Z. The tolerance of cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* to low temperature photo-inhibition affected by the induction of polyunsaturated fatty acid synthesis. *Biochemical Society Transactions*, v.28, n.6, p.892-894. 2000.
- VERNICK, E. L. How many cells to count? In: SOURNIA, A. (Ed.). *Phytoplankton manual*: UNESCO, 1978. p.167-180

- VIANA, S. M. & ROCHA, O. The toxicity of copper sulphate and atrazine to the diatom *Aulacoseira granulata* (Ehrenberg) Simmons. *Acta Limnol. Bras.*, v.17, n.3, p.291-300. 2005.
- WEITHOFF, G., WALZ, N. & GAEDKE, U. The intermediate disturbance hypothesis - species diversity or functional diversity? *Journal of Plankton Research*, v.23, n.10, p.1147-1155. 2001.
- WETZEL, R. G. *Limnology - Lake and river ecosystems*: Academic Press. 2001. 1006 p.
- WETZEL, R. G. & LIKENS, G. E. *Limnological Analyses*: Springer-Verlag. 1991. 391 p.
- WHATELY, M. *Seminário Billings 2002 - Avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para a conservação, recuperação e uso sustentável da Bacia Hidrográfica da Billings*. Instituto Sócioambiental. São Paulo, 119 p. 2003
- WHATELY, M. & CUNHA, P. *Seminário Guarapiranga - Proposição de ações prioritárias para garantir água de boa qualidade para abastecimento público*. Instituto Socioambiental. São Paulo, 171 p. 2006
- WHO. *Copper*. World Health Organization. Geneva: p. 1998
- WIEDNER, C., NIXDORF, B., HINZE, R., WIRSING, B., NEUMANN, U. & WECKESSER, J. Regulation of cyanobacteria and microcystin dynamics in polymictic shallow lakes. *Archiv für Hydrobiol.*, v.155, p.383-400. 2002.
- XAVIER, M. B. Represa Billings - São Paulo I. Fitoplâncton e características físicas da água. *Boletim do Inst. Pesca*, v.8, p.23-46. 1981a.
- _____. Represa Billings - São Paulo II. Variação sazonal do fitoplâncton. *Boletim do Inst. Pesca*, v.8, p.47-64. 1981b.
- _____. Euglenaceae pigmentadas (Euglenophyceae) do Rio Grande, Represa Billings, São Paulo, Brasil: Estudo Limnológico. *Acta Limnol. Bras.*, v.2, p.303-321. 1988.
- _____. Distribuição vertical das Euglenaceae pigmentadas do Rio Grande, Represa Billings, São Paulo, Brasil. *Acta Limno. Brasil*, v.6, p.13-30. 1993.
- XAVIER, M. B., MONTEIRO JR., A. J. & FUJIARA, L. P. Limnologia de reservatórios do sudeste do Estado de São Paulo, Brasil. VII. Fitoplâncton. *Boletim do Inst. Pesca*, v.12, n.1, p.145-186. 1985.

