

SIMONE WENGRAT

**Biodiversidade e distribuição das diatomáceas no  
Complexo Billings, São Paulo: influência da  
compartimentalização espacial e do estado trófico**

Dissertação apresentada ao Instituto de Botânica da Secretaria do Meio Ambiente, como parte dos requisitos exigidos para a obtenção do título de MESTRE em BIODIVERSIDADE VEGETAL E MEIO AMBIENTE, na Área de Concentração de Plantas Avasculares e Fungos em Análises Ambientais.

São Paulo

2011

SIMONE WENGRAT

**Biodiversidade e distribuição das diatomáceas no  
Complexo Billings, São Paulo: influência da  
compartimentalização espacial e do estado trófico**

Dissertação apresentada ao Instituto de Botânica da Secretaria do Meio Ambiente, como parte dos requisitos exigidos para a obtenção do título de MESTRE em BIODIVERSIDADE VEGETAL E MEIO AMBIENTE, na Área de Concentração de Plantas Avasculares e Fungos em Análises Ambientais.

Orientadora: Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> DENISE DE CAMPOS BICUDO

Ficha Catalográfica elaborada pelo **NÚCLEO DE BIBLIOTECA E MEMÓRIA**

Wengrat, Simone

W474b Biodiversidade e distribuição das diatomáceas no Complexo Billings, São Paulo: influência da compartimentalização espacial e do estado trófico / Simone Wengrat -- São Paulo, 2011.  
113 p. il.

Dissertação (Mestrado) -- Instituto de Botânica da Secretaria de Estado do Meio Ambiente, 2011

Bibliografia.

1. Algas. 2. Eutrofização. 3. Sedimentos. I. Título

CDU: 582.26

**“Se tiveres que lidar com a água, consulta primeiro  
a experiência e depois a razão”.**

Leonardo da Vinci

**“Inclina o teu ouvido e ouve as palavras dos sábios,  
aplica o teu coração ao meu conhecimento”.**

Provérbios 22:17

**“Quem pensa conhecer alguma coisa, ainda não  
conhece como deveria”.**

I Coríntios 8:2

*À vida.*

## AGRADECIMENTOS

Agradeço, em especial, à Profª Drª Denise de C. Bicudo. Sua valiosa sabedoria, orientação, confiança e compreensão não têm preço. Sinto-me honrada e extremamente grata por ter sido sua aluna. Seu amor pela ciência e desejo por um mundo melhor é contagiante. Meu muito obrigada.

Ao Prof. Dr. Carlos E. de M. Bicudo, por compartilhar sua sabedoria, seu conhecimento e experiência. Poder conviver um pouco contigo é, sem dúvida, uma grande honra.

À pesquisadora Drª. Carla Ferragut, por ter-me recebido prontamente como estagiária no início de tudo. Muito obrigada pelas valiosas contribuições ao longo desses anos.

Ao Prof. Dr. Bartolomeu Tavares por ter-me iniciado no mundo científico, particularmente, no trabalho com as diatomáceas, e pelos vários conselhos recebidos, os quais levo comigo até hoje.

À Profª Drª Norma Catarina Bueno pela marcante presença em minha formação, sou muito grata a ti. Obrigada pela companhia aqui em São Paulo logo no início dessa jornada.

À Drª. Maria do Carmo Carvalho pela oportunidade de compartilhar um pouco dos desafios sobre o tão “complexo” Complexo Billings. Muito obrigada.

Ao colega deste Programa e agora Dr. Carlos Eduardo Wetzel e ao Prof. Dr. Eduardo Morales, da Universidad Catolica de Bolívia e da Academia de Ciências Naturais de Filadelfia, pelo precioso auxílio nas identificações taxonômicas.

Ao Dr. Donato Seiji Abe, do Instituto Internacional de Ecologia, pela contribuição e empenho na amostragem dos sedimentos. Obrigada por compartilhar conosco um pouco de sua experiência.

À Profª Drª Ana Luiza Spadano Albuquerque, do Departamento de Geoquímica da Universidade Federal Fluminense, por ter cedido seu laboratório tão prontamente para a realização das análises granulométricas.

A todo o “Povo das Águas”, do laboratório de Ecologia Aquática do Instituto de Botânica, pelo preciso auxílio na realização das análises laboratoriais e/ou participação nas campanhas de campo: Angélica C. Righetti, Barbara Pellegrini, Carlos E. Wetzel, Débora F. Goes, Fernanda Ferrari, Gabriela J. Lavagnolli, Gisele C. Marquardt, Jeniffer Pereira, Luciane Fontana, Luciana R. Godinho, Majoi Nascimento, Mariane L. de Souza, Mayara Casartelli, Murilo Borduqui, Priscilla Denise, Samanta Faustino, Sandra V. Costa, Sydney Fernandes, Thiago R. Santos.

Um obrigado especial à Angélica, Luiz (Instituto de Pesca), Ezequiel, Fernando e Irineu, da SABESP. Estar no mesmo “barco” por alguns dias com vocês foi um prazer. Obrigada por terem contribuído com este trabalho de forma tão grandiosa e leve.

À Angelica C. Righetti, pelo precioso auxílio desde a organização da nossa primeira saída a campo, as muitas coletas juntas, a troca de conhecimentos de quem inicia no mundo da ecologia e as valiosas opiniões na identificação taxonômica. Agradeço também a Gisele Marquardt, que sempre me ajudou prontamente com a taxonomia das diatomáceas. Muito obrigada.

Às Panteras do Núcleo de Ecologia, Dorinha, Val, Amarílis e Marli, sempre prontas a nos ajudar no que for preciso, desde análises laboratoriais, limpeza de vidraria, a muitos cafezinhos, chás e festinhas, fazendo nossos dias mais animados e divertidos.

Ao Yukio Hayashi, por sempre estar disposto a ajudar com os problemas técnicos “computadorizados”. Obrigada por todos os “*Bom dia! Precisa de alguma coisa?*”.

A todos os pesquisadores, pós-graduandos e estagiários do Núcleo de Pesquisa em Ecologia do Instituto de Botânica de São Paulo, pelo apoio sempre que preciso.

À SABESP, pela parceria com o projeto temático em que se insere o presente. De fato, uma parceria que deu certo. Em especial ao Gerente de Divisão de Recursos Hídricos Metropolitanos Sudoeste Osmar Rivelino, à bióloga Vilma Okamoto Rivelino e ao químico Wagner Frocha. Obrigada pela oportunidade de trabalhar com vocês, poder compreender melhor a gestão das águas em uma metrópole como São Paulo. Um agradecimento especial aos incansáveis técnicos Ezequiel e Fernando.

Ao Programa de Pós-graduação em Biodiversidade Vegetal e Meio Ambiente do Instituto de Botânica, pela oportunidade de aprimoramento científico.

À Fapesp (Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo) pela bolsa de mestrado concedida (Processo nº 2009/39350-4).

Aos moradores do alojamento, aos que estavam quando cheguei, aos que passaram e aos que estão. Agradeço os momentos compartilhados, pelos risos e lágrimas, com os quais muito cresci. Levarei sempre estas lembranças comigo. Agradeço, em especial, aqueles que mais conviveram comigo e que me receberam tão bem quando cheguei: Camila Malone, Everton Manarin, Fernanda Karstedt, Fernanda Tresmondi, Janaína dos Santos, Kátia Patecoski e Talita Amador. E também àqueles que convivem comigo de maneira especial no presente: Ana Loaiza, Gisele Marquardt, Priscilla Denise, Simone Silva, Adilma Cocentino e Guilherme Scotta.

Agradeço, em especial, à Luanda P. Soares e ao Jadson J.S. Oliveira, pela amizade, companherismo e por compartilharem meus momentos mais difíceis nessa reta final. Muito obrigada. Agradeço também a Ana Loiza e a Catharina, companheiras de quarto a um bom tempo.

À querida amiga Thamis Meurer, por me fazer companhia tantas vezes aqui em São Paulo e trazer lembranças de minha “amada terra”.

Aos meus pais, Ari e Ingrid Wengrat, e ao meu irmão, Almir Wengrat, pelo carinho, amor, confiança e por todo apoio. Dizem que com o tempo a gente se acostuma com a saudade. Eu digo o contrário: a cada dia que passa tenho mais saudades de vocês!

Ao meu noivo, Álvaro V. Ribeiro, obrigada pelo seu amor, confiança, por ter sido tão compreensivo nos momentos difíceis e ter-me ajudado de todas as formas possíveis. Você é o melhor presente que eu poderia ter recebido.

Especialmente a Deus, por ser a minha rocha e sempre me guiar debaixo de suas asas. Se há algum louvor neste trabalho, dedico a Ti.

## RESUMO

O estudo visou avaliar a biodiversidade e a distribuição das diatomáceas planctônicas e de sedimentos superficiais em represa urbana de usos múltiplos e sob grande interferência antropogênica (Complexo Billings, Região Metropolitana de São Paulo). Foram definidas 12 estações de amostragem distribuídas no Corpo Central (2), no braço Taquacetuba (3), no braço Rio Pequeno (3) e na represa Rio Grande (4). Foram coletadas amostras de água e de fitoplâncton ao longo do perfil vertical nos períodos de inverno e verão; e de sedimentos superficiais no período de inverno. As análises incluíram variáveis físicas e químicas da água e dos sedimentos e análises qualitativa e quantitativa das diatomáceas. Para análise dos dados foram aplicados índices de qualidade da água e de estrutura da comunidade, bem como análises multivariadas e de espécies indicadoras. O índice de estado trófico variou de mesotrófico a supereutrófico, sendo influenciado pela compartimentalização espacial do complexo associada ao uso e à ocupação do solo, ao uso e manejo do reservatório (principalmente o bombeamento do rio Pinheiros e a aplicação de algicidas) e ao período climático. O Corpo Central foi o mais degradado, seguido pelo braço Taquacetuba, braço Rio Grande e, por último, pelo braço Rio Pequeno, particularmente, pela sua região à montante. No verão acentuou-se a perda da qualidade da água do braço Taquacetuba associada à maior disponibilidade de fósforo. Foram identificados 124 táxons específicos e infraespecíficos no plâncton e 94 nos sedimentos. As maiores riquezas e diversidade foram medidas à montante do braço mais protegido para ambas as comunidades, enquanto que as menores o foram na região mais degradada (Corpo Central) e com aplicação de algicidas (Represa Rio Grande). Espécies de *Aulacoseira* estiveram bem representadas no plâncton durante o inverno, e *Achnanthydium catenatum* e espécies de *Fragilaria* no verão. Nos sedimentos, destacaram-se espécies de *Aulacoseira* e *Achnanthydium catenatum*, porém, com uma melhor repartição de espécies. Nem todos os táxons dominantes (3) ou abundantes (27) do plâncton e dos sedimentos (19) foram considerados bioindicadores. À mesotrofia (montante do braço Rio Pequeno) associaram-se (pela CCA e IndVal) três espécies planctônicas (*Encyonopsis subcapitata*, *Eunotia naegelii* e *Brachysira brebissonii*) e cinco dos sedimentos (*Encyonopsis subcapitata*, *Brachysira brebissonii*, *Eunotia veneris*, *Frustulia crassinervia* e *Aulacoseira* cf. *tenella*), duas das quais foram comuns aos dois compartimentos. Aos ambientes supereutróficos associaram-se duas espécies planctônicas no verão (*Fragilaria* sp.1: complexo *F. rumpens* e *F.* cf. *crotonensis* var. *oregona*) e aos eutróficos/supereutróficos, dois táxons dos sedimentos (*Cyclotella meneghiniana* e *Aulacoseira granulata* var. *granulata*). Ao ambiente mesotrófico com aplicação de algicida (braço Rio Grande, exceto a montante) associaram-se dois táxons planctônicos no verão (*Fragilaria rumpens* var.1 e *Achnanthydium catenatum*) e três dos sedimentos (*A. catenatum*, *A.* cf. *saprophilum* e *Fragilaria gracilis*), sendo uma delas comum aos dois compartimentos. No plâncton, *Aulacoseira granulata* var. *granulata* associou-se mais ao período de inverno do que à trofia do sistema. A estrutura em espécies das diatomáceas planctônicas foi sensível ao estado trófico apenas no verão, sendo também influenciada pelo manejo (aplicação de algicidas), enquanto que as associadas aos sedimentos foram particularmente sensíveis ao estado trófico e ao manejo (algicida). Ainda, as características abióticas dos sedimentos superficiais caracterizaram melhor as diferenças espaciais do Complexo, além de indicarem outros impactos antropogênicos não observados pelas características da água. Desta forma, as diatomáceas foram boas indicadoras da qualidade da água, com destaque para o compartimento dos sedimentos, reforçando a necessidade de se avançar nos estudos autoecológicos em ambientes tropicais.

**Palavras-chave:** diatomáceas, eutrofização, fitoplâncton, sedimentos de superfície, represa urbana.

## ABSTRACT

Study aimed at evaluating the diatoms biodiversity and distribution in the plankton and in the superficial sediments of an urban reservoir of multiple uses under great anthropogenic influence (Billings Complex, Metropolitan Region of São Paulo). Twelve sampling stations were defined, which were distributed along the central body (2), Taquacetuba branch (3), Rio Pequeno branch (3) and Rio Grande reservoir (4). Water and plankton samples were collected along the reservoir vertical profile during the winter and summer; and of the superficial sediments during the winter. Analyses included water and sediments physical and chemical variables and diatoms quantitative and qualitative identifications. Water quality and community structure indices as well as multivariate and indicative species analyses were performed for data analysis. The system trophic state index varied from mesotrophic to hypertrophic, and was affected by the spatial compartmentalization of the Complex, associated to the land use, the reservoir use and management (mainly the Pinheiros River pumping and use of algicide), and the climatic period. The Central Body was the most degraded part of the Complex, followed by the Taquacetuba branch, the Rio Grande branch and, finally, by the Rio Pequeno branch (mainly its upper region). During the summer, loss of water quality of the Taquacetuba branch was accelerated by the greater phosphorus availability. One hundred twenty four taxa, including species and infraspecific taxa, were identified for the plankton and 94 for the sediments. High species richness and diversity were registered at the upper region of the more protected branch for both assemblages, and the lowest ones at the most degraded region (Central Body), and where algicide are used (Rio Grande reservoir). In the plankton, *Aulacoseira* species were well represented during the winter, and *Achnantheidium catenatum* and *Fragilaria* species during the summer. In the sediments, *Aulacoseira* species and *Achnantheidium catenatum* were well represented, with a better species distribution. Not all taxa dominant (3) or abundant (27) in phytoplankton, and abundant in the sediments (19) were considered bioindicators. Associated (by CCA and IndVal) to the mesotrophic conditions (upper region of Rio Pequeno branch) were three plankton species (*Encyonopsis subcapitata*, *Eunotia naegelii* and *Brachysira brebissonii*), and 5 registered in sediments (*Encyonopsis subcapitata*, *Brachysira brebissonii*, *Eunotia veneris*, *Frustulia crassinervia* and *Aulacoseira cf. tenella*), 2 of which were common to both compartments. Two planktonic species were associated to the hypertrophic environments during the summer (*Fragilaria* sp.1: complex *F. rumpens* and *F. cf. crotonensis* var. *oregona*), and to the eutrophic and hypertrophic conditions 2 other taxa were associated to the sediments (*Cyclotella meneghiniana* and *Aulacoseira granulata* var. *granulata*). Associated to the mesotrophic environment with algicides addition (Rio Grande branch, except for the upper waters) were 2 plankton taxa during summer (*Fragilaria rumpens* var.1 and *Achnantheidium catenatum*), and 3 from the sediments (*A. catenatum*, *A. cf. saphophilum* and *Fragilaria gracilis*), *A. catenatum* being common to both compartments. Regarding the phytoplankton, *Aulacoseira granulata* var. *granulata* was best associated to the winter period than to the system's trophic. The plankton diatom assemblage was sensitive to the trophic status only during the summer, being also affected by the management (algicides application), whereas the assemblage associated to the sediments was particularly sensitive to the trophic state and to management (algicide). Moreover, the superficial sediments abiotic features characterized better the Complex spatial heterogeneity besides indicating other anthropogenic impacts not observed by the water features. Therefore, diatom assemblages were good indicators of the water quality, with emphasis on the sediments compartment, strengthening the need to foster autoecological studies in tropical environments.

**Key words:** diatoms, eutrophication, phytoplankton, sediments, urban reservoir.

# ÍNDICE

<b>1. INTRODUÇÃO</b>	01
1.1. Fundamentação teórica	01
1.2. Contextualização histórica das pesquisas realizadas no Complexo Billings	05
<b>2. OBJETIVOS</b>	07
<b>3. ÁREA DE ESTUDO</b>	08
3.1. Represa Rio Grande	10
3.2. Braço Rio Pequeno	11
3.3. Braço Taquacetuba	12
3.4. Corpo Central	13
<b>4. MATERIAL E MÉTODOS</b>	15
4.1. Variáveis climáticas	15
4.2. Delineamento amostral e coleta de material	15
4.3. Variáveis limnológicas abióticas e biomassa fitoplanctônica	19
4.4. Variáveis físicas e químicas dos sedimentos	19
4.5. Análises das diatomáceas	19
4.5.1. Análise qualitativa	20
4.5.2. Análise quantitativa	20
4.5.3. Informações ecológicas das espécies	21
4.6. Análise numérica dos dados	22
4.6.1. Índices biológicos	22
4.6.2. Análise de espécies indicadoras	23
4.6.3. Análise estatística	23
<b>5. RESULTADOS</b>	25
5. 1. Caracterização limnológica do Complexo Billings	25
5.1.1. Variáveis climatológicas	25
5.1.2. Perfil térmico e transparência	26
5.1.3. Variáveis abióticas e biomassa fitoplanctônica	28
5.1.4. Avaliação conjunta dos dados	33
5.1.5. Índice do Estado Trófico	35
5.2. Estrutura das diatomáceas planctônicas no Complexo Billings	36

5.2.1. Composição e diversidade de espécies	36
5.2.2. Avaliação conjunta das espécies fitoplanctônicas	44
5.3. Caracterização das diatomáceas de sedimentos superficiais no Complexo Billings	50
5.3.1. Caracterização abiótica dos sedimentos	50
5.3.2. Composição e diversidade de espécies	53
5.3.3. Avaliação conjunta das espécies dos sedimentos superficiais do Complexo Billing	57
<b>6. DISCUSSÃO</b>	65
6. 1. Caracterização limnológica do Complexo Billings	65
6.2. Biodiversidade e Distribuição das diatomáceas planctônicas no Complexo Billings	69
6.3. Biodiversidade e distribuição das diatomáceas de sedimentos superficiais no Complexo Billings	73
6.4. Associação de espécies de diatomáceas indicadoras da qualidade ecológica do Complexo Billings	77
<b>7. CONSIDERAÇÕES FINAIS</b>	83
<b>8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b>	86
<b>9. ANEXO</b>	100

## **1. INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA**

---

### **1.1. Fundamentação Teórica**

A água doce é um recurso natural que vem sofrendo demasiada pressão, a ponto de se tornar um dos grandes desafios que a humanidade enfrentará no século XXI. A atual crise da água resulta da redução global de seu suprimento em função do aumento demográfico exacerbado, dos usos múltiplos, da perda de seus mecanismos de retenção, bem como da degradação crescente dos ambientes aquáticos. Esta crise tem grande interesse global, uma vez que impõe dificuldades ao desenvolvimento, aumenta a incidência de doenças hidroveiculadas, produz estresse econômico e social, aumenta as desigualdades entre regiões e países, além de colocar em risco a manutenção da vida no planeta (Tundisi 2005, Ribeiro 2008).

O problema da escassez está mais ligado à qualidade do que à quantidade de água disponível na maioria dos países, com exceção das regiões do planeta em que existem limitações naturais. A água existe, porém, encontra-se cada vez mais comprometida em função do mau uso e da gestão inadequada desse recurso (Ribeiro 2008). Este cenário da crise da água (estresse, escassez e deterioração da qualidade) agrava-se ainda mais pelos novos desafios decorrentes das mudanças climáticas globais, que alteram os ciclos hidrológicos, aumentam a contaminação, eutrofização, toxicidade, doenças hidroveiculadas, entre outros (e.g. Tundisi 2008, Marengo 2008, Bicudo & Bicudo 2008).

Dentre os problemas que concorrem para a deterioração da qualidade da água, a eutrofização desponta como um dos problemas ambientais mais bem documentado e que vem afetando drasticamente os ecossistemas aquáticos (Sayer & Roberts 2001, Battarbee *et al.* 2005, Tundisi & Matsumura-Tundisi 2008). Geralmente associada com a atividade humana, a eutrofização resulta do aumento da concentração de nutrientes nos ecossistemas aquáticos, principalmente de nitrogênio e fósforo, mediante efluentes domésticos, agrícolas e/ou industriais. O processo da eutrofização é um problema de âmbito global, cuja solução está longe de ser atingida, a despeito do grande número de estudos que documentam suas causas (Carpenter 2005, Yu *et al.* 2007).