Resumo

Ecologia da comunidade fitoplanctônica em dois braços da Represa Billings (São Paulo, SP) com diferentes graus de trofia – O objetivo deste trabalho foi comparar a composição e a diversidade da comunidade fitoplanctônica nos braços Rio Grande e Taquacetuba (Represa Billings) e determinar os fatores que regulam sua estrutura. Foram realizadas coletas em fevereiro, maio, agosto e novembro de 2005, nas quais foram coletadas amostras de água em 6 profundidades. As variáveis analisadas foram transparência da água, temperatura, condutividade elétrica, pH, oxigênio dissolvido, material em suspensão, sólidos totais, clorofilas a, b e c, feofitina e nutrientes totais e dissolvidos. O corpo d'água foi classificado segundo o grau de trofia. O fitoplâncton foi analisado quali e quantitativamente. Os dados foram analisados estatisticamente por métodos univariados e multivariados. No Rio Grande foram identificados 72 táxons distribuídos em 7 classes. Foi observada alta diversidade e uniformidade e o corpo d'água foi classificado com oligo/mesotrófico. Observou-se abundância relativa alternada entre as classes Zygnemaphyceae, Bacillariophyceae, Euglenophyceae e Chlorophyceae; entre C- e R-estrategistas e entre os grupos funcionais D, X₁, W₁ e T. Verticalmente, foi observada alternância entre classes abundantes devido às características morfológicas e/ou diferentes requerimentos fisiológicos. No Taquacetuba, foram identificados 66 táxons distribuídos em 7 classes. Foi observada baixa diversidade e uniformidade e o corpo d'água foi classificado com eu/supereutrófico. Observou-se dominância de cianobactérias R-estrategistas, principalmente das associações S₁ e S_n. Aparentemente, a dinâmica do fitoplâncton no Taquacetuba é controlada por exclusão competitiva e distúrbios, pois a dominância das cianobactérias inibiu o crescimento de outras classes, porém, sem excluí-las, permitindo a coexistência de várias espécies. Os padrões observados podem ser explicados às diferenças nas variáveis físicas e químicas, nos funcionamentos das captações de água e aos diferentes fins para os quais estas águas são captadas. O Rio Grande tem suas águas constantemente tratadas com sulfato de cobre para o controle da biomassa algal e manutenção da qualidade da água compatível para o abastecimento público. Porém, a sulfatação como uma medida paliativa deve ser utilizada com cautela e mais estudos são necessários a fim de evitar problemas ainda desconhecidos a longo prazo. O Taquacetuba tem suas águas revertidas sem tratamento para a Represa Guarapiranga, podendo estar comprometendo a qualidade da água da Guarapiranga, que abastece grande parte da população da cidade de São Paulo.

Palavras-chaves: fitoplâncton, grupos funcionais, variabilidade sazonal e vertical, abastecimento público, transposição Billings-Guarapiranga.

Abstract

Ecology of phytoplankton community in two branches of Billings Reservoir (São Paulo, SP) with different trophic states – The aim of this work was to compare the phytoplankton community composition and diversity in Rio Grande and Taquacetuba branches (Billings Reservoir) and to determinate its controlling factors. Water samples were collected in six depths on February, May, August and November 2005. The variables analyzed were water transparency, temperature, electric conductivity, pH, dissolved oxygen, suspended material, total solids, chlorophylls a, b and c, pheophytin and total and dissolved nutrients. The water body was classified by its trophic state. Phytoplankton was analyzed quali and quantitatively. Data were analyzed by univariate and multivariate statistical methods. In Rio Grande, 72 phytoplankton taxa were found, distributed among 7 classes. High diversity and uniformity were observed and water body was classified as oligo/mesotrophic. Relative abundance alternate among Zygnemaphyceae, Bacillariophyceae, Euglenophyceae and Chlorophyceae; among C- e R-strategists e among assemblages D, X₁, W₁ e T. Vertically, alternation of abundant classes was observed due to morphologic characteristics and/or different physiological requirements. In Taquacetuba, 66 phytoplankton taxa were found, distributed among 7 classes. Low diversity and uniformity were observed and water body was classified as eu/supereutrophic. Cyanobacteria R-strategist dominated, especially S₁ e S_n assemblages. Apparently, phytoplankton dynamics in Taquacetuba is controlled by competitive exclusion and disturbs, because cyanobacteria dominance inhibit the growth of other classes, without exclude them, allowing coexistence of several species. These patterns observed can be explained by differences on physical and chemical variables, on water intake functioning and on water destinations. Rio Grande is constant treated with copper sulfate to control algae biomass and to maintain good water quality to public supply. Although, sulfatation as a palliative measure need to be cautious and more studies are necessary to avoid problems still unknown in long term. Taquacetuba's water is transferred without treatment to Guarapiranga Reservoir. It could be compromising the water quality of Guarapiranga, which supply a great part of São Paulo city population.

Key-words: phytoplankton, assemblages, seasonal and vertical variability, water supply, Billings-Guapiranga water transference.