Particularmente em represas urbanas, as principais alterações nas características limnológicas da água são oriundas da bacia hidrográfica e podem ser muito rápidas e intensas devido à natureza e composição dos afluentes (Räsänen 1986). Assim, tais sistemas artificiais constituem importantes pontos de convergência das diferentes atividades desenvolvidas na bacia

hidrográfica, dos seus usos, aspectos sócio-ambientais e econômicos, de forma que a qualidade da água reflete as múltiplas atividades humanas e os impactos decorrentes dessas atividades (Rebouças 1999).

As alterações ecológicas observadas nos ecossistemas aquáticos podem ser detectadas a partir do monitoramento da água e do sedimento acumulado, seja este superficial (recente) ou em longa escala temporal (depositado em camadas) (Birks & Birks 2006). O monitoramento da água, acompanhado de análises físicas, químicas e biológicas constituem base consistente para avaliação ecológica do ambiente, pois permitem o conhecimento instantâneo das condições da água no momento em que são feitas as medições (análises físicas e químicas) e informações de efeitos prolongados (análises biológicas), as quais são capazes de refletir estados não mais existentes no momento da verificação (Lobo *et al.* 2002). Nos sedimentos aquáticos, as informações fornecidas são de efeitos ainda mais prolongados, pois este compartimento representa um arquivo de informações de natureza biogeoquímica uma vez que as camadas de deposição são temporais e se encontram sequencialmente acumuladas (Mozeto 2004). Em particular, os sedimentos de superfície representam uma amostra espacial e temporalmente integrada dos eventos que se acumularam no passado recente, bem como dos organismos provenientes de diversos habitats, permitindo uma análise inviável de ser obtida mediante amostras isoladas de comunidades vivas (Bennion 1995).

Dentre os microorganismos indicadores, as diatomáceas destacam-se como o grupo mais adequado para estudos sobre eutrofização, por apresentarem os seguintes atributos: (a) geralmente ocorrem em grande abundância e riqueza de espécies na maioria dos ambientes aquáticos; (b) algumas espécies são sensíveis às mudanças ambientais e outras muito tolerantes; (c) respondem às mudanças ambientais de curto e longo prazo; (d) suas amplitudes ecológicas são relativamente bem conhecidas (para regiões temperadas); (e) podem ser facilmente coletadas em grandes quantidades em superfícies pequenas e com relativa rapidez; (f) possuem elevadas taxas de migração e, portanto, podem colonizar rapidamente novos habitats; e (g) suas valvas geralmente se encontram bem preservadas nos sedimentos e são passíveis de identificação em nível específico e infraespecífico, pois seu envoltório celular é de sílica e, geralmente, resistente à decomposição por bactérias, dissolução química e ruptura física (Bennion 1995, Lobo *et al.* 2002, Smol 2008).

O uso das diatomáceas como indicador ambiental teve início com os estudos da qualidade de água de rios e, mais especificamente, com o desenvolvimento do sistema de sapróbios por

Kolkwitz & Marsson (1909). Assim, índices autoecológicos foram desenvolvidos para indicar níveis de poluição das preferências ecológicas e tolerâncias de espécies (Poulickova *et al.* 2004). Presentemente, os estudos têm investigado a resposta das comunidades de diatomáceas a uma série de variáveis ambientais, a exemplo das alterações de salinidade, pH, nutrientes orgânicos e inorgânicos (Belling *et al.* 2006). As contribuições realizadas a partir dos sedimentos (*eg.* Bennion *et al.* 2001, Blinn & Bailey 2001, Dalton *et al.* 2005, Smol 2008, Taukulis & John 2009) vêm permitindo a reconstrução do histórico da eutrofização, de salinidade, clima, da evolução dos impactos antropogênicos em suas dimensões ecológicas e sócio-econômicas, elaboração de modelos de função de transferência, entre outros aspectos. De particular interesse para eutrofização estão os modelos de função de transferência diatomáceas-fósforo, que permitem resgatar os níveis pretéritos de fósforo na água (níveis de referência), auxiliando a traçar metas mais reais de recuperação (Bennion *et al.* 2001, Smol 2008). Tais estudos vêm sendo realizados em várias partes do mundo como na Europa, América do Norte, América do Sul, Austrália, Ásia e África do Sul (Bate *et al.* 2004, Smol 2008). É notória a concentração desses estudos em regiões temperadas, havendo grande lacuna desta abordagem em regiões tropicais/subtropicais, sendo necessária, inicialmente, a criação de um banco de dados autoecológicos das diatomáceas dessas regiões.

No Brasil, estudos sobre a utilização das diatomáceas como indicadores biológicos são ainda relativamente escassos e mais concentrados em ambientes lóticos na região sul do país. Iniciaram-se na década de 70 (*eg.* Torgan & Aguiar 1974) e intensificaram-se a partir da década de 90. Dentre os que abordaram avaliação do estado trófico destacam-se os trabalhos de Lobo *et al.* (2004a,b,c,d), Salomoni *et al.* (2005), Lobo *et al.* (2006), Hermany *et al.* (2006) e Düpont *et al.* (2007). Destes, quatro compararam diferentes ecossistemas (Hermany *et al.* 2006, Lobo *et al.* 2004b,c,d), porém sem abordar a influência do hábitat na distribuição e bioindicação das diatomáceas.

Os trabalhos que incluem a avaliação da resposta das diatomáceas presentes em sedimentos às variações ambientais são ainda mais raros. Das nove contribuições existentes, oito foram realizadas fora do Estado de São Paulo (Callegaro 1988, Dumont & Tundisi 1997, Moro 1998, Fürstenberger 2001, Gianini 2002, Souza *et al.* 2007, Gomes 2007 e Ribeiro *et al.* 2010) e visaram, principalmente, à reconstrução do clima pretérito, exceto às três últimas que avaliaram a mudança do pH, indicações de paleoambientes e alterações do nível da água, respectivamente. Apenas mais recentemente dois trabalhos foram realizados no Estado de São Paulo: Costa (2008)

que avaliou o histórico da eutrofização de uma represa urbana hipereutrificada de São Paulo com base na bioestratigrafia das diatomáceas nos últimos 100 anos, e Silva (2008) que analisou a distribuição das diatomáceas de sedimentos superficiais e sua associação com níveis de fósforo dos reservatórios em cascata no Rio Paranapanema.

Em relação à área em que se insere este estudo, a Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), considerada a maior megalópole da América do Sul, é hoje a segunda mundial em precariedade de recursos hídricos próprios para consumo (PROAM 2006, Whately & Cunha 2006). Desde a década de 60, a população vem crescendo exponencialmente, excedendo a capacidade de receber saneamento básico adequado para a população e, como resultado, os corpos d'água têm sofrido intensos processos de eutrofização (Beyruth 2000), considerando ainda que as áreas de mananciais da RMSP, responsáveis pela produção da água, ocupam 52% da RMSP (Whately & Cunha 2006). Este cenário é ainda mais preocupante, quando se considera que a RMSP não apresenta sustentabilidade em abastecimento, pois já importa cerca de 50% da Bacia do Piracicaba, que, por sua vez, apresenta grande crescimento e dificuldades para suprir sua demanda para abastecimento humano, industrial e agrícola. Conforme salientado por Whately & Hercowitz (2008), a Grande São Paulo tem menos água para cada um de seus moradores do que os estados do Nordeste.

Particularmente a Represa Billings, considerada o maior reservatório de água da RMSP (ca. 120 km<sup>2</sup>), é um exemplo da má gestão dos recursos hídricos. Pela sua vazão natural (14 m<sup>3</sup>/s) teria capacidade de fornecer água para cerca de 4,5 milhões de pessoas, todavia esta cifra foi limitada a um milhão de pessoas devido à sua contaminação ao longo de mais de seis décadas (Capobianco & Wathely 2002). Presentemente, apenas dois de seus braços são utilizados para o abastecimento público (braço Rio Grande e braço Taquacetuba, cujas águas são transpostas para Guarapiranga desde 2000). Para diminuir, em parte, este cenário de crise da água na RMSP, há previsão de aporte e utilização do braço Rio Pequeno pela SABESP, embora sem data definida (SET 2005).

Este trabalho é proposto tendo por base a heterogeneidade espacial da qualidade da água do complexo Billings, bem como as respostas das diatomáceas frente a processos de eutrofização. Contribuirá para a caracterização ecológica dos compartimentos do complexo Billings, bem como com a biodiversidade e autoecologia das diatomáceas de represas tropicais. Trata-se de contribuição pioneira no país, não apenas pela área de estudo, mas principalmente pela integração das respostas das diatomáceas na água e nos sedimentos recentes.

Finalmente, a presente proposta insere-se em projeto mais amplo, intitulado “Diagnóstico basal e reconstrução de impactos antropogênicos na Represa Guarapiranga com vistas à sustentabilidade do abastecimento e ao gerenciamento da qualidade da água de reservatórios da RMSP” (projeto temático FAPESP nº 2009/53898-9). Dentro deste projeto, contribuirá com informações sobre a biodiversidade e autoecologia das diatomáceas, que farão parte do banco regional de dados para elaboração de um modelo de função de transferência diatomáceas-fósforo.

## **1.2. Contextualização Histórica das Pesquisas Realizadas no Complexo Billings**

Os estudos limnológicos na Represa Billings iniciaram-se com as contribuições de Samuel Murgel Branco, biologista do Departamento de Água e Esgoto de São Paulo (DAE), que abordou a consequência do desenvolvimento das algas em reservatórios e o seu controle em águas de abastecimento (Branco 1959, Branco 1962). Alguns anos mais tarde (Branco 1966), foi realizado o primeiro levantamento das condições químicas, biológicas e sanitárias da Represa Billings com início em 1963 pelo DAE. O objetivo foi verificar o grau de poluição existente na represa e a possibilidade de utilizar suas águas para o abastecimento de São Paulo. Dentre as algas identificadas como predominantes na represa, foi citada *Microcystis aeruginosa* (cuja presença é conhecida na Represa desde 1951).

Interessante ressaltar que os estudos sanitários na Represa Billings iniciaram-se somente cerca de 20 anos após o bombeamento das águas poluídas do Rio Pinheiros, e, como mencionado, o grau de poluição, a ocorrência de florações e a necessidade de água potável para abastecimento marcaram o início desses trabalhos. Principalmente a partir da década de 80, os estudos intensificaram-se e passaram a abranger diversas áreas do conhecimento, sejam por universidades, órgãos governamentais ou privados, tendo por base a importância e urgência da recuperação deste sistema hídrico para a RMSP.

Sobre o fitoplâncton existem várias contribuições (Palmer 1960; Roque 1980; Xavier 1981a, 1981b; 1988; 1993; Xavier *et al.* 1985; Carvalho *et al.* 1997, Beyruth & Pereira 2002; Carvalho 2003; Nishimura *et al.* 2005; Mariani *et al.* 2006; Gentil 2007; Nishimura 2008, Gemelgo, Mucci & Navas-Pereira 2009; Rodrigues *et al.* 2010), entretanto as diatomáceas são citadas, na sua grande maioria, em nível genérico ou somente aquelas que se caracterizaram como mais frequentes. As cianobactérias passaram a receber atenção especial (Rocha & Branco 1985; Souza *et al.* 1998; Rivelino *et al.* 2003; Lorenzi 2004; Sant’Anna *et al.* 2004, 2007; Carvalho *et al.* 2007; Matsuzaki 2007; Gemelgo *et al.* 2008; Rodrigues 2008, Moschini-Carlos *et*

*al.* 2009) devido a sua toxicidade e importância para saúde pública, sendo frequentemente encontradas no reservatório em altas quantidades. Em relação ao perifíton, nenhum trabalho específico foi encontrado. Entretanto, devido a metodologia de coleta, provavelmente o mesmo foi incluído conjuntamente com o fitoplâncton no trabalho de Branco (1966).

Sobre o compartimento dos sedimentos, as contribuições são mais recentes e visaram, principalmente, avaliar a sua qualidade e contaminação (Almeida & Rocha 2006; Bostelmann 2006; Mariani 2006; Soares & Mozeto 2006; Fávoro *et al.* 2007; Sampaio 2007; Mariani & Pompêo 2008; Mariani 2010). A partir de amplo projeto intitulado Qualised, desenvolvido em parceria entre a CETESB, UFSCar e UNICAMP, os sedimentos de diversas represas da Bacia do Tietê foram classificados quanto à contaminação por metais pesados e xenobióticos orgânicos. As represas foram classificadas em cinco classes, variando de A (menores índices de contaminação) a E (maior grau de degradação), sendo que a da Represa Billings recebeu classificação C ou D (Nascimento 2003; Silvério 2003).

Outros trabalhos relacionados incluem informações sobre eutrofização (Kawai & Branco 1969), oxigênio dissolvido (Toledo Jr. & Kawai 1977), condições sanitárias e limnológicas (Araújo, Mation & Silva, 1985; Maier 1985; Maier, Meyer & Takino 1985; Maier & Takino 1985a,b,c; Rocha *et al.* 1985; Rocha, Filho & Meiches 1986; Rocha 1984), produtos de pesca e contaminantes químicos (Rocha *et al.* 1985), comportamento diurno das variáveis limnológicas da Represa Rio Grande (Maier *et al.* 1997; Souza *et al.* 2005), produção pesqueira (Minte-Vera 1997; Castro *et al.* 2009), assoreamento por método geofísico de Geo-radar (Aquino & Lopez 2000), fármacos (Almeida & Weber 2005), transposição do Taquacetuba (Matsuzaki 2007), caracterização limnológica das águas superficiais (Silva *et al.* 2007), reúso de água do Rio Pinheiros (Vilela 2009) e modelação matemática (Jesus 2006; Castro 2010). Nos últimos anos, a CETESB vem monitorando a Represa Billings, dentre vários outros reservatórios do Estado de São Paulo, realizando análises da água como pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, teor de nutrientes (nitrogenados e fosfatados), comunidades zooplanctônica e fitoplanctônica, bem como de sedimentos, sendo avaliados fatores químicos (metais e compostos orgânicos), físicos (granulometria), biológicos e ecotoxicológicos (zoobentos e testes de toxicidade com *Hyaella azteca*) (CETESB 2010).

Levando-se em consideração o complexo Billings, os estudos mencionados foram realizados em sua grande maioria no braço Rio Grande (isolado do sistema), braço Taquacetuba e

no Corpo Central da represa. Sobre o braço Rio Pequeno, ao que tudo indica, existem apenas as contribuições de Xavier (1981a,b) e Souza *et al.* (1998), que abordaram suas condições sanitárias.

No que se refere às diatomáceas, o conhecimento para o complexo Billings é bem incipiente. Conforme mencionado, os estudos ecológicos abrangem a comunidade fitoplanctônica e não exclusivamente as diatomáceas (eg. Xavier *et al.* 1985, Carvalho 2003, Rodrigues 2008, Nishimura 2008). Em relação à flora, esses trabalhos citam, conjuntamente, 20 gêneros e apenas 14 táxons infragenéricos (*Achnantheidium minutissimum* (Kütz.) Czarn., *Asterionella formosa* Hassal, *Aulacoseira ambigua* (Grun.) Sim., *A. distans* (Ehr.) Sim., *A. granulata* (Ehr.) Sim., *A. granulata* var. *angustissima* (O.M.) Sim., *A. italica* (Ehr.) Sim., *A. pseudogranulata* (Cl.) Sim., *Cyclotella meneghiniana* Kütz., *Discostella stelligera* (Cleve & Grunow) Houk & Klee, *Rhizosolenia longiseta* Zach., *Nitzschia fruticosa* Hust., *Nitzschia palea* Kütz. e *Ulnaria ulna* (Nitz.) Comp.. Finalmente, inexitem informações sobre as diatomáceas presentes no compartimento dos sedimentos.

## **2. OBJETIVOS**

---

### **Objetivo Geral:**

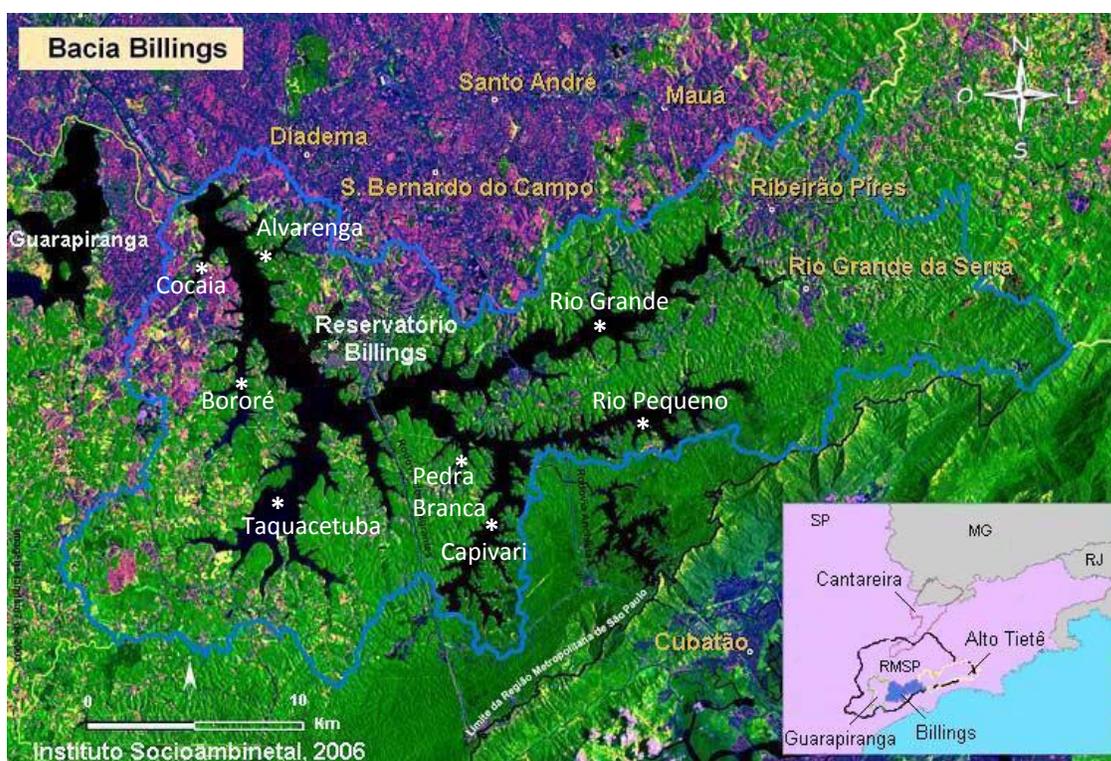
Avaliar a biodiversidade e a distribuição das diatomáceas no complexo Billings, visando contribuir para a caracterização da qualidade ecológica dos compartimentos espaciais desta represa, bem como avançar o conhecimento autoecológico das diatomáceas de regiões tropicais.

### **Objetivos Específicos:**

- ▶ Conhecer a biodiversidade e analisar a distribuição espacial das diatomáceas no complexo Billings;
- ▶ Avaliar a distribuição das diatomáceas nos compartimentos pelágico e dos sedimentos superficiais;
- ▶ Analisar associações de espécies de diatomáceas indicadoras das alterações da qualidade ecológica dos compartimentos;
- ▶ Avaliar a qualidade ecológica dos compartimentos da represa em relação à eutrofização.

### 3. ÁREA DE ESTUDO

O complexo Billings localiza-se a oeste da cidade de São Paulo, a 23°47' S e 46°40' W, apresentando área aproximada de 120 km<sup>2</sup> e volume estimado de 1,20 x 10<sup>9</sup> m<sup>3</sup> (Cetesb 2003). Sua bacia hidrográfica ocupa um território de 582,8 km<sup>2</sup>, fazendo limite, a oeste, com a Bacia Hidrográfica da Guarapiranga e, ao sul, com a Serra do Mar (Fig. 1). É considerado o maior reservatório de água da RMSP, com espelho d'água de 10.814,20 ha e uma área de drenagem que abrange seis municípios: Rio Grande da Serra, Diadema, Ribeirão Pires, Santo André, São Bernardo do Campo e São Paulo. A represa está subdividida em oito unidades, denominadas braços, os quais correspondem às sub-regiões da bacia hidrográfica: Braço do Rio Grande ou Jurubatuba, separado do Corpo Central pela barragem da Rodovia Anchieta; Braço do Rio Pequeno; Braço do Rio Capivari; Braço do Rio Pedra Branca; Braço do Taquacetuba; Braço do Bororé; Braço do Cocaia e Braço do Alvarenga (Capobianco & Wathely 2002).



**Figura 1.** Bacia hidrográfica do complexo Billings e sua localização no Estado de São Paulo (modificado de ISA 2008).

A construção da represa teve início na década de 20, com a finalidade de gerar energia para as usinas elétricas da Light em Cubatão. Para aumentar a vazão e ampliar a capacidade de geração de energia elétrica na UHE Henry Borden, foi construído, na década de 40, um sistema

de obras hidráulicas que permitiu a entrada das águas do Alto Tietê na represa (Branco 1966; CETESB 2003). Este processo foi viabilizado pela reversão do curso do Rio Pinheiros, a partir da construção das Usinas Elevatórias de Pedreira e Traição, ambas em seu leito. Esta operação 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 (Capobianco & Wathely 2002).

O crescimento da cidade de São Paulo e a falta de coleta e tratamento de esgotos intensificaram a poluição do Tietê e seus afluentes que, por sua vez, passaram a comprometer a qualidade da água da Billings (Branco 1966). Em 1982, devido à grande quantidade de esgotos e problemas com cianobactérias, algumas potencialmente tóxicas, surgiu a necessidade de interceptação total do Braço do Rio Grande, a partir da construção da Barragem Anchieta, para garantir o abastecimento de água do ABC, iniciado em 1958 (Capobianco & Wathely 2002).

No final da década de 80 e início da década de 90, foi dado um grande passo para a preservação desse sistema. Incluiu-se, na Constituição do Estado de São Paulo, a restrição parcial do bombeamento pelo canal do Pinheiros, salvo algumas exceções, como enchentes, crise de energia elétrica e intrusão salina em Cubatão. A ampliação do uso da Billings para abastecimento se deu através da interligação com a Represa Guarapiranga, pelo Braço Taquacetuba, cuja operação de bombeamento teve início em agosto de 2000 (Capobianco & Wathely 2002). Há, ainda, previsão de uso do Braço Rio Pequeno no abastecimento de São Paulo. Estima-se que sua contribuição aumentará de 4,7 m<sup>3</sup>/s para 6,9 m<sup>3</sup>/s a vazão das águas bombeadas no braço Rio Grande (SET 2005).

Nos últimos anos dois eventos marcaram a Bacia Billings: a flotação do Rio Pinheiros, com o objetivo de melhorar a qualidade de suas águas e permitir seu bombeamento à represa (EMAE 2011) e as construções do Rodoanel trecho Sul, cujas obras iniciaram em 2007 e foram inauguradas em 2010 (<http://www.rodanel.sp.gov.br>).

Embora tenha ocorrido redução drástica dos bombeamentos das águas do Rio Pinheiros para a Represa Billings, ainda não se observou alteração das comunidades biológicas em seu trecho inicial (região da Pedreira), muito provavelmente, pelo processo de recuperação ser de longo prazo (Cetesb 2004). Acrescem-se, entretanto, duas outras fontes de poluição que contribuem significativamente para a não melhoria do sistema: a entrada de cargas difusas e a remobilização dos sedimentos contaminados. Segundo relatório desenvolvido pelo ISA (Instituto Socioambiental), a região, apesar de ser protegida pela lei de Proteção dos Mananciais desde a década de 70, vem sofrendo intenso e acelerado processo de ocupação irregular ao longo dos

últimos anos. Ainda, tal interferência tem gerado grande quantidade de esgotos provenientes de alguns tributários, dentre eles o Cocaia, Bororé, Rio Grande e alguns pontos do Taquacetuba e do Corpo Central (Capobianco & Whately 2002).

O complexo Billings constitui-se em um corpo central alongado e estreito, ligado a seus braços. Em razão dessa conformação, o afluxo de água dá-se preferencialmente ao longo de seu eixo central, fazendo com que a maior parte do volume de água presente nos braços fique de certa forma isolada do Corpo Central (mais degradado) durante a maior parte do tempo (Cetesb 2003). Alguns estudos recentes apontam para uma heterogeneidade espacial horizontal e diferenças na qualidade da água entre os braços que compõem esse complexo (Mariani *et al.* 2006, Favaro *et al.* 2007, Nishimura 2008). No Corpo Central, a maior concentração de fósforo e de clorofila-a ocorre na região da entrada do Rio Pinheiros, havendo decréscimo de ambas as variáveis em direção à barragem e aos braços mais distantes (Cetesb 2004; Lamparelli 2004). No braço Rio Grande, há elevado aporte de nutrientes provenientes dos tributários Rio Grande e Ribeirão Pires, sendo possível observar uma melhoria da qualidade da água na direção montante-jusante pela capacidade de diluição e autodepuração do sistema (Cetesb 2004, 2008; Bostelmann 2006; Fávaro *et al.* 2007).

As partes do complexo Billings que compõem o presente estudo são: Represa Rio Grande, braço Taquacetuba, braço Rio Pequeno e a região do Corpo Central.

### **3.1. Represa Rio Grande**

Trata-se da maior região hidrográfica do complexo, com 42 sub-bacias no total. Este braço foi isolado do Corpo Central para cessar a maior fonte de contaminação e atender ao abastecimento público, tornando-se uma represa independente (SET 2005). Produz 4,8 mil litros de água por segundo e abastece 1,6 milhões de pessoas em Diadema, São Bernardo do Campo e parte de Santo André (Sabesp 2010a).

Encontra-se em estágio médio de degradação, onde há predominância de loteamentos de baixo padrão a precário que, em muitos casos, invadem as margens da represa. A atividade da pesca e a abertura de acessos (trilhas) são intensas. Além disso, é comum os moradores da região despejarem lixo e esgoto (*in natura*) ao longo do seu leito (SET 2005).

Após seu isolamento do Corpo Central (1982), a maior fonte de poluição provém dos tributários Rio Grande e Ribeirão Pires (Fig. 2), sendo possível observar uma melhoria da qualidade da água na direção montante-jusante, o que se deve à capacidade de diluição e

autodepuração do sistema (Cetesb 2004, 2008; Bostelmann 2006; Fávaro *et al.* 2007). Entretanto, a ocupação da favela do Areião ocupa parte das vertentes, em direção a ETA, lançando esgoto na área de captação para abastecimento (PROAM 2006).

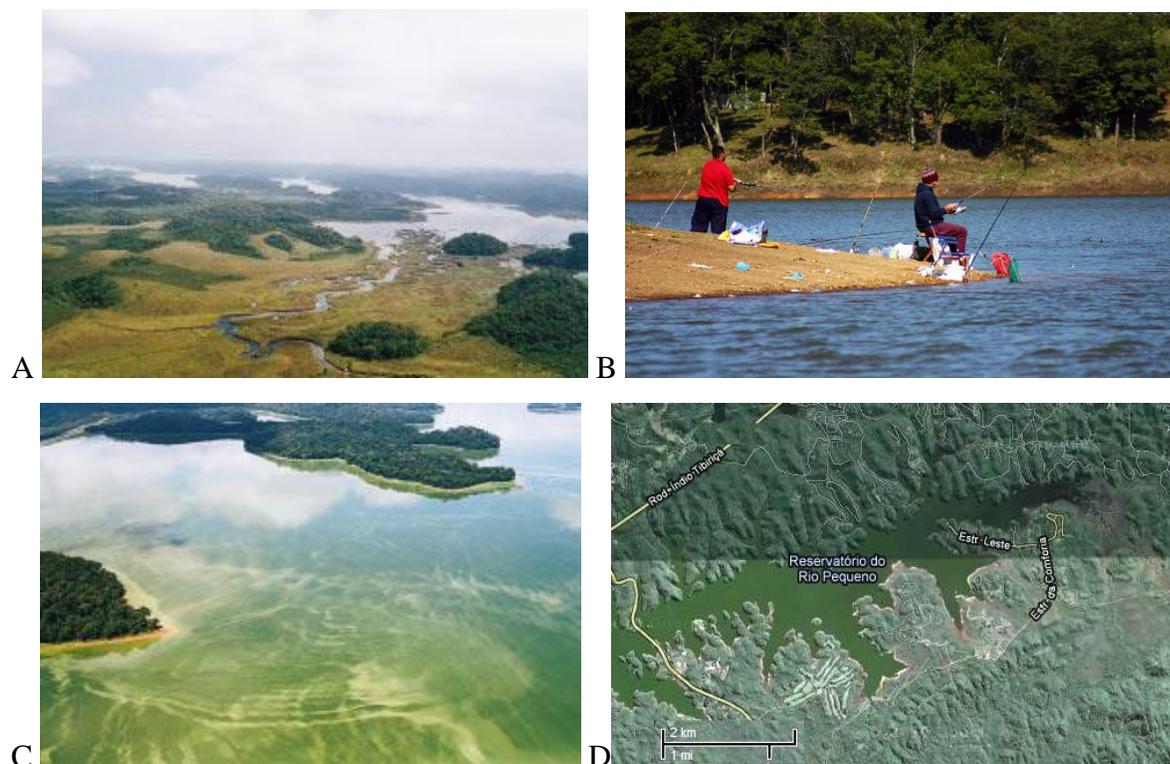


**Figura 2.** Represa Rio Grande. **A.** Captação da Sabesp e rodovia Anchieta ao fundo. **B.** Vista aérea da Rodovia Anchieta, observando-se a diferença na qualidade da água (Represa Rio Grande à direita e Billings à esquerda). **C.** Pesca artesanal a montante do reservatório, entrada do rio Ribeirão Pires. **D.** Vista aérea da água poluída do Ribeirão Pires, desaguando no Rio Grande (fonte: Capobianco & Wathely 2002).

### 3.2. Braço Rio Pequeno

O Braço Rio Pequeno abrange 3.878 hectares e 14 sub-bacias. É a bacia mais preservada do complexo Billings, prevalecendo cobertura vegetal densa que se encontra bastante íntegra, com destaque para a margem sul. A presença antrópica é marcada, principalmente, por chácaras e casas isoladas de alto padrão, concentradas em sua margem norte. A principal atividade encontrada é o turismo, voltado para a pesca. Verificam-se alguns pontos de clareiras e com efeitos de borda intensificados, formados pela instabilidade do solo nas margens da represa, o que é um evento normal de adaptação do ecossistema ao novo ambiente. Há previsão de que este braço irá contribuir indiretamente para o abastecimento, aumentando a vazão da Represa Rio Grande de  $4,7 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  para  $6,9 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  (SET 2005). Entretanto, a qualidade de suas águas está

ameaçada pela contaminação do Corpo Central e, mesmo distante dos focos de contaminação as florações são inevitáveis (Souza *et al.* 1998) (Fig. 3).



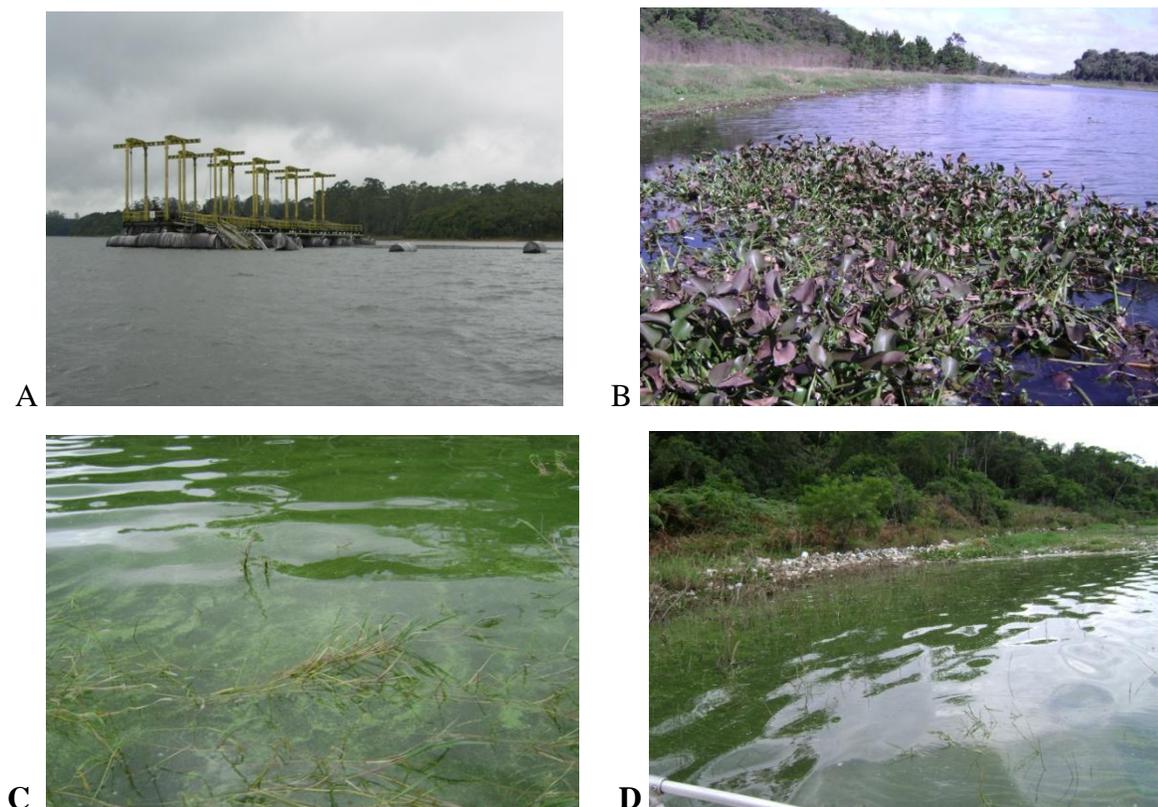
**Figura 3.** Braço Rio Pequeno. **A.** Várzea do Rio Pequeno, principal afluente do braço (fonte: Capobianco & Wathely 2002). **B.** Pesca artesanal (fonte SET 2005). **C.** Florações (fonte: Capobianco & Wathely 2002). **D.** Imagem do Google Earth, onde é possível observar as diferenças na coloração da água, especialmente a montante, na entrada do principal tributário, Rio Pequeno.

### 3.3. Braço Taquacetuba

Composto por 23 sub-bacias, o braço Taquacetuba possui 8.102 hectares. A vegetação é amplamente avistada, com poucas interferências antrópicas, formada a partir de remanescentes naturais e áreas de reflorestamento de eucalipto. A população resume-se a duas aldeias indígenas (Barragem e Krukutu) e concentrados rurais, não sendo constatada existência de favelas (SET 2005).

Contribui indiretamente com o abastecimento público, mediante transposição de águas para a Represa Guarapiranga, fornecendo  $2 \text{ m}^3 \text{ seg}^{-1}$  (Fig. 4). Grande polêmica surgiu sobre o uso das águas do Taquacetuba para abastecimento humano devido aos sedimentos contaminados depositados no Corpo Central da Billings (PROAM 2006). O braço parece apresentar dinâmica distinta do Corpo Central, com correntes aquáticas que fluem dos tributários para o centro, impedindo que a contaminação do Corpo Central chegue à transposição (CETESB 2005);

entretanto, há registros de que os tributários também estejam contaminados, especialmente os Ribeirões Colônia e Vermelho (Capobianco & Whately 2002).

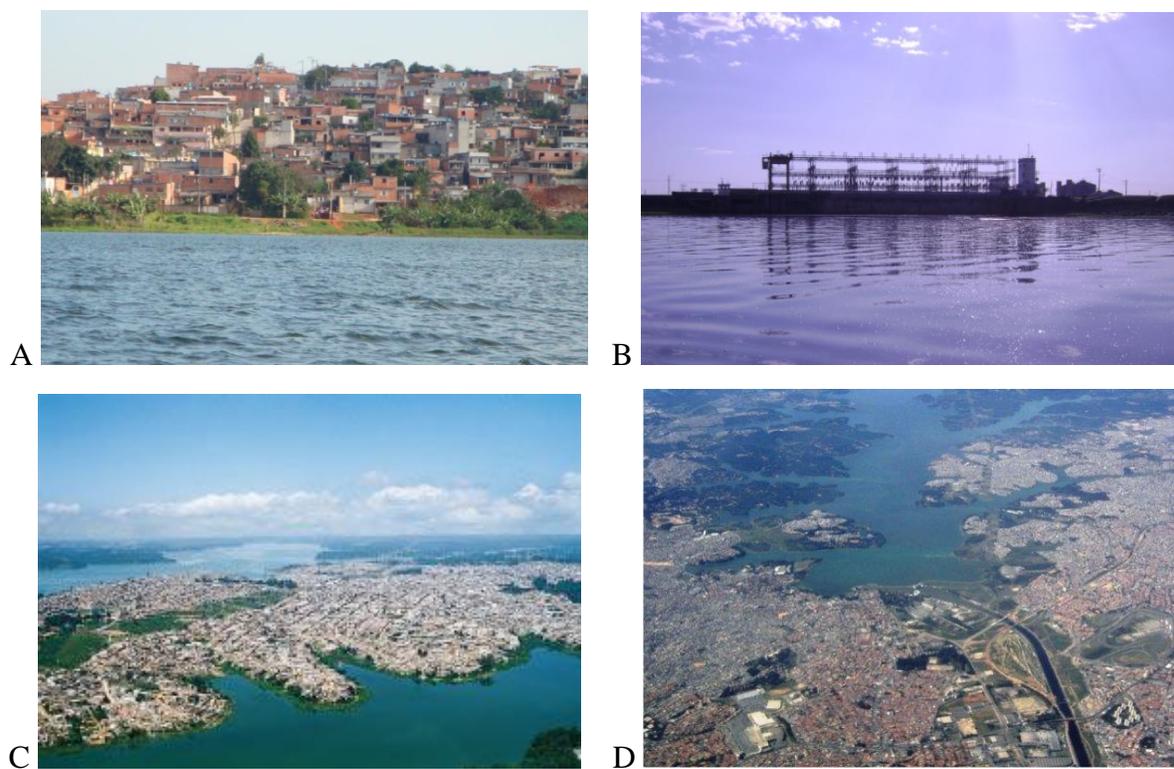


**Figura 4.** Braço Taquacetuba. A. Transposição para a Represa Guarapiranga. B. Margens do braço. C-D. Florações de cianobactérias.

### 3.4. Região do Corpo Central

A região do Corpo Central do complexo Billings abrange regiões muito diversificadas em seus nove trechos, totalizando área de 3.892 hectares. Trechos pouco urbanizados e mais conservados ainda estão presentes e são encontrados mais ao sul; entretanto, é também a região mais urbanizada do Complexo Billings (Fig. 5), principalmente, nas áreas próximas à Barragem de Pedreira, incluindo os municípios de São Paulo, São Bernardo do Campo e Diadema. Além dos grandes adensamentos e favelas, pode ser observada a presença de áreas com atividades de mineração, lixão e aterro sanitário (SET 2005).

Outra fonte de extrema contaminação é o aporte do Rio Pinheiros, que embora seu bombeamento esteja condicionado ao controle das cheias desde 1992, continua contribuindo para o comprometimento da qualidade das águas do reservatório (Capobianco & Wathely 2002).



**Figura 5.** Complexo Billings. **A.** Adensamento populacional nas margens do Corpo Central. **B.** Elevatória da Pedreira. **C.** Vista aérea da ocupação desordenada, região do Cocaia (fonte: Capobianco & Wathely 2002). **D.** Vista aérea do canal do Rio Pinheiros e da Represa Billings, região da Pedreira (fonte: Cobrape 2010).

## **4. MATERIAL E MÉTODOS**

---

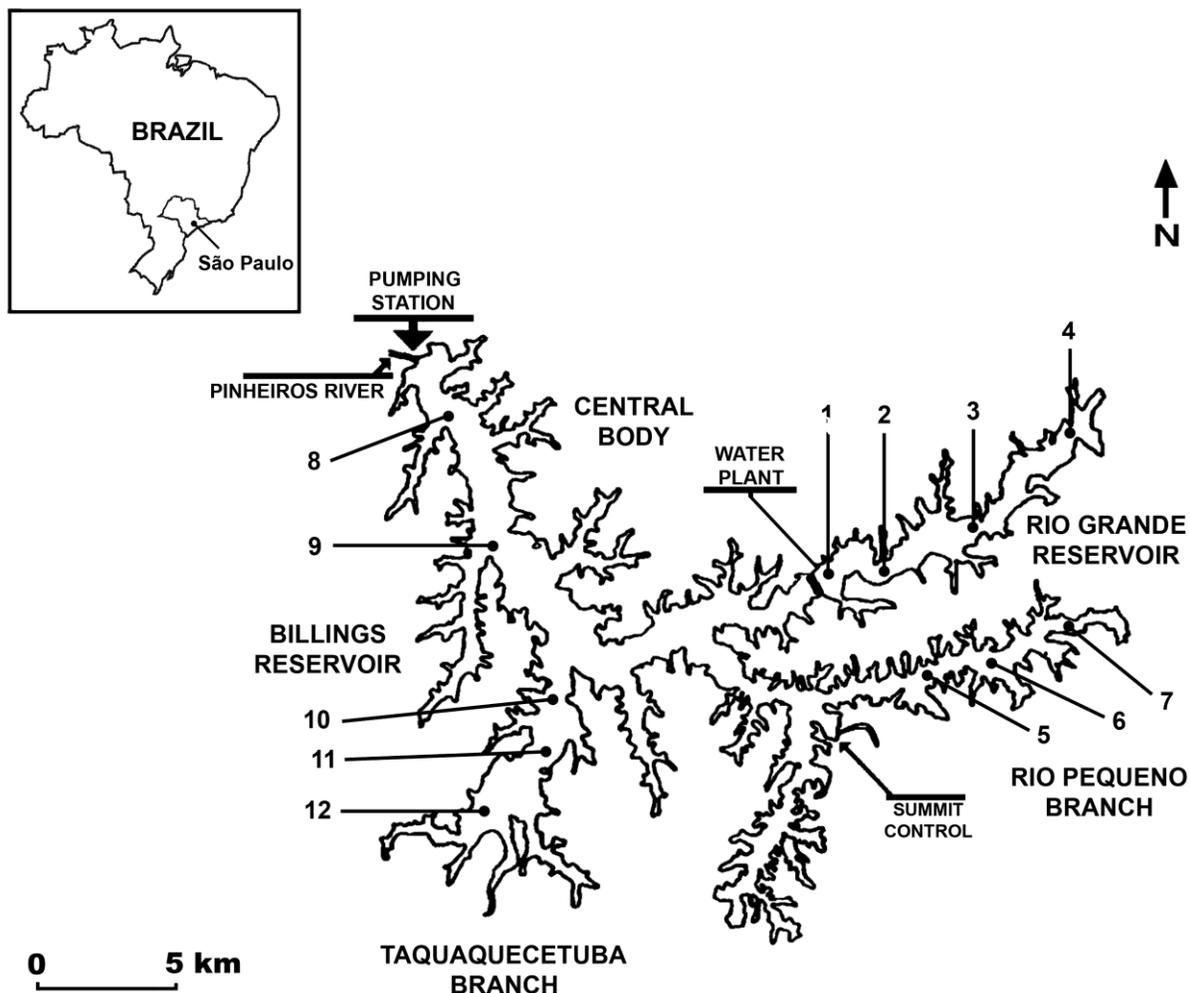
### **4.1. VARIÁVEIS CLIMÁTICAS**

Os dados climáticos de precipitação pluvial e temperatura do ar foram fornecidos pela Sabesp (parceira do projeto maior em que se insere este trabalho) a qual dispõe de uma série histórica de 30 anos de informação. A coleta de dados é feita por um sistema de sensores instalados à margem da Represa Rio Grande, monitorados pelos técnicos da Fundação Centro Tecnológico de Hidráulica (FCTH), do Sistema de Alerta a Inundações de São Paulo (SAISP).

### **4.2. DELINEAMENTO AMOSTRAL E COLETA DO MATERIAL**

A seleção dos locais de amostragem levou em conta: a) sua utilização para abastecimento da RMSP (braços Taquacetuda e Rio Grande), b) previsão de aporte para abastecimento (braço Rio Pequeno) e c) abrangência da heterogeneidade da qualidade da água dos compartimentos do complexo Billings em relação à eutrofização. Assim, as estações de amostragem foram distribuídas no corpo central de cada braço, na entrada dos principais tributários e na sua confluência com o Corpo Central, ou próximo da captação de água, no caso do Rio Grande.

As amostragens foram realizadas em agosto de 2009 (inverno) e em fevereiro de 2010 (verão), sendo o sedimento coletado no inverno. As amostragens abrangeram 12 locais, incluindo 4 no Braço Rio Grande, 3 no Braço Rio Pequeno, 2 no Corpo Central e 3 no Braço Taquacetuba (Fig. 6). Em cada compartimento foi realizada uma amostragem na região mais profunda (pelágica) e as demais, em regiões mais rasas. A denominação das estações de amostragens, sua localização e coordenadas encontram-se na tabela 1.



**Figura 6.** Complexo Billings com os locais de amostragem da água e de sedimentos superficiais (modificado de Carvalho *et al.* 1997).

As amostragens abrangeram a coluna d'água ( $n = 1$ ) e sedimentos de superfície ( $n = 2$ ). Para amostragem na coluna d'água, adotou-se, primordialmente, dois critérios baseados no regime de mistura e, secundariamente, no regime de luz, conforme protocolo de amostragem do projeto maior em que se insere o presente (tabela 2).

As amostras para determinação das variáveis limnológicas abióticas e biológicas da água foram obtidas com garrafa de Van Dorn e acondicionadas em galões de polietileno de 5 litros. A amostragem dos sedimentos de superfície foi realizada com testemunhador de gravidade tipo Kajak-Brinkhurst, aproveitando-se os 2 primeiros centímetros superficiais (Fig. 7). A amostragem da coluna d'água foi realizada em períodos de verão e inverno, enquanto que a dos sedimentos superficiais, pelo fato de representar uma escala de tempo integrado, foi feita apenas uma vez (período de inverno).

Considerando todos os compartimentos amostrados, o número total de amostras para o Complexo Billings consta na tabela 3.

**Tabela 1.** Denominação das estações de amostragem, localização, coordenadas e profundidades no Complexo Billings, São Paulo.

Compartimento	Estação	Coordenadas	Localização	Profundidade (m)	
				Inverno	Verão
<b>Rio Grande (RG)</b>	RG01	23° 46,124' S 46° 31,792' W	Próximo à captação da SABESP	11,8	12
	RG02	23° 45,991' S 46° 30,595' W	Corpo central da Represa	10	10
	RG03	23° 45,249' S 46° 28,427' W	Corpo central sentido montante	9	6
	RG04	23° 43,729' S 46° 26,527' W	Confluência dos tributários (Ribeirão Pires e Rio Grande)	5	4
<b>Rio Pequeno (RP)</b>	RP05	23° 48,145' S 46° 29,995' W	Próximo à ponte da Rodovia Caminhos do Mar	8	8
	RP06	23° 47,689' S 46° 28,361' W	Corpo central do braço	6,3	6
	RP07	23° 47,027' S 46° 26,188' W	Próximo à várzea do tributário Rio Pequeno	1,5	2
<b>Corpo Central (CC)</b>	CC08	23° 43,603' S 46° 39,358' W	Corpo Central da Billings, próximo ao Cocaia	13	14
	CC09	23° 45,682' S 46° 38,901' W	Corpo Central da Billings, próximo ao Bororé	9	8
<b>Taquacetuba (TQ)</b>	TQ10	23° 48,735' S 46° 37,854' W	Próximo ao Corpo Central da Billings	10	12
	TQ11	23° 49,568' S 46° 37,490' W	Corpo central do braço	2	4
	TQ12	23° 50,627' S 46° 39,137' W	Próximo à transposição para a Represa Guarapiranga	7,5	8

**Tabela 2.** Protocolo de amostragem da coluna da água, com base no perfil térmico e transparência.

REGIÃO PELÁGICA		REGIÃO MAIS RASA		
Estratégia A (coluna em mistura)	Estratégia B (coluna estratificada)	Estratégia A (se 1% de luz = Z <sub>max</sub> )	Estratégia B (se 1% de luz < Z <sub>max</sub> )	Estratégia C (se região litoral profunda)
Coletar 3 amostras: - Integrar* até 1% de luz  - na zona média  - 1 m acima do fundo	Coletar 3 amostras: - Integrar* epilímnio  - Integrar* hipolímnio até 1% de luz (caso hipolímnio afótico, integrar até a prof. média) - 1 m acima do fundo	Coletar 1 amostra: - Integrar* até 1 m acima do fundo	Coletar 2 amostras: - Integrar* até 1% de luz - 1 m acima do fundo	- Seguir estratégias delineadas para região pelágica.

\***Integração da amostra:** a camada de água a ser integrada deve ser dividida em partes (superfície, meio e fundo), das quais serão coletadas igual volume (1 L), que serão integrados em um galão.

**Figura 7.** Amostragem dos sedimentos superficiais com auxílio de testemunhador de gravidade.**Tabela 3.** Síntese do número de amostras de água, fitoplâncton e sedimentos superficiais por compartimento e período climático (inverno e verão) no Complexo Billings.

Compartimento	Água		Fitoplâncton		Sedimentos
	Inv.	Ver.	Inv.	Ver.	Inv.
Rio Grande	8	11	4	4	8
Rio Pequeno	8	8	3	3	6
Corpo Central	6	6	2	2	4
Taquacetuba	7	8	3	3	6
<b>Total</b>	29	33	12	12	24

### 4.3. VARIÁVEIS LIMNOLÓGICAS ABIÓTICAS E BIOMASSA FITOPLANCTÔNICA

Os perfis de temperatura, pH e condutividade elétrica foram obtidos *in situ* a cada 0,50 metros até estabilização do perfil térmico e, posteriormente, a cada metro até o fundo, com auxílio de sonda multiparâmetro Eureka Amphibian. A transparência da água e a profundidade da zona eufótica foram calculadas a partir das medidas com disco de Secchi. As coletas para as demais variáveis limnológicas abióticas foram feitas com garrafa de Van Dorn e as análises seguiram os seguintes métodos analíticos: oxigênio dissolvido (método de Winkler modificado, Golterman & Clymo 1969), alcalinidade (Golterman & Clymo 1969), nitrato e nitrito (Mackereth *et al.* 1978), nitrogênio amoniacal (Solorzano 1969), ortofosfato e fósforo total dissolvido (Strickland & Parsons 1960), nitrogênio e fósforo total (Valderrama 1981) e sílica solúvel reativa (Golterman *et al.* 1978). As amostras para a fração dissolvida dos nutrientes foram filtradas em filtro Whatman GF/F, sob baixa pressão (< 0,5 atm). A clorofila-a (corrigida da feofitina) seguiu o método de extração pelo etanol 90% aquecido por 5 minutos, sem maceração (Sartory & Grobelaar 1984) e os cálculos foram baseados em Golterman *et al.* (1978) e Wetzel & Likens (1991).

### 4.4. VARIÁVEIS FÍSICAS E QUÍMICAS DOS SEDIMENTOS

Foram analisadas as seguintes variáveis: fósforo total (Valderrama 1981; Andersen 1976), carbono orgânico total e nitrogênio total (analisador CHN automático do tipo Carlo Erba EA 11108, conforme Hedges & Stern 1984) e granulometria, cuja análise foi realizada com analisador automático CILAS 1064L. Os resultados da granulometria foram calculados a partir do programa estatístico Gradistat 4.0 (University of London-UK 2000). As amostras de sedimento (n = 2) foram integradas antes da realização das análises, a fim de compor a heterogeneidade dos locais amostrados. Para tal, sempre foi retirada a mesma alíquota de cada amostra individual.

### 4.5. ANÁLISE DAS DIATOMÁCEAS

A estrutura da comunidade de diatomáceas foi avaliada mediante análise taxonômica e quantitativa das amostras planctônicas e dos sedimentos superficiais. A oxidação seguiu Battarbee (1986) e as lâminas permanentes foram montadas utilizando Naphrax<sup>®</sup> como meio de inclusão (IR = 1,73). Para análise quantitativa, utilizou-se uma alíquota conhecida para a oxidação, 20-40 ml para fitoplâncton (todas as amostras foram concentradas para preparação da

lâmina permanente, sendo que em muitas delas foi utilizado toda a alíquota) e 0,1 g massa seca para os sedimentos de superfície (todas as amostras foram diluídas, utilizando-se cerca de 50 µL em 10 ml de amostra oxidada para a montagem da lamínula).

#### 4.5.1. Análise qualitativa

O exame taxonômico foi baseado em análise populacional, registrando a variabilidade morfológica dos táxons específicos e infraespecíficos. O sistema de classificação utilizado é o de Round, Crawford & Mann (1990). A análise foi realizada por meio de microscópio óptico binocular Zeiss, Axioskop 2 plus, equipado com contraste-de-fase, câmara-clara e sistema de captura de imagem. Os táxons foram, sempre que possível, identificados em nível específico e intra-específico, com auxílio de obras clássicas (e.g. Van Heurck 1899; Hustedt 1930; Simonsen 1987; Round *et al.* 1990) e recentes (e.g. Metzeltin, Lange-Bertalot & Garcia-Rodriguez 2005; Metzeltin & Lange-Bertalot 2007; Taylor *et al.* 2007; Cremer & Koolmes 2010).

#### 4.5.2. Análise quantitativa

As amostras de cada perfil vertical foram integradas no laboratório, obtendo-se uma amostra composta e de igual volume para cada estação de amostragem. Esse procedimento foi realizado a fim de representar a comunidade de diatomáceas planctônicas como um todo ao longo do perfil. Previamente, as amostras de fundo (1 m acima do fundo) foram examinadas, constatando-se que a grande maioria das diatomáceas estava viva.

A contagem foi realizada em aumento de 1000X, utilizando-se microscópio óptico binocular Zeiss®, Axioscop 2 plus, equipado com contraste-de-fase e sistema de captura de imagem. A unidade básica de contagem considerada foi a valva, de forma que frústulas completas foram consideradas como duas. Os fragmentos foram incluídos na contagem desde que fosse possível identificar a espécie por meio da área central ou das extremidades (no caso de algumas espécies arrafídeas) e que se visualizasse, pelo menos, 50% da valva (Battarbee *et al.* 2001).

O cálculo de densidade e abundância relativa foi realizado pela contagem de valvas em transecções longitudinais nas lâminas permanentes, sendo adotados, em cada amostra, três critérios para o estabelecimento do limite de quantificação: curva de rarefação de espécies (Bicudo 1990), mínimo de 400 valvas no total e eficiência de contagem mínima de 90%, de acordo com a fórmula de Pappas & Stoermer (1996):

$$\text{Eficiência} = 1 - \frac{\text{Número de espécies}}{\text{Número de espécies}} \text{ (não aplicável)}$$

### *Número total de indivíduos*

Adotou-se este critério de eficiência de contagem mínima, pois padroniza o esforço de quantificação das amostras, permitindo a comparação entre comunidades de habitats distintos.

O cálculo da densidade das diatomáceas seguiu as seguintes equações:

$$\text{Densidade: } N = (n \times \frac{Al}{(Nc \times Ac)} \times \frac{V}{v}) / M \quad \text{para sedimentos (Battarbee 1986) e}$$

$$N = (n \times \frac{Al}{(Nc \times Ac)} \times \frac{V_1}{v}) / V \quad \text{para fitoplâncton (adaptado de Battarbee 1986).}$$

Onde:

N = nº valvas/mL ou nº valvas/g massa seca

n = número de valvas contadas

Al = área da lamínula (mm<sup>2</sup>)

Nc = número de campos contados

Ac = área do campo (mm<sup>2</sup>)

V<sub>1</sub> = volume da amostra oxidada (mL)

v = volume da subamostra (mL)

V = volume da amostra inicial (mL)

M = massa da amostra inicial (g)

#### **4.5.3. Informações ecológicas das espécies**

Foram obtidas a partir de literatura (Lowe 1974, Wolf 1982, Denys 1991, Van Dam *et al.* 1994, Lobo *et al.* 1995, 1996; Moro & Fürstenberger 1997; Schönfelder *et al.* 2002, Taylor *et al.* 2007, entre outros) e mediante utilização do Software OMNIDIA, versão 4.2 (Lecointe *et al.* 1993), que oferece um banco de dados completo sobre a ecologia de aproximadamente 14.000 táxons.

## **4.6. ANÁLISE NUMÉRICA DOS DADOS**

### **4.6.1. Índices Biológicos**

- **Índice de Qualidade da Água - Estado trófico (IET):** Aplicou-se o IET de Carlson (1977) modificado por Lamparelli (2004) para reservatórios. Este índice utiliza como base três variáveis: a profundidade do desaparecimento do Disco de Secchi, concentrações superficiais de fósforo total e clorofila-a.

A classificação adota os seguintes valores: ultraoligotrófico (IET < 47), oligotrófico (IET = 48-52), mesotrófico (IET = 53-59), eutrófico (IET = 60-63), supereutrófico (IET = 64-67) e hipereutrófico (IET > 67).

- **Riqueza específica (R):** definida como o número total de táxons encontrados em uma dada amostra.

- **Índice de Simpson (D):** proposto por Simpson (1949) baseado na probabilidade de que qualquer dois indivíduos coletados aleatoriamente em uma amostra pertençam a mesma espécie, sendo calculado pela seguinte equação:  $D = \sum (p_i)^2$

Onde:

$$p_i = n_i/N$$

$n_i$  = abundância relativa de cada táxon na unidade amostral

$N$  = número total de indivíduos na amostra

Os valores de  $D$  variam de 0 a 1 e quanto maior o valor de  $D$  menor a diversidade. Tal relação pode não parecer lógica e intuitiva já que nesse caso o valor de  $D$  e da diversidade são inversamente proporcionais. Para resolver esse problema, a forma complementar ou recíproca do índice podem ser utilizadas e, em ambas, quanto maior o valor, maior a diversidade (Magurran 2004). A forma complementar do índice é expressa como  $(1-D)$ , enquanto a forma recíproca é calculada como  $(1/D)$ . Neste trabalho foi utilizada a forma complementar, que varia de 0 a 1.

- **Homogeneidade de Simpson (E):** medida que expressa o quanto os valores de diversidade de Simpson estão próximos do máximo teórico (Magurran 2004). Varia de 0 (não homogêneo) a 1 (totalmente homogêneo), sendo calculada pela equação:

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

Onde:

$D$  = Diversidade de Simpson

$S$  = Riqueza específica da amostra

- **Espécies descritoras da comunidade de diatomáceas:** adotado o critério de Lobo & Leighton (1986), onde são consideradas espécies dominantes aquelas cujas densidades são

maiores do que 50% da densidade total da amostra, e abundantes, aquelas cujas densidades superam a densidade média de cada amostra.

#### 4.6.2. Análise de Espécies Indicadoras

Este método combina a informação sobre o valor absoluto da abundância de uma espécie em um determinado grupo de unidades amostrais e a fidelidade da ocorrência desta espécie em um dado grupo de amostras (no caso, grupos definidos principalmente de acordo com o estado trófico). A determinação dos grupos foi definida a priori (Dufrene & Legendre 1997). Valores indicativos (VI) são calculados para cada espécie dentro dos grupos e estes são testados para a significância estatística usando teste de Monte Carlo (Manly 1991). Os valores indicativos variam de 0 a 100, sendo que o valor máximo é alcançado quando todos os indivíduos da espécie ocorrem em todas as unidades que compõem um único grupo. O valor indicativo (VI) de determinada espécie para dado grupo de unidades amostrais foi determinado pela fórmula a seguir:

$$\text{Valor Indicativo (VI)} = A_{ij} * B_{ij} * 100$$

$A_{ij}$  = razão entre o número médio de indivíduos da espécie  $i$  ao longo dos níveis que compõem o grupo  $j$  e o somatório das médias dos indivíduos da espécie  $i$  ao longo de todos os grupos  $j$ .

$B_{ij}$  = razão entre o número de amostras do grupo  $j$ , onde a espécie  $i$  está presente e o número total de unidades amostrais que compõem o grupo  $j$ .

Por fim, a espécie é associada a um grupo que apresentou o maior valor indicativo, desde que  $P(VI_{obs} \leq VI^*) \leq 0,05$  (McCune & Mefford 2006).

#### 4.6.3. Análise Estatística

As análises conjuntas dos dados foram avaliadas mediante análises estatísticas multivariadas, tais como de ordenação e de classificação (Digby & Kempton 1987, Pielou 1984), bem como análise de agrupamento (Similaridade de Bray-curtis). Para análise separada da matriz abiótica e biótica foi realizada análise de componentes principais (ACP) com dados transformados e matriz de covariância. A análise de correspondência canônica (ACC) foi aplicada para avaliar as relações entre a matriz biológica e a matriz de dados ambientais (Ter-Braak 1986).

A transformação dos dados dependeu do tipo de variável. Para as variáveis abióticas, tanto da água quanto para os sedimentos, utilizou-se transformação pela amplitude de variação “ranging”. Para o fitoplâncton, foram transformados os dados de abundância relativa devido à baixa densidade das espécies, utilizando  $[\log (x+1)]$ . Para os sedimentos, os dados de densidade representaram melhor as variações espaciais, os quais também foram logaritmizados  $[\log (x+1)]$ . Para a análise de espécies indicadoras foram utilizados dados de abundância relativa, sem transformação, para ambas comunidades.

A transformação dos dados foi feita a partir do programa FITOPAC (Shepherd 1996) e as análises, pelo programa estatístico PC-ORD versão 5.15 (McCune & Mefford 2006).

## **5. RESULTADOS**

---

### **5.1. CARACTERIZAÇÃO LIMNOLÓGICA DO COMPLEXO BILLINGS**

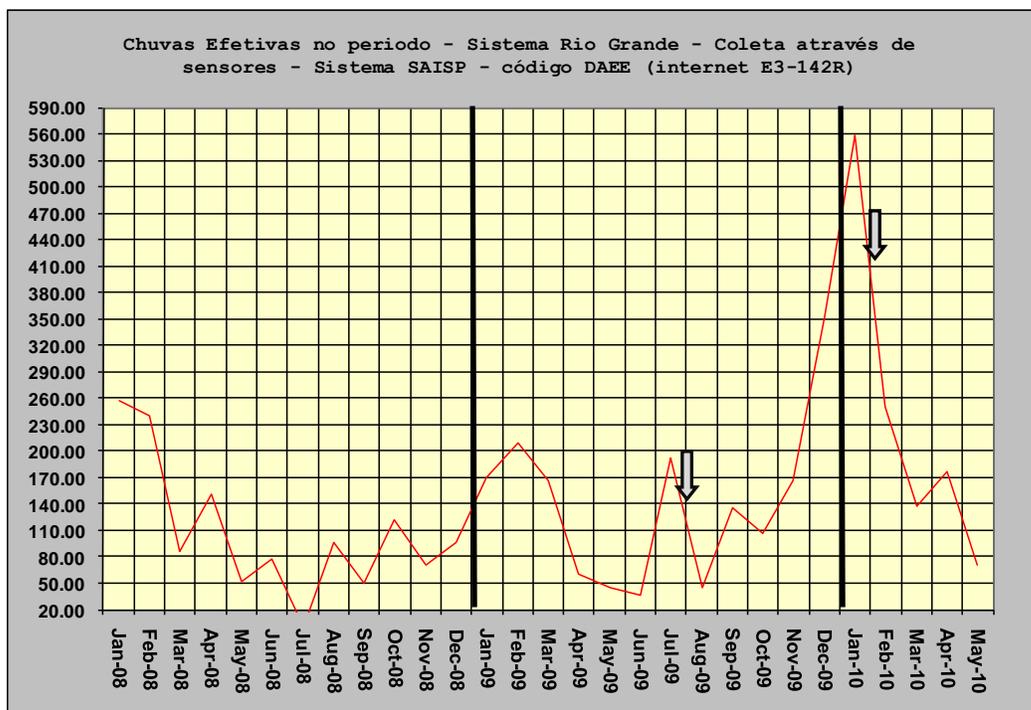
#### **5.1.1. Variáveis Climatológicas**

Ambos os períodos de coleta, inverno de 2009 (junho, julho e agosto) e verão de 2010 (dezembro/09, janeiro e fevereiro 2010), foram atípicos com base no histórico anual de precipitação (Fig. 8). Observa-se, no inverno de 2008, precipitações muito baixas, chegando a 0,50 mm em julho e média de 57,8 mm para o período, característica de período seco. Já, o inverno de 2009 (época de realização das coletas) se assemelhou ao período de chuvas deste mesmo ano, com média de 191 mm em julho, não podendo, assim, ser caracterizado como um período seco, o qual, segundo a Sabesp, vinha se repetindo durante os últimos 30 anos de medições.

Na época do verão, período caracterizado pelos maiores valores de precipitação, as médias de dezembro/09, janeiro e fevereiro/2010 ultrapassaram a média histórica desde que se iniciaram as medições, segundo o índice de armazenamento e pluviometria das represas que abastecem a RMSP (Sabesp 2010b).

Embora o período de inverno não tenha sido uma estação característica de seca, o fato das chuvas terem sido muito intensas no verão seguinte manteve uma ampla faixa de variação hidrológica entre os dois períodos climáticos incluídos neste estudo.

A média da temperatura do ar ( $n = 20$ ), obtida para os três meses de cada período climático, foi de 17 °C para o período de inverno e de 27 °C para o de verão, o que é característicos das épocas do ano incluídas neste estudo.

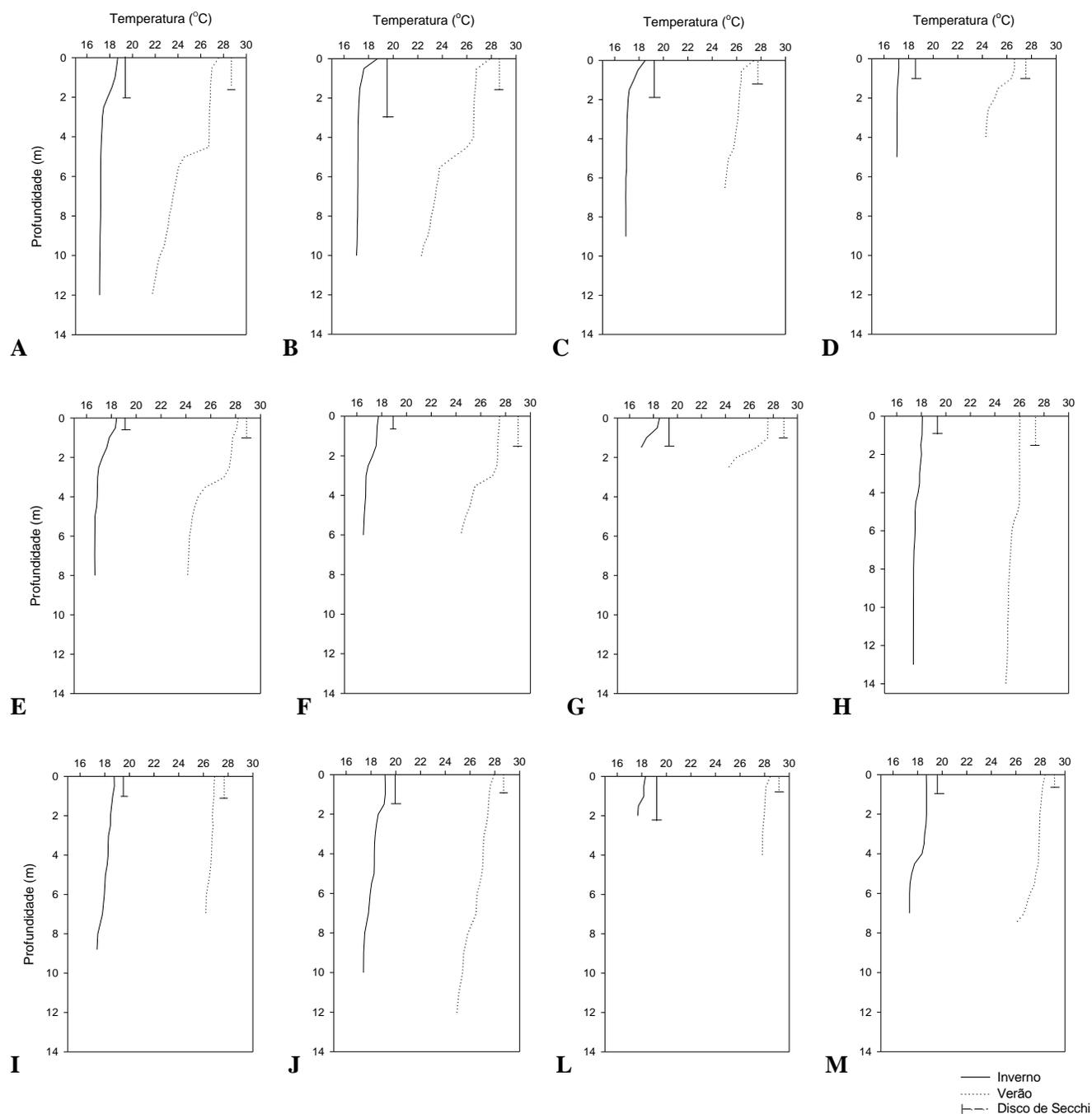


**Figura 8.** Médias mensais de precipitação no Sistema Rio Grande, complexo Billings, de janeiro/2008 a maio/2010 (Fonte: Sabesp). Setas: períodos de amostragens.

### 5.1.2. Perfil Térmico e Transparência da Água

A temperatura da água apresentou amplitude de variação de 16,5 (inverno) a 28,4 °C (verão) no período deste estudo. De acordo com avaliação do perfil térmico (Fig. 9) e químico (tabelas 4-5), não houve estratificação da coluna d'água no período de inverno. A profundidade de desaparecimento do disco de Secchi foi maior nos braços utilizados para abastecimento público: Braço Rio Grande (1,1 a 3,0 m) e Braço Taquacetuba (1,0 a 2,3 m), e as menores foram encontradas no Rio Pequeno (0,6 m), nos locais mais próximos ao Corpo Central.

No período do verão, foram observadas diferentes situações em relação à estabilidade da coluna d'água. Assim, ocorreram estratificações bem definidas, como em RG01 (Fig. 9A), RG02 (Fig. 9B), RG04 (Fig. 9D), RP05 (Fig. 9E), RP06 (Fig. 9F) e RP07 (Fig. 9G); estratificação efêmera de superfície, como em RG03 (Fig. 9C); e até mesmo circulação, como nas demais estações de amostragem. A profundidade de desaparecimento do disco de Secchi foi menor do que no inverno (exceto RP05,06), apresentando pouca variação entre os compartimentos do Rio Grande (1,1 a 1,6 m), Corpo Central (1,1 e 1,3 m) e Rio Pequeno (1 a 1,5 m), sendo os menores valores registrados no braço Taquacetuba (0,65 a 0,90 m).



**Figura 9.** Perfil de temperatura e profundidade do disco de Secchi no período de inverno (ago/2009) e verão (fev/2010) do complexo Billings. **A-D.** Represa Rio Grande, **A:** RG01; **B:** RG02; **C:** RG03; **D:** RG04. **E-G.** Braço Rio Pequeno, **E:** RP05; **F:** RP06; **G:** RP07. **H-I.** Corpo Central, **H:** CC08; **I:** CC09. **J-M.** Taquacetuba, **J:** TQ10; **L:** TQ11; **M:** TQ12.

### 5.1.3. Variáveis Limnológicas Abióticas e Biomassa Fitoplanctônica

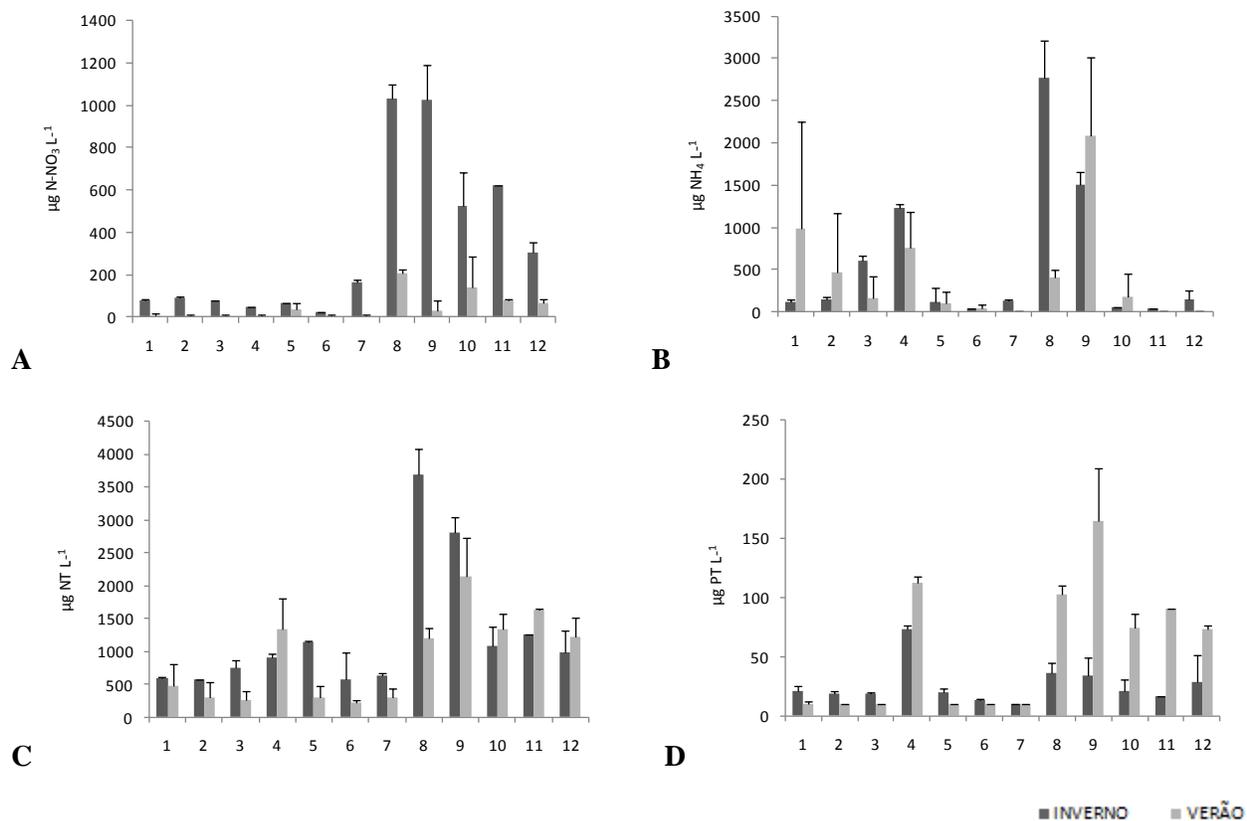
Os dados limnológicos encontram-se sumarizados nas tabelas 4 e 5.

No período de inverno, mesmo em período de mistura, foi observada tendência de diminuição do oxigênio dissolvido em direção ao fundo, tanto no Corpo Central quanto no Braço Taquacetuba (tabela 4). No verão, essa tendência foi mais marcada para quase todos os locais de amostragem, cujos valores no fundo se aproximaram da anoxia, exceto para as estações RP06 e PP07 (tabela 5). O pH variou de levemente ácido a alcalino. Os valores mais baixos foram observados à montante do Rio Pequeno (RP07: 5,1 a 5,3) para ambos os períodos. Já os valores mais elevados foram registrados nas estações RP05 e TQ10 para o inverno (8,8 e 8,2, respectivamente) e em TQ10 e TQ11 para o verão (8,1 e 8,6, respectivamente). Quanto aos valores de condutividade, observou-se elevada diferença entre os períodos climáticos para quase todas as estações de amostragem, sendo os valores mais elevados encontrados na época do inverno e no compartimento do Corpo Central ( $291 \mu\text{S cm}^{-1}$ ). Interessante observar que, no Rio Pequeno, os valores foram praticamente iguais para RP07 ( $29$  a  $35 \mu\text{S cm}^{-1}$ ) e foram aumentando à medida que se aproximavam do Corpo Central, principalmente no período de inverno (RP06 e RP05, respectivamente) (tabelas 4-5).

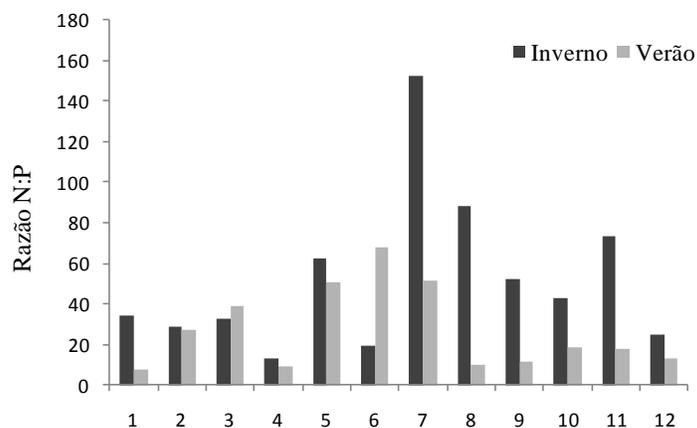
Em relação aos nutrientes, os maiores valores de amônio, nitrato e nitrogênio total (para ambos os períodos) foram encontrados no Corpo Central (tabela 4-5, Fig. 10). A estação Rio Grande (RG04) também apresentou valores elevados, principalmente de amônio (Fig. 10B). Já o Braço Taquacetuba apresentou valores elevados de nitrogênio total em ambos os períodos. Quanto à série fósforo, as frações dissolvidas estiveram, em sua maioria, abaixo de limite de detecção do método para quase todos os locais de amostragem. Por sua vez, o fósforo total aumentou marcadamente no verão, principalmente, no Corpo Central, na estação RG04, bem como no Braço Taquacetuba (tabelas 4-5, Fig. 10D). Considerando as razões molares NT:PT para a superfície, os valores foram bem diferentes em função do período climático, mas também considerando os compartimentos espaciais do complexo (Fig. 11). De modo geral, as razões estiveram acima de 20, com exceção do RG04 (Rio Grande) inverno, RG01 e RG04 (Rio Grande) e Corpo Central no verão, cujos valores foram próximos de 10. Ainda, apenas no Rio Pequeno (RP06) inverno e no Taquacetuba, verão, é que foram observados valores próximos a 20.

Considerando a biomassa fitoplanctônica dos estratos superficiais (Fig. 12), observa-se que os valores mais baixos ocorreram no Braço Rio Grande (RG01, RG02, RG03), bem como no

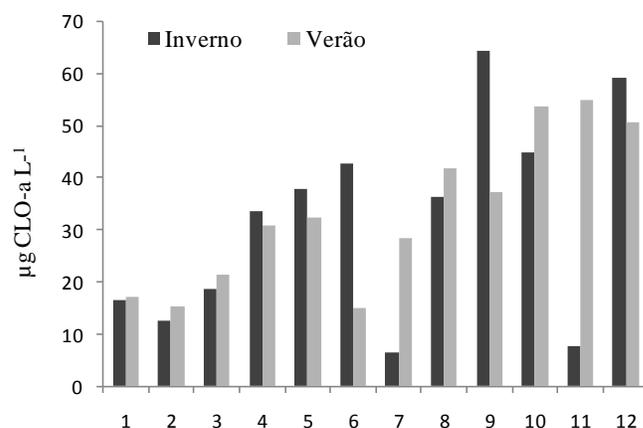
Braço Rio Pequeno (RP07). Os valores mais elevados foram, de modo geral, observados no Corpo Central (CC09) e no Braço Taquacetuba (TQ10-12).



**Figura 10.** Concentração de nutrientes (média e desvio padrão) no Complexo Billings em dois períodos climáticos. **10A.** Nitrato (N-NO<sub>3</sub> µg L<sup>-1</sup>). **10B.** Amônio (N-NH<sub>4</sub> µg L<sup>-1</sup>). **10C.** Nitrogênio total (NT µg L<sup>-1</sup>). **10D.** Fósforo total (PT µg L<sup>-1</sup>). Estações de amostragem – Represa Rio Grande: 1 (RG01), 2 (RG02), 3 (RG03), 4 (RG04); Braço Rio Pequeno: 5 (RP05), 6 (RP06), 7 (RP07); Corpo Central: 8 (CC08), 9 (CC09); Braço Taquacetuba: 10 (TQ10), 11 (TQ11) e 12 (TQ12).



**Figura 11.** Razão molar NT:PT para água superficial no Complexo Billings, nos períodos de inverno e verão. Estações de amostragem – Represa Rio Grande: 1 (RG01), 2 (RG02), 3 (RG03), 4 (RG04); Braço Rio Pequeno: 5 (RP05), 6 (RP06), 7 (RP07); Corpo Central: 8 (CC08), 9 (CC09); Braço Taquacetuba: 10 (TQ10), 11 (TQ11) e 12 (TQ12).



**Figura 12.** Concentração de clorofila-a ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) para a superfície da água nas estações de amostragem do Complexo Billings em dois períodos climáticos. Estações de amostragem – Represa Rio Grande: 1 (RG01), 2 (RG02), 3 (RG03), 4 (RG04); Braço Rio Pequeno: 5 (RP05), 6 (RP06), 7 (RP07); Corpo Central: 8 (CC08), 9 (CC09); Braço Taquacetuba: 10 (TQ10), 11 (TQ11) e 12 (TQ12).

Tabela 4. Variáveis limnológicas no Complexo Billings no período de inverno. S: superfície, M: estrato intermediário, F: fundo (1 m acima do fundo); < menor que o limite de detecção do método.

Locais	Temp °C	Cond ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ )	pH	Secchi (m)	OD ( $\text{mg L}^{-1}$ )	N-NH <sup>4</sup> ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )	N-NO <sup>3</sup> ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )	N-NO <sup>2</sup> ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )	NT ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )	P-PO <sup>4</sup> ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )	PDT ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )	PT ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )	SSR ( $\text{mg L}^{-1}$ )	CLO-a ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )	CO <sup>2</sup> ( $\text{mg L}^{-1}$ )	HCO <sup>3</sup> ( $\text{mg L}^{-1}$ )
RG1S	17,79	225,95	7,41	2,06	6,08	88,28	72,75	20,48	600,19	< 4,00	< 4,00	17,43	1,50	16,48	1,92	28,57
RG1F	17,14	224,90	7,08	-	5,43	137,25	82,26	17,66	569,74	< 4,00	< 4,00	23,98	1,36	7,69	4,64	29,4
RG2S	17,30	225,64	7,10	3,02	5,71	118,44	95,78	16,08	581,45	< 4,00	< 4,00	19,98	1,47	12,63	4,24	28,12
RG2F	17,08	225,60	6,95	-	5,07	169,19	87,52	13,80	580,28	< 4,00	< 4,00	16,95	1,44	13,73	6,26	29,41
RG3S	17,30	196,86	7,14	1,86	7,66	566,29	76,86	17,43	654,07	< 4,00	16,28	19,82	1,25	18,67	4,00	29,12
RG3F	16,92	206,10	6,91	-	7,71	654,66	79,12	14,47	839,13	< 4,40	< 4,00	18,23	1,54	10,98	6,29	29,56
RG4S	17,11	141,57	7,11	1,08	8,52	1190,35	48,65	39,67	952,75	28,35	35,05	71,42	1,87	33,50	4,25	28,88
RG4F	17,05	142,00	7,26	-	7,31	1267,59	49,97	38,70	876,61	27,60	35,38	75,57	1,75	36,80	3,02	28,99
RP5S	18,05	143,83	8,85	0,58	8,33	28,66	68,24	<5,00	1166,11	< 4,00	< 4,00	18,71	1,01	37,90	0,08	32,7
RP5M	16,87	150,50	7,90	-	6,50	38,95	67,09	<5,00	1137,71	< 4,00	< 4,00	23,34	0,77	39,54	0,84	35,12
RP5F	16,66	139,10	7,45	-	5,34	303,33	65,86	<5,00	1146,87	< 4,00	< 4,00	18,07	0,85	36,80	2,17	32,22
RP6S	17,63	73,38	7,55	0,64	7,50	27,95	18,03	<5,00	397,55	< 4,00	< 4,00	20,78	0,92	42,84	0,80	16,35
RP6M	16,74	73,30	7,48	-	6,84	33,27	22,45	<5,00	1044,27	< 4,00	< 4,00	17,25	0,95	41,19	0,99	15,69
RP6F	16,56	74,00	7,26	-	6,38	41,79	20,70	<5,00	272,23	< 4,00	< 4,00	17,91	0,99	42,29	1,60	15,38
RP7S	18,08	31,70	5,11	1,40	5,21	126,60	171,60	<5,00	610,04	< 4,00	< 4,00	< 4,00	1,26	6,59	37,40	2,81
RP7F	17,42	32,00	5,18	-	5,20	148,96	158,97	<5,00	655,84	< 4,00	< 4,00	< 4,00	1,46	0,00	73,79	5,89
CC8S	18,04	291,42	6,93	0,90	4,25	3259,10	955,23	10,81	4100,61	< 4,00	10,19	46,34	2,12	26,36	13,02	64,06
CC8M	17,49	287,90	6,93	-	2,46	2414,50	1098,31	9,56	3616,46	< 4,00	14,14	31,64	1,58	9,89	13,53	60,68
CC8F	17,35	288,20	6,88	-	1,63	2645,16	1032,57	12,17	3337,51	< 4,00	4,00	31,64	1,88	12,08	16,43	65,69
CC9S	18,62	276,95	7,24	1,00	6,36	1490,01	868,49	45,39	2689,83	< 4,00	36,07	51,77	1,86	64,26	5,51	55,79
CC9M	18,20	276,70	7,15	-	4,53	1664,04	1009,00	50,38	3074,59	< 4,00	26,29	27,97	1,70	21,97	6,60	53,89
CC9F	17,63	275,35	7,00	-	2,70	1362,51	1199,61	25,39	2635,32	< 4,00	30,36	23,18	1,57	12,63	9,28	52,99
TQ10S	18,72	240,53	8,24	1,47	7,23	44,98	706,08	11,97	1407,31	< 4,00	16,50	32,60	1,50	44,82	0,48	48,33
TQ10M	18,25	239,70	7,81	-	6,47	48,89	442,60	6,43	1003,31	< 4,00	10,79	16,63	1,50	5,27	1,26	47,18
TQ10F	17,41	231,10	7,23	-	3,64	59,18	429,48	6,73	826,96	< 4,00	14,05	15,19	1,55	0,00	5,31	47,55
TQ11S	18,22	238,53	7,25	2,27	4,99	41,43	624,83	9,03	1261,38	< 4,00	23,02	17,11	1,63	7,69	4,88	49,82
TQ12S	18,72	209,26	7,33	0,97	6,22	32,21	327,96	<5,00	1378,64	< 4,00	36,89	55,44	1,75	59,32	3,53	43,83
TQ12M	18,52	212,20	7,33	-	5,52	155,71	332,32	<5,00	741,96	< 4,00	16,50	15,67	1,38	3,95	3,54	43,77
TQ12F	17,34	201,60	6,98	-	2,65	258,62	247,07	<5,00	816,16	< 4,00	23,02	14,55	1,73	6,15	8,78	44,19

Tabela 5. Variáveis limnológicas no Complexo Billings no período de verão. S: superfície, M: estrato intermediário, F: fundo (1 m acima do fundo); < menor que o limite de detecção do método.

Locais	Temp °C	Cond ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ )	pH	Secchi (m)	OD ( $\text{mg L}^{-1}$ )	N-NH <sup>4</sup> ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )	N-NO <sup>3</sup> ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )	N-NO <sup>2</sup> ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )	NT ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )	P-PO <sup>4</sup> ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )	PDT ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )	PT ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )	SSR ( $\text{mg L}^{-1}$ )	CLO-a ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )	CO <sup>2</sup> ( $\text{mg L}^{-1}$ )	HCO <sup>3</sup> ( $\text{mg L}^{-1}$ )
RG1S	26,86	44,00	6,99	1,60	6,17	13,40	< 8,00	< 5,00	190,74	< 4,00	< 4,00	13,47	1,22	17,14	4,00	24,19
RG1M	23,84	52,00	6,43	-	0,97	529,59	< 8,00	< 5,00	390,41	< 4,00	< 4,00	< 4,00	1,81	7,47	16,02	26,71
RG1F	22,01	98,00	6,59	-	0,32	482,02	< 8,00	16,29	844,54	13,41	14,81	< 4,00	3,44	1,76	22,10	49,7
RG2S	27,79	43,00	6,50	1,60	6,49	10,00	< 8,00	< 5,00	129,21	< 4,00	< 4,00	< 4,00	1,42	15,38	11,95	24,51
RG2M	23,64	53,00	6,32	-	4,38	135,87	< 8,00	< 5,00	219,67	< 4,00	< 4,00	< 4,00	1,50	21,53	19,04	24,64
RG2F	22,77	68,00	6,40	-	0,24	254,29	< 8,00	10,43	576,84	< 4,00	< 4,00	< 4,00	3,09	26,36	23,01	35,8
RG3S	27,32	43,00	6,20	1,20	6,16	11,37	< 8,00	< 5,00	187,07	< 4,00	< 4,00	< 4,00	1,82	21,53	23,18	22,75
RG3M	26,17	43,20	6,39	-	5,11	22,51	< 8,00	< 5,00	163,44	< 4,00	< 4,00	< 4,00	1,84	29,88	17,05	25,92
RG3F	25,28	49,00	6,06	-	0,97	468,86	< 8,00	8,37	426,27	17,28	23,38	< 4,00	2,21	6,15	39,03	27,75
RG4S	26,38	51,67	6,68	1,10	3,08	460,77	< 8,00	8,40	1012,83	8,77	10,27	108,94	2,75	30,76	9,50	28,17
RG4F	24,34	67,00	6,22	-	0,65	1054,44	< 8,00	< 5,00	1677,45	14,06	19,75	115,95	3,16	11,42	34,30	35,25
RP5S	27,76	50,83	6,05	1,00	6,25	10,00	26,81	< 5,00	201,33	< 4,00	< 4,00	< 4,00	1,34	32,51	26,15	19,03
RP5M	24,92	46,00	6,15	-	3,65	52,87	72,90	< 5,00	195,22	< 4,00	< 4,00	< 4,00	1,41	24,61	22,31	19,52
RP5F	24,18	35,00	5,78	-	1,06	262,39	12,39	< 5,00	495,13	< 4,00	< 4,00	< 4,00	1,45	11,42	45,12	16,83
RP6S	27,30	36,00	5,53	1,50	5,92	10,00	< 8,00	< 5,00	270,20	< 4,00	< 4,00	< 4,00	1,41	14,94	90,41	18,97
RP6M	25,27	38,00	5,59	-	3,08	43,76	< 8,00	< 5,00	194,40	< 4,00	< 4,00	< 4,00	1,33	27,24	66,33	15,98
RP6F	24,77	34,00	5,56	-	2,59	82,22	< 8,00	< 5,00	189,92	< 4,00	< 4,00	< 4,00	1,52	21,97	66,47	14,94
RP7S	27,49	35,33	5,28	1,00	5,52	10,00	< 8,00	< 5,00	206,22	< 4,00	< 4,00	< 4,00	1,46	28,56	114,24	13,48
RP7F	26,49	29,00	5,34	-	4,38	10,00	< 8,00	< 5,00	390,00	< 4,00	< 4,00	< 4,00	1,37	28,12	98,60	13,36
CC8S	25,97	99,71	5,98	1,30	4,87	347,41	224,43	95,47	1032,80	< 4,00	< 4,00	107,67	1,05	41,74	43,63	25,8
CC8M	25,24	101,00	6,33	-	4,95	364,61	207,60	100,26	1234,25	< 4,00	< 4,00	102,35	0,94	45,04	37,63	49,83
CC8F	24,94	100,00	6,49	-	3,97	507,33	191,20	109,13	1329,46	8,12	< 4,00	96,51	1,30	24,17	26,93	51,53
CC9S	26,77	93,17	6,80	1,10	3,33	262,39	85,30	58,88	1486,34	9,93	12,35	128,71	1,45	37,35	14,82	57,91
CC9M	26,63	93,00	6,79	-	1,05	370,69	< 8,00	7,93	2327,81	27,21	25,46	149,59	1,73	4,39	16,54	63,16
CC9F	26,19	94,00	6,77	-	0,41	621,70	< 8,00	6,24	2601,64	104,49	94,02	214,62	1,70	12,08	17,07	62,24
TQ10S	27,57	91,20	8,14	0,90	6,49	24,53	305,22	57,19	1611,85	< 4,00	< 4,00	87,42	1,42	53,82	0,55	47,07
TQ10M	26,52	91,00	7,37	-	3,17	20,48	82,17	56,49	1229,62	< 4,00	< 4,00	63,04	1,39	71,40	3,40	49,35
TQ10F	25,05	91,00	7,04	-	0,98	487,08	33,75	22,57	1164,01	< 4,00	< 4,00	71,80	1,28	5,49	6,34	43,08
TQ11S	28,07	93,00	8,38	0,75	7,14	10,00	78,15	50,72	1628,96	< 4,00	< 4,00	90,77	1,25	54,92	0,31	47,95
TQ11F	27,78	92,00	8,58	-	6,98	10,00	83,04	55,36	1643,22	< 4,00	< 4,00	90,61	1,48	47,23	0,19	47,58
TQ12S	28,14	94,25	7,98	0,65	6,00	10,00	81,37	24,40	924,41	< 4,00	< 4,00	68,77	1,13	50,53	0,74	45,76
TQ12M	27,82	93,00	7,90	-	5,60	10,00	68,25	22,71	1280,96	< 4,00	< 4,00	75,31	1,23	51,63	0,90	46,58
TQ12F	26,61	89,00	7,32	-	3,40	10,00	52,99	25,66	1474,93	< 4,00	< 4,00	75,31	1,34	25,26	3,59	46,44

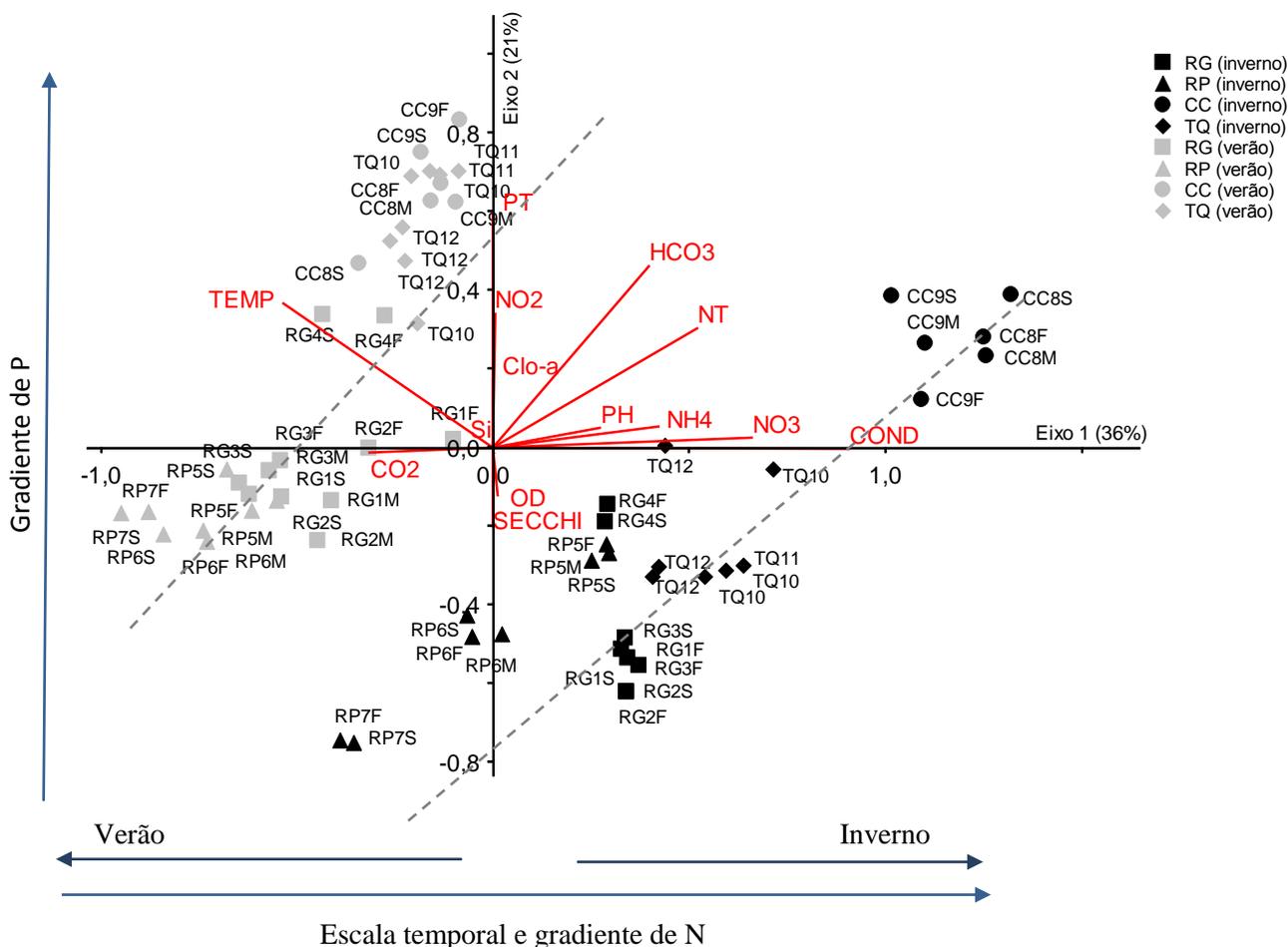
#### 5.1.4. Avaliação Conjunta dos Dados Limnológicos

As principais tendências de variação dos fatores limnológicos nas estações de amostragem foram avaliadas mediante análise de componentes principais (ACP), que resumiu 57% da variabilidade conjunta dos dados em seus dois primeiros componentes (Fig. 13, tabela 6).

As unidades amostrais relativas aos períodos climáticos foram claramente separadas conjuntamente pelos eixos 1 e 2, mas principalmente pelo eixo 1, indicando que a variabilidade limnológica do sistema como um todo foi mais influenciada pelos períodos de estudo. Do lado direito do eixo 1 foram ordenadas a maior parte das observações de inverno, associadas, principalmente, aos maiores valores de condutividade e formas nitrogenadas, e aos menores valores de temperatura ( $r \geq 0,7$ ). De forma inversa, foram ordenadas as observações do período de verão do lado esquerdo deste eixo (tabela 7). Ainda, neste eixo, pode-se notar um gradiente de maior disponibilidade de nitrogênio com destaque para o Corpo Central no inverno (CC08, CC09), contrastando com a menor disponibilidade deste elemento no Braço Rio Pequeno no período de verão (RP06, RP07).

O eixo 2 ordenou, do lado positivo, principalmente as estações do Corpo Central (CC8, CC9) e do Braço Taquacetuba (TQ10, TQ11) na época do verão, associadas principalmente com os valores mais elevados de fósforo total ( $r = 0,8$ ). Embora com correlação mais baixa ( $r = 0,4$ ), tais unidades amostrais também se associaram aos maiores teores de biomassa fitoplanctônica (tabela 7).

Considerando, separadamente, os períodos climáticos, observam-se dois gradientes ambientais, destacados pelas linhas tracejadas (Fig. 13). Na época de inverno, as observações do Corpo Central (CC08 e CC09) estiveram associadas à maior disponibilidade de nitrogênio, enquanto que as do Rio Pequeno (RP06, RP07), à menor disponibilidade de nutrientes (nitrogênio e fósforo). Da mesma forma, na época de verão, as observações do Corpo Central (CC08, CC09), mas também as do Braço Taquacetuba (TQ10, TQ11), estiveram associadas à maior disponibilidade de nutrientes, no caso fósforo; enquanto que no outro extremo se encontram as observações do Rio Pequeno (RP7, RP6, RP5), associadas à menor disponibilidade de ambos os nutrientes (N e P).



**Figura 13.** Análise dos componentes principais (PCA) com base em 14 variáveis limnológicas de 12 estações de amostragens no Complexo Billings, nos períodos de inverno (agosto/2009) e verão (fevereiro/2010). RG: Represa Rio Grande, RP: Rio Pequeno; CC: Corpo Central e TQ: Braço Taquacetuba, S: superfície, M: profundidade intermediária e F: 1 m acima do fundo.

**Tabela 6.** Síntese dos resultados da PCA realizada a partir de catorze variáveis limnológicas.

	<b>Eixo 1</b>	<b>Eixo 2</b>
Autovalor	19,42	11,07
Autovalor da linha de quebra	12,51	8,66
Porcentagem de variância explicada	36,0	20,6
Porcentagem de variância acumulada	36,0	56,6

**Tabela 7.** Correlação das variáveis limnológicas com os componentes principais 1 e 2.

<b>Variáveis</b>	<b>Eixo 1</b>	<b>Eixo 2</b>	<b>Variáveis</b>	<b>Eixo 1</b>	<b>Eixo 2</b>
Temperatura: <i>Temp</i>	<b>-0,734</b>	<b>0,608</b>	Nitrito: <i>NO<sub>2</sub></i>	0,082	0,585
Condutividade: <i>Cond</i>	<b>0,955</b>	-0,067	Nitrogênio total: <i>NT</i>	<b>0,725</b>	0,552
pH	0,525	0,233	Fósforo total: <i>PT</i>	0,004	<b>0,778</b>
Profundidade de Secchi	0,028	-0,452	Ortossilicato: <i>Si</i>	0,036	0,145
O <sub>2</sub> dissolvido: <i>OD</i>	0,119	-0,353	Clorofila-a: <i>Clo-a</i>	-0,041	0,424
Amônio: <i>NH<sub>4</sub></i>	<b>0,653</b>	0,235	CO <sub>2</sub> livre: <i>CO<sub>2</sub></i>	-0,563	-0,121
Nitrato: <i>NO<sub>3</sub></i>	<b>0,815</b>	0,159	Bicarbonato: <i>HCO<sub>3</sub></i>	0,633	<b>0,682</b>

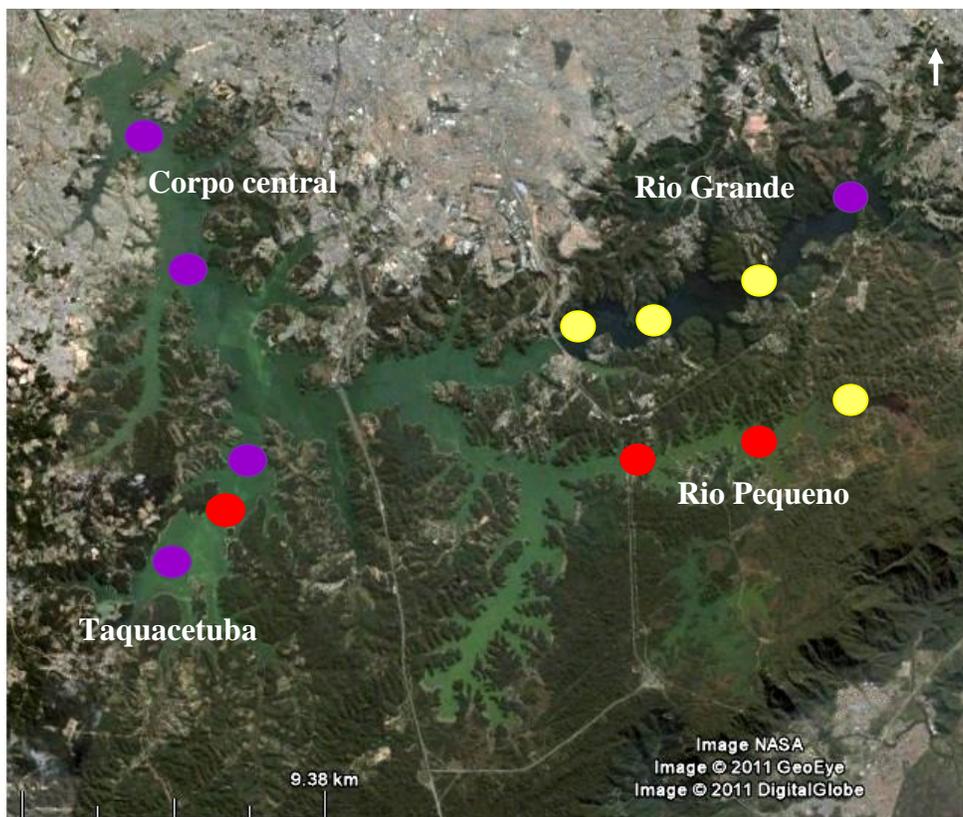
### 5.1.5. Índice do Estado Trófico (IET)

Pelo Índice de Estado Trófico de Lamparelli (2004), o Complexo Billings foi classificado desde mesotrófico a supereutrófico (Fig. 14 e tabela 8).

A Represa Rio Grande foi classificada como mesotrófica desde a captação da Sabesp até seu corpo central, exceto à estação de amostragem localizada na entrada dos tributários, classificada como supereutrófica, em ambos os períodos climáticos.

No Rio Pequeno, a região RP07 foi classificada como mesotrófica tanto no inverno quanto no verão, enquanto que as outras regiões do braço variaram de meso a supereutrófica, com piora da qualidade da água no inverno.

O Corpo Central manteve-se supereutrófico em ambos os períodos climáticos, igualando-se ao Braço Taquacetuba no período de verão, cujo valor do índice foi o mais elevado de todo o complexo (67). No período do inverno, o Taquacetuba apresentou grande variação de qualidade, desde mesotrófico (TQ11) a supereutrófico (TQ12).



**Figura 14.** Índice de Estado Trófico (IET de Lamparelli 2004) anual para o Complexo Billings. Amarelo: mesotrófico. Vermelho: eutrófico. Roxo: super eutrófico (modificado de Embrapa 2004).

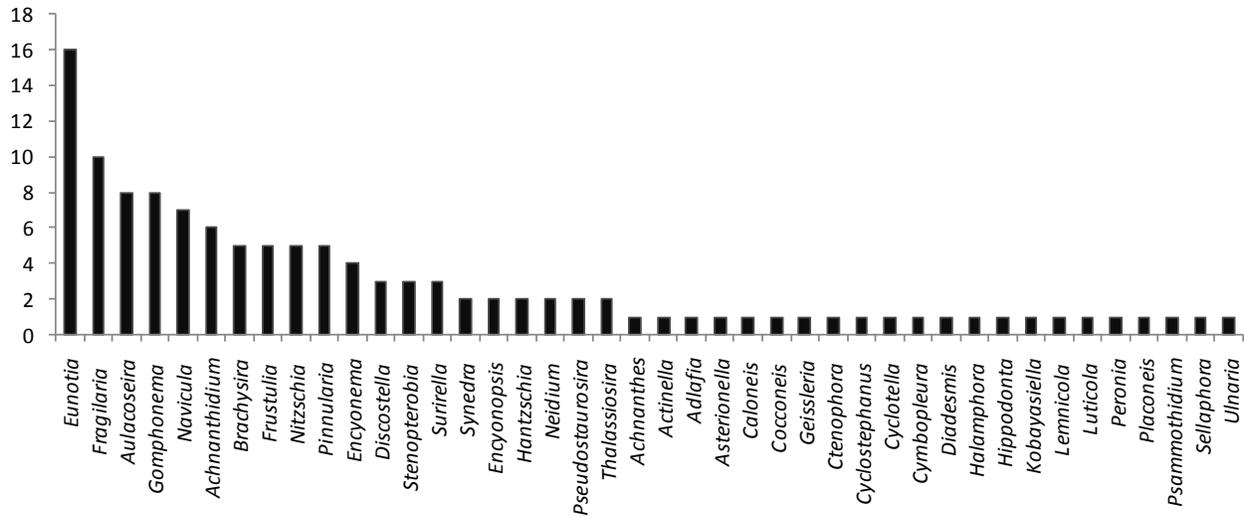
**Tabela 8.** Índice do Estado Trófico (IET de Lamparelli 2004) para as variáveis (clorofila-a, fósforo total e profundidade de desaparecimento do disco de Secchi), índice ponderado final e as respectivas classificações para o Complexo Billings, nos períodos de inverno e verão.

Compartimento	Amostra	IET Clo-a		IET PT		IET Secchi		IET pond		Classificação		
		Inv	Ver	Inv	Ver	Inv	Ver	Inv	Ver	Inv	Ver	Anual
Rio Grande	RG 1	60,5	60,7	59,6	58,1	49,6	53,2	57	55	Meso	Meso	Meso
	RG 2	59,2	60,1	60,4	58,1	44,1	53,2	55	55	Meso	Meso	Meso
	RG 3	61,1	61,8	60,4	58,1	51,0	57,4	58	57	Meso	Meso	Meso
	RG 4	64,0	63,5	68,2	70,7	58,9	58,6	64	64	Seut	Seut	Seut
Rio Pequeno	RP 5	64,6	63,8	60,0	58,1	67,9	60,0	64	58	Seut	Eut	Eut
	RP 6	65,2	62,9	60,7	56,3	66,4	54,2	64	56	Seut	Meso	Eut
	RP 7	56,0	63,2	44,9	45,9	55,1	54,2	54	56	Meso	Meso	Meso
Corpo central	CC 8	64,4	65,0	65,5	70,7	61,5	56,2	64	64	Seut	Seut	Seut
	CC 9	67,1	64,5	66,2	71,7	60,0	58,6	64	65	Seut	Seut	Seut
Taquacetuba	TQ 10	65,4	66,3	63,4	69,4	54,4	61,5	61	66	Eut	Seut	Seut
	TQ 11	56,7	66,4	59,5	69,6	48,2	64,2	55	67	Meso	Seut	Eut
	TQ 12	66,8	66,0	66,6	67,9	60,4	66,2	65	67	Seut	Seut	Seut

## 5.2. ESTRUTURA DAS DIATOMÁCEAS PLANCTÔNICAS NO COMPLEXO BILLINGS

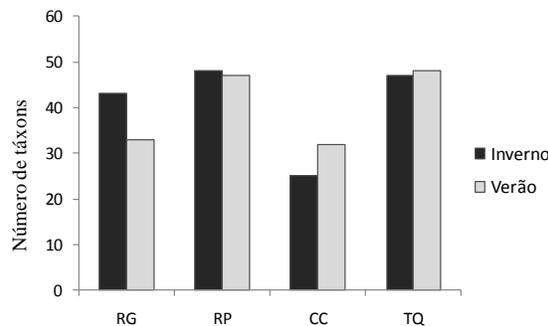
### 5.2.1. Composição e diversidade de espécies

Foram encontrados 124 táxons distribuídos em 42 gêneros (Fig. 15). O número de táxons específicos e infraespecíficos foram similares para os períodos de inverno e verão, 89 e 85 táxons, respectivamente. Os gêneros mais bem representados foram *Eunotia* Ehrenberg (16), *Fragilaria* Lyngbye (10), *Aulacoseira* Thwaites (8), *Gomphonema* Ehrenberg (8) e *Navicula* Bory (7). Conjuntamente, estes cinco gêneros perfizeram 40% dos táxons encontrados. Pouco mais de 50% dos gêneros (22) foram representados por uma única espécie, contribuindo com 18% dos táxons identificados.

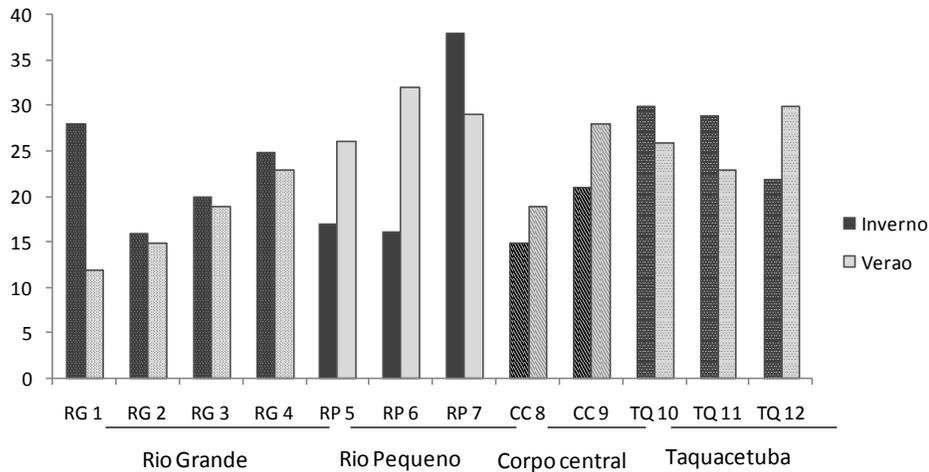


**Figura 15.** Número de espécies por gêneros de diatomáceas plactônicas no Complexo Billings.

Considerando os compartimentos (Fig. 16), Rio Pequeno e Taquacetuba apresentaram riquezas similares, sendo as maiores para o Complexo em ambos os períodos climáticos. No Corpo Central a riqueza foi a menor em ambos os períodos de estudo. Considerando as estações de amostragem isoladamente (Fig. 17), maior riqueza foi encontrada a montante do Rio Pequeno (RP07) tanto no inverno (38) quanto no verão (32), sendo que no inverno chegou a representar 50% da riqueza total de todo o braço Rio Pequeno. A menor riqueza foi registrada no Rio Grande (RG01 e RG02) com 12 e 15 táxons respectivamente para o período do verão.



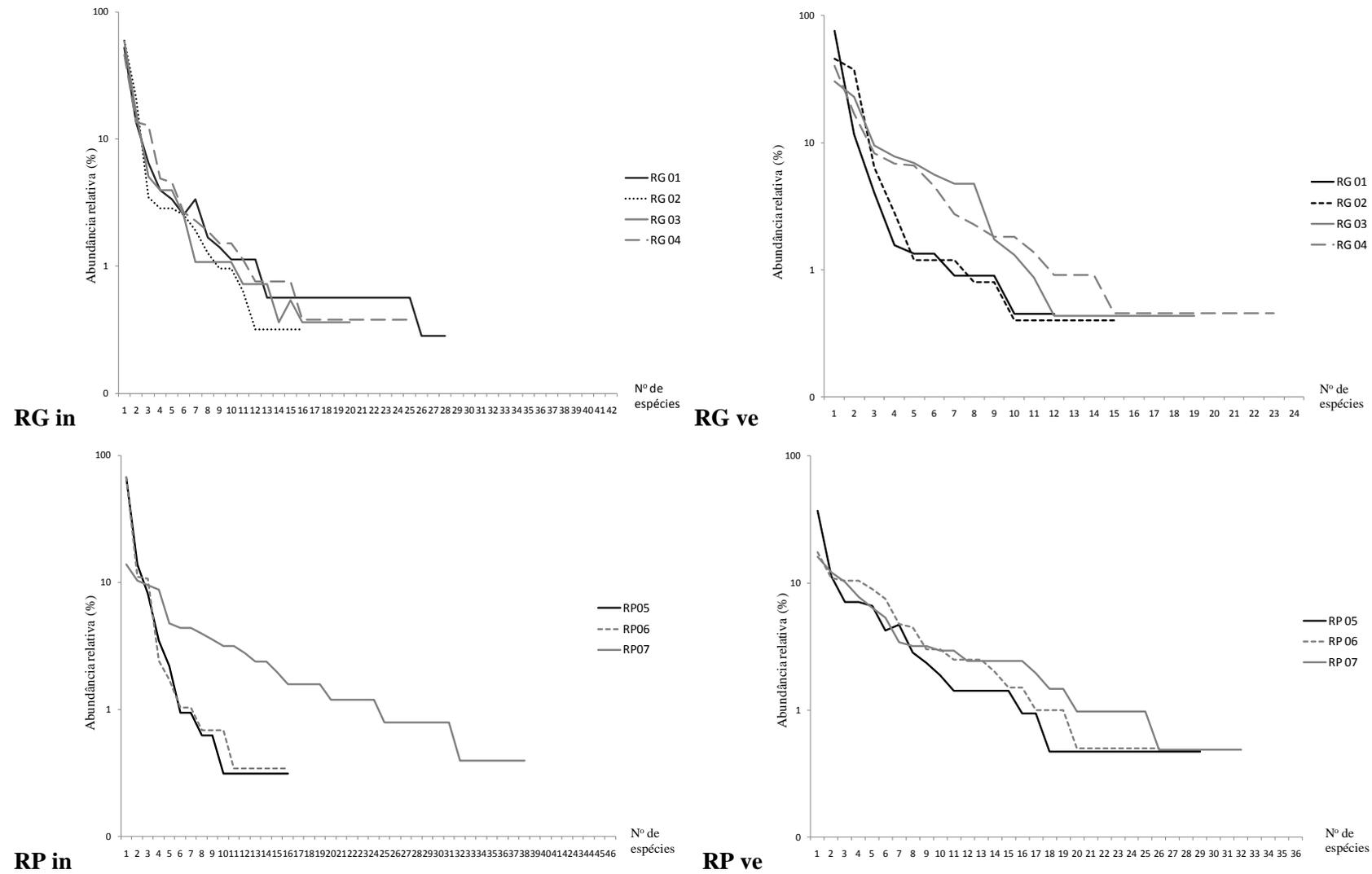
**Figura 16.** Riqueza de táxons por compartimento nos períodos de inverno e verão. RG: Rio Grande. RP: Rio Pequeno. CC: Corpo Central. TQ: Taquacetuba.



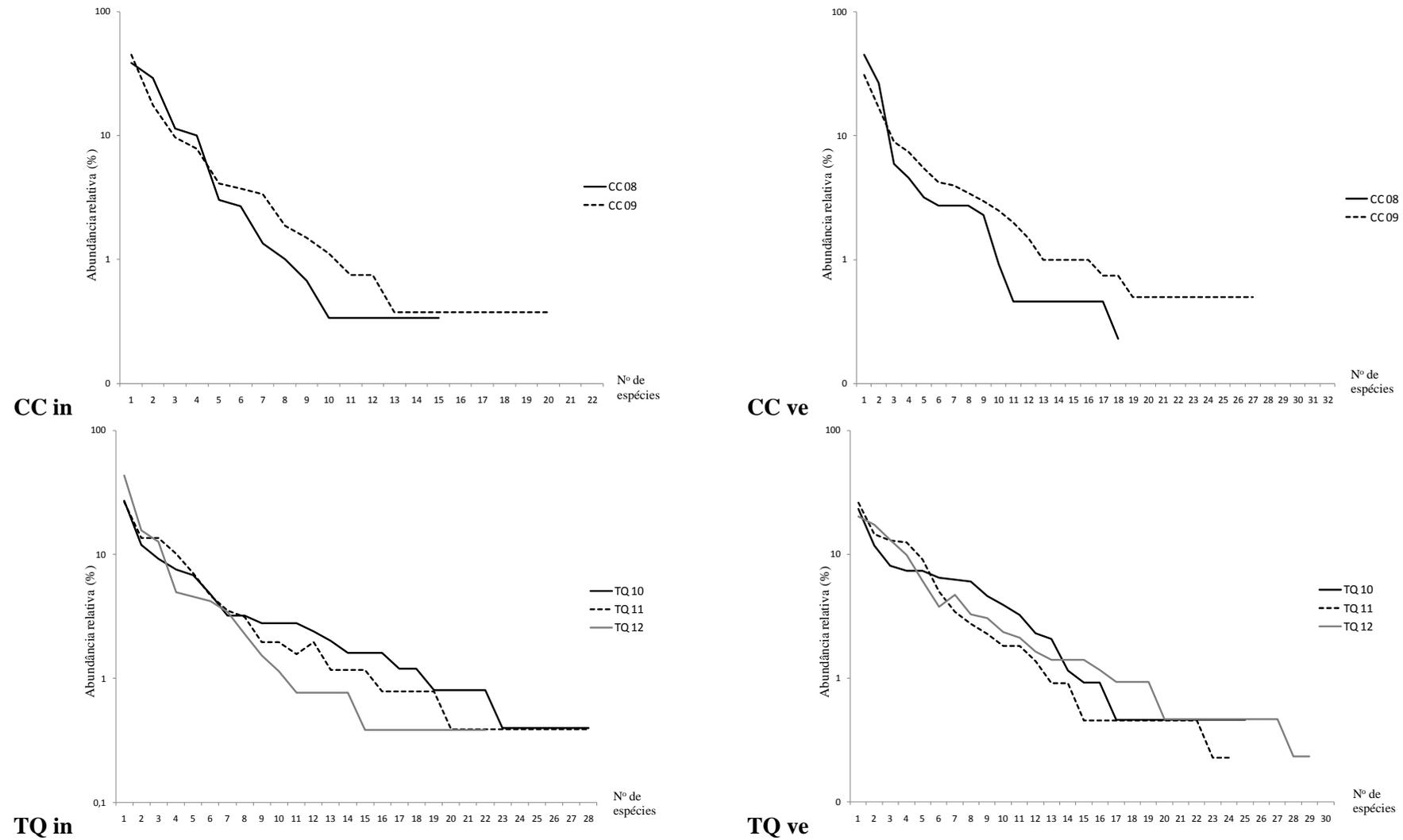
**Figura 17.** Riqueza de diatomáceas planctônicas nas estações de amostragem do Complexo Billings.

A estrutura da comunidade de diatomáceas planctônicas pode ser visualizada pela curva de dominância-diversidade (Figs. 18 e 19). Observa-se estrutura muito similar entre as quatro estações de amostragem do Rio Grande (período de inverno), apesar do menor número de espécies raras observadas em RG02. Por outro lado, podem-se notar estruturas distintas intracompartimento no Rio Grande (período de verão) e, particularmente, no Rio Pequeno (período de inverno). Destacamos a mudança observada no RP07, com uma repartição bem mais homogênea entre as espécies abundantes no período do inverno, contrastando com as duas outras estações que apresentaram forte abundância de alguns táxons e poucas espécies raras. Ainda, nota-se a perda de dominância nas estações de amostragem do Rio pequeno no período do verão em RP05 e RP06. Comparando-se as curvas de dominância-diversidade claramente se nota a maior diversidade (curva menos inclinada) no Rio Pequeno nas estações de amostragem RP06, RP07 (no verão) e no RP07 (inverno) (Fig. 18).

No Corpo Central e Taquacetuba não foram observadas grandes mudanças entre as estruturas de diatomáceas nos períodos climáticos. Todavia, ocorreu repartição levemente mais equilibrada das espécies abundantes no Taquacetuba em relação ao Corpo Central (Fig. 19).



**Figura 18.** Comparação de curvas de dominância-diversidade das diatomáceas planctônicas nas estações de amostragem do Rio Grande e Rio Pequeno, nos períodos de inverno e verão. RG: Rio Grande. RP: Rio Pequeno. In: inverno. Ve: verão.



**Figura 19.** Comparação de curvas de dominância-diversidade das diatomáceas planctônicas das estações de amostragem do Corpo Central e Taquacetuba, nos períodos de inverno e verão. CC: Corpo Central. TQ: Taquacetuba. In: inverno. Ve: verão.

Em relação ao Índice de Simpson (tabela 9), os maiores valores de diversidade ( $> 0,9$ ) que também foram acompanhados de valores mais elevados de equitatividade ( $> 0,44$ ) foram encontrados apenas no Rio Pequeno (RG07 inverno e verão, e RG06 verão), concordando com as tendências das curvas de dominância-diversidade. O valor de equitatividade indicou que o índice de diversidade observado representou ~44% de seu valor máximo. Todas as demais estações de amostragem apresentaram baixa equitatividade, mostrando pouca uniformidade de repartição das espécies na comunidade, com dominância e abundância de alguns poucos táxons.

**Tabela 9.** Riqueza (R), Índice de Simpson (1-D) e Equitatividade (E) das diatomáceas planctônicas no Complexo Billings, período de inverno (ago/2009) e verão (fev/2010).

Compartimento	Estação	Riqueza (R)	Índice de Simpson (1-D)	Equitatividade (E)
<b>Rio Grande (RG)</b>	RG01 In	28	0,70	0,12
	RG01 Ve	12	0,41	0,14
	RG02 In	16	0,60	0,15
	RG02 Ve	15	0,65	0,19
	RG03 In	20	0,62	0,13
	RG03 Ve	19	0,83	0,31
	RG04 In	25	0,75	0,16
	RG04 Ve	23	0,79	0,21
<b>Rio Pequeno (RP)</b>	RP05 In	17	0,53	0,12
	RP05 Ve	29	0,83	0,20
	RP06 In	16	0,51	0,13
	RP06 Ve	26	0,91	0,45
	RP07 In	38	0,94	0,44
	RP07 Ve	32	0,93	0,44
<b>Corpo Central (CC)</b>	CC08 In	15	0,74	0,26
	CC08 Ve	19	0,72	0,19
	CC09 In	21	0,75	0,19
	CC09 Ve	28	0,85	0,25
<b>Taquacetuba (TQ)</b>	TQ10 In	30	0,89	0,30
	TQ10 Ve	26	0,90	0,39
	TQ11 In	29	0,87	0,28
	TQ11 Ve	23	0,86	0,32
	TQ12 In	22	0,77	0,20
	TQ12 Ve	30	0,89	0,31

Em relação às espécies descritoras de diatomáceas, 29 foram consideradas abundantes e 3 dominantes, sendo elas: *Aulacoseira granulata* var. *granulata*, *Achnantheidium catenatum* e *Aulacoseira ambigua*. Os códigos e autorias das diatomáceas planctônicas abundantes e dominantes no Complexo Billings seguem conforme tabela 10.

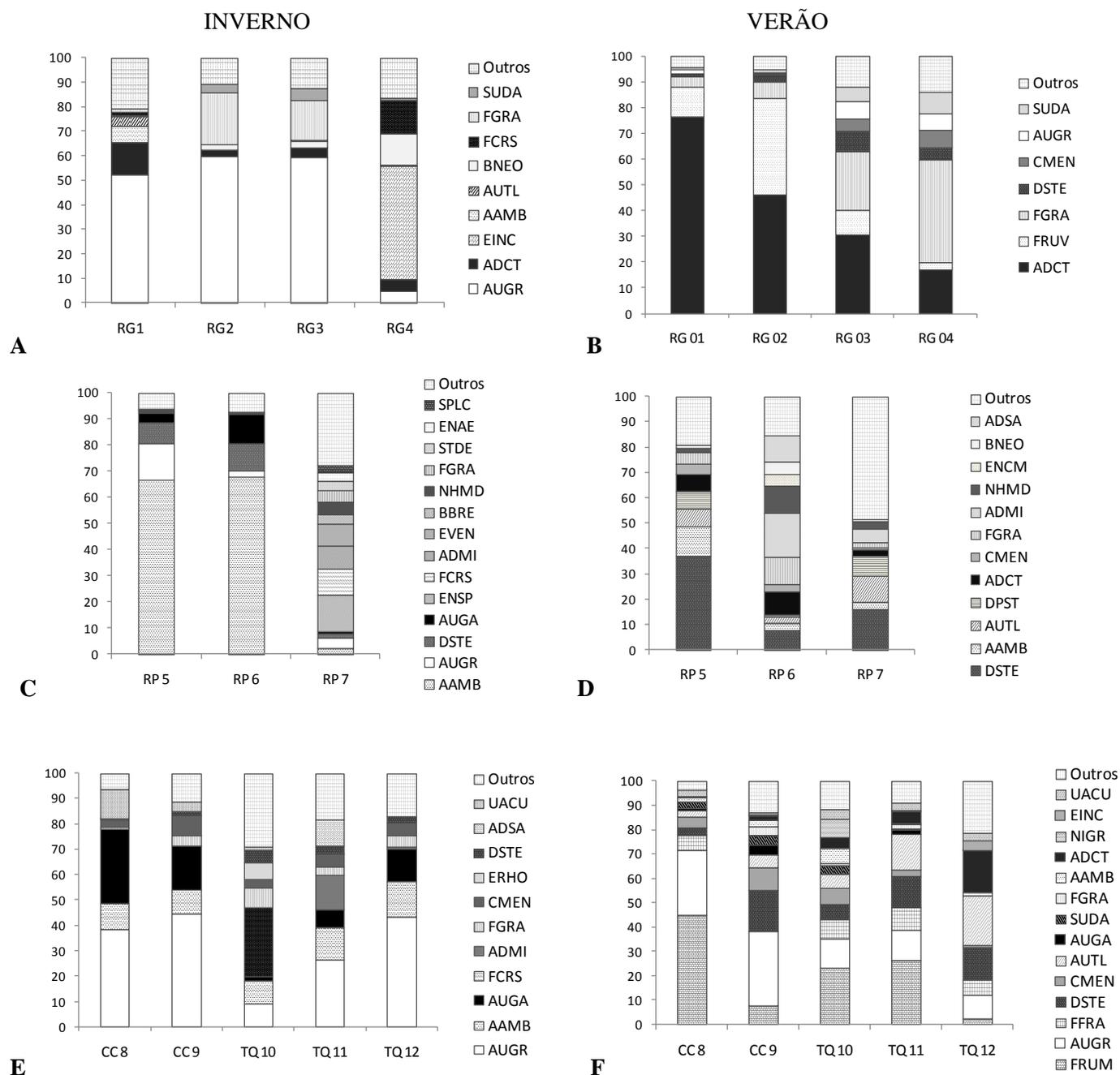
No período de inverno, observou-se nítida dominância de *Aulacoseira granulata* var. *granulata* (AUGR, 52 a 60% da abundância total) na Represa Rio Grande nas três primeiras estações de amostragem, desde a captação da Sabesp (RG01) até ao longo do corpo central da Represa (RG02, RG03). No verão, *Achnantheidium catenatum* (ADCT) dominou na estação RG01 (76%) e foi a mais abundante em RG02 e RG03 (46 e 30%). Nestas estações a riqueza foi baixa, notando-se grande incremento de espécies na estação de amostragem à montante em ambos os períodos de estudo (RG04). Neste local, não houve espécie dominante, sendo as mais bem representadas *Eunotia incisa* (EINC) no inverno (41%) e *Fragilaria gracilis* (FGRA) no verão (37%) (Fig. 20A,B).

No Braço Rio Pequeno, observou-se a mesma tendência para o período do inverno, baixa riqueza nas duas primeiras estações (RP05, RP06) com nítida dominância de *Aulacoseira ambigua* (AAMB, 66 e 68%, respectivamente), e maior riqueza na estação a montante. No verão não houve espécie dominante e a riqueza de táxons foi maior, com diferenças acentuadas na composição das espécies abundantes (Fig. 20C,D). Na estação RP07, a riqueza foi nitidamente maior, chegando a 12 táxons abundantes no inverno, não houve espécie dominante, sendo que, dentre as abundantes em ambos os períodos, a maior contribuição foi de 16% para *Discostella stelligera* (DSTE).

Na região do Corpo Central, foi encontrada baixa riqueza na estação CC08 para ambos os períodos, sendo as espécies com maior abundância *Aulacoseira granulata* var. *granulata* (AUGR) 39%) para o inverno, e *Fragilaria* sp.1 (complexo *F. rumpens*) (FRUM, 45%) para o verão. Na estação CC09 também não ocorreu espécie dominante, sendo que *A. granulata* var. *granulata* (AUGR) apresentou maior contribuição em ambos os períodos. No período de verão, CC09 destacou-se em termos de riqueza no Corpo Central (Fig. 20E,F).

No Braço Taquacetuba, de modo geral, a riqueza foi relativamente elevada em relação ao Corpo Central e Rio Grande, não foi observada espécie dominante e as abundantes contribuíram, conjuntamente, com 65 a 84% da abundância total. Os táxons mais bem representados em TQ10 foram *Frustulia crassinervia* (FCRS) para o inverno (27%) e *Fragilaria* sp.1 (complexo *F. rumpens*) para o verão (FRUM) 23%). A última espécie também foi a mais abundante na estação

TQ11 no verão (26%). No inverno, *A. granulata* var. *granulata* (AUGR) assumiu a maior contribuição relativa em TQ11 (26,5%) e TQ12 (43%), enquanto que *Cyclotella meneghiniana* (CMEN) foi a mais bem representada no verão (20%) (Fig. 20E,F).



**Figura 20.** Distribuição das diatomáceas com contribuição conjunta acima de 70% (exceto RP07 verão, cuja contribuição foi apenas 51,5%) por compartimento e época do ano. A, B: Rio Grande. C, D: Rio Pequeno. E, F: Corpo Central e Taquacetuba. Os códigos das espécies seguem conforme tabela 10.

**Tabela 10.** Códigos das diatomáceas planctônicas abundantes e dominantes no Complexo Billings.

CÓDIGO	TÁXON
ADCT	<i>Achnantheidium catenatum</i> (Bily & Marvan) Lange-Bertalot
ADMI	<i>Achnantheidium minutissimum</i> (Kützing) Czarnecki
ADSA	<i>Achnantheidium</i> cf. <i>saprophilum</i> (Kobayasi & Mayama) Round & Bukhtiyarova
AAMB	<i>Aulacoseira ambigua</i> (Grunow) Simonsen
AUGA	<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i> var. <i>angustissima</i> (O.M.) Simonsen
AUGR	<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>granulata</i> (Ehr.) Simonsen
AUTL	<i>Aulacoseira tenella</i> (Nygaard) Simonsen
BBRE	<i>Brachysira brebissonii</i> Ross
BNEO	<i>Brachysira neoexilis</i> Lange-Bertalot
CMEN	<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing
DSTE	<i>Discostella stelligera</i> (Cleve & Grun.) Houk & Klee
DPST	<i>Discostella pseudostelligera</i> (Hustedt) Houk & Klee
ENSP	<i>Encyonopsis subcapitata</i> Krammer
ESUM	<i>Encyonopsis subminuta</i> Krammer & Reichardt
EUNS	<i>Eunotia</i> sp.
ENAE	<i>Eunotia naegeli</i> Migula
EINC	<i>Eunotia incisa</i> Gregory
EVEN	<i>Eunotia veneris</i> (Kützing) De Toni
ERHO	<i>Eunotia rhomboidea</i> Hustedt
FFRA	<i>Fragilaria</i> cf. <i>crotonensis</i> var. <i>oregona</i> Sovereign
FGRA	<i>Fragilaria gracilis</i> Oestrup
FRUV	<i>Fragilaria rumpens</i> var. 1
FRUM	<i>Fragilaria</i> sp. 1 (complexo <i>F. rumpens</i> (Kütz.) Carlson)
FCRS	<i>Frustulia crassinervia</i> (Breb.) Lange-Bertalot & Krammer
NHMD	<i>Navicula heimansioides</i> Lange-Bertalot
NIGR	<i>Nitzschia gracilis</i> Hantzsch
STDE	<i>Stenopterobia delicatissima</i> (Lewis) Van Heurck
SPLC	<i>Stenopterobia planctonica</i> Metzeltin & Lange-Bertalot
UACU	<i>Ulnaria acus</i> (Kützing) Aboal
SUDA	<i>Synedra ulna</i> cf. var. <i>danica</i> (Kützing) Van Heurck

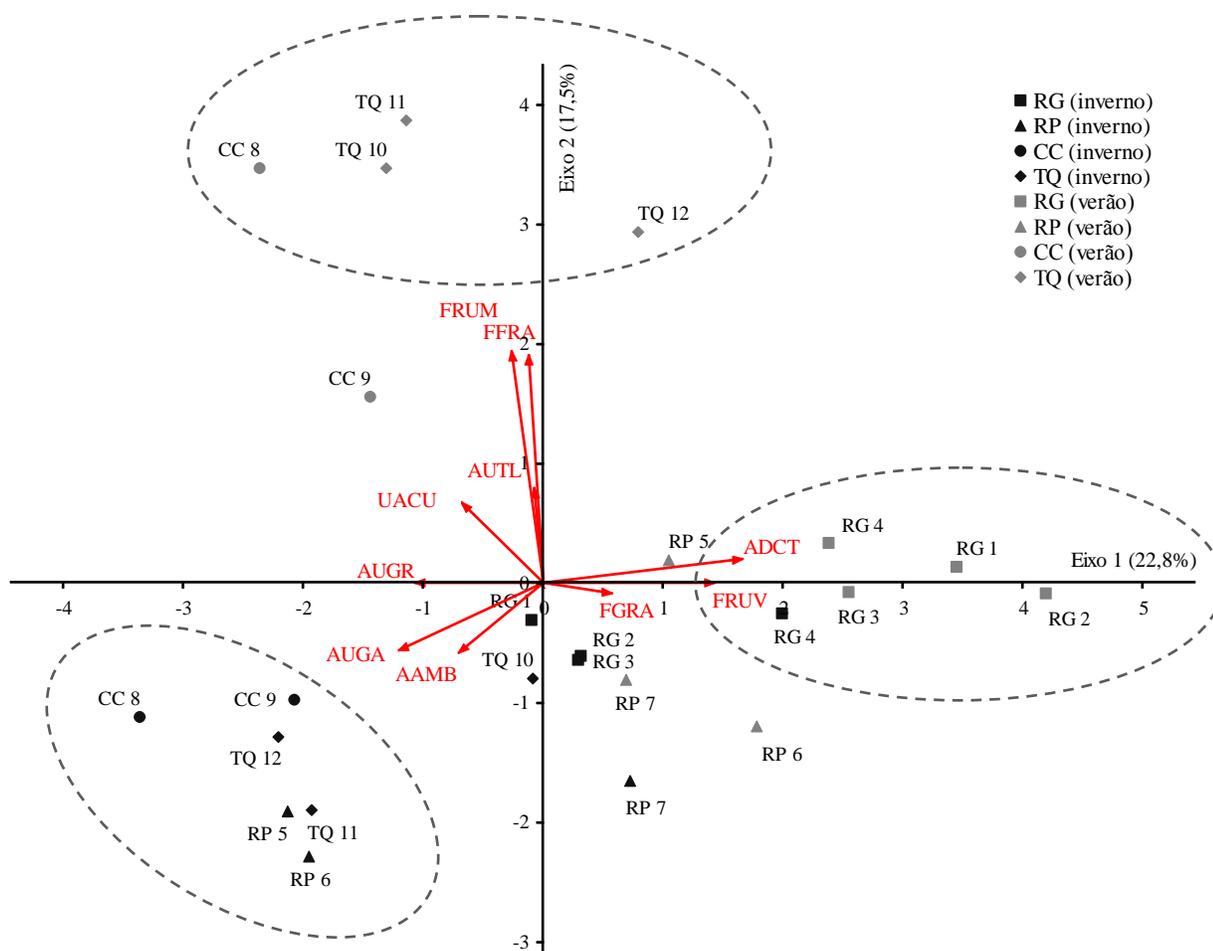
### 5.2.2. Avaliação conjunta das diatomáceas planctônicas

A análise conjunta das espécies abundantes e dominantes, realizada a partir da análise de componentes principais, resumiu 40% da variabilidade conjunta dos dados nos dois primeiros componentes (Fig. 21, tabela 11).

No eixo 1 houve a ordenação, no lado direito do eixo, das unidades amostrais da Represa Rio Grande, época de verão, as quais se associaram positivamente com a maior abundância de *Achnantheidium catenatum* (ADCT) e *Fragilaria rumpens* var. 1 (FRUV) ( $r \geq 0,8$ ). Em seu lado negativo ordenaram-se, principalmente, as estações de amostragem do Corpo Central (CC08,

CC09), que se associaram à maior representatividade de espécies de *Aulacoseira* no inverno (*A. granulata* var. *angustissima* - AUGA, *A. granulata* var. *granulata* - AUGR e *Aulacoseira ambigua* - AAMB;  $r \geq -0,5$ ) e, no verão, com *Ulnaria acus* - UACU ( $r = -0,53$ ).

No eixo 2, foram ordenadas as unidades amostrais do Corpo Central e Taquacetuba, no período de verão, associadas principalmente com as maiores abundâncias de *Fragilaria* (FFRA) e *Fragilaria* sp.1 (complexo *F. rumpens*) (FRUM) ( $r = 0,9$ ), bem como de *Aulacoseira tenella* ( $r = 0,6$ ). No lado negativo, ordenaram-se as observações do período de inverno, especialmente do Rio Pequeno (RP05, RP06) e Taquacetuba (TQ11) associadas à maior abundância de *Aulacoseira ambigua* (AAMB,  $r = -0,50$ ).



**Figura 21.** Análise dos componentes principais (PCA) com base em 24 táxons abundantes e dominantes de diatomáceas planctônicas, de 12 estações de amostragens no Complexo Billings, nos períodos de inverno e verão. RG: Represa Rio Grande, RP: Rio Pequeno; CC: Corpo Central, TQ: Taquacetuba. Código das espécies conforme tabela 10.

**Tabela 11.** Correlação das espécies com os componentes principais 1 e 2.

Variáveis	Eixo 1	Eixo 2	Variáveis	Eixo 1	Eixo 2	Variáveis	Eixo 1	Eixo 2
ADCT	<b>0,821</b>	0,287	BMIC	0,382	-0,079	F CRS	0,342	-0,164
ADMI	0,237	-0,265	CMEN	-0,298	0,324	NHMD	0,255	-0,356
ADSA	-0,048	-0,139	DSTE	-0,005	0,294	SUDA	0,329	0,342
AAMB	<b>-0,539</b>	-0,490	ENSP	0,082	-0,252	DPST	0,202	-0,007
AUGA	<b>-0,701</b>	-0,483	ENAE	0,056	-0,104	FFRA	-0,221	<b>0,881</b>
AUGR	<b>-0,662</b>	0,034	EINC	0,209	0,093	FRUV	<b>0,762</b>	-0,023
AUTL	-0,185	<b>0,569</b>	ERHO	0,121	0,128	FRUM	-0,332	<b>0,888</b>
BBRE	0,222	0,053	FGRA	<b>0,487</b>	-0,191	UACU	<b>-0,527</b>	<b>0,525</b>

A integração da matriz de espécies com dados limnológicos foi realizada a partir da análise de correspondência canônica (ACC) utilizando 24 táxons (abundantes e dominantes, com exclusão das espécies de ocorrência única e  $\leq 4,5$  %) e quatro variáveis limnológicas (condutividade, nitrogênio total, fósforo total e sílica solúvel reativa).

A análise resumiu 21,5% da variabilidade conjunta dos dados em seus dois primeiros componentes, apresentando autovalores para os eixos 1 ( $\lambda_1 = 0,201$ ) e 2 ( $\lambda_2 = 0,103$ ) estatisticamente significativos ( $p = 0,003$ ) pelo teste de Monte Carlo (Fig. 22, tabela 12, 13). A correlação espécie-ambiente foi alta e significativa para os dois eixos da ACC ( $p = 0,009$ ), indicando forte associação entre as variáveis ambientais e as espécies de diatomáceas (tabela 12). A correlação das espécies com os eixos constam na tabela 14.

As correlações “intra-set” e o coeficiente canônico indicaram que o nitrogênio e o fósforo total foram as variáveis mais importantes na ordenação do eixo 1, enquanto que condutividade foi a que mais pesou na construção do eixo 2 (tabela 13). No plano fatorial formado por estes dois eixos foi possível reconhecer a formação de quatro grupos. No extremo direito do eixo 1, ordenaram-se as unidades amostrais do Rio Grande, período de verão, associadas às menores concentrações de nitrogênio e fósforo. No primeiro grupo, observa-se que *Fragilaria rumpens* var.1 (FRUV,  $r = 0,8$ ) foi o táxon mais associado às unidades amostrais do Rio Grande classificadas como mesotróficas (RG01, RG02 e RG03), conforme tabela 8. O segundo grupo, ordenado no quadrante positivo dos eixos, associou-se aos menores valores de nitrogênio e fósforo, mas principalmente aos menores valores de condutividade, sendo constituído pelas unidades amostrais do Rio Pequeno, classificadas como mesotróficas (RP07: verão e inverno; RP06: verão) ou como eutrófica (RP05: verão), mas não como supereutrófica (tabela 8). Duas espécies associaram-se a este grupo, quais sejam: *Discostella pseudostelligera* (DPST,  $r = 0,4$ ) e *Encyonopsis subcapitata* (ENSP,  $r = 0,4$ ). O terceiro grupo, posicionado no quadrante esquerdo, abrangeu todas as unidades amostrais do Taquacetuba e uma unidade amostral do Corpo Central

(CC8) no período de verão, bem como RP05 no período de inverno, todas classificadas como supereutróficas (tabela 8) e associadas aos valores mais elevados de fósforo. Duas espécies de *Fragilaria* associaram-se a este grupo, *Fragilaria* sp.1 (complexo *F. rumpens*) (FRUM,  $r = 0,4$ ) e *F. cf. crotonensis* var. *oregona* (FFRA,  $r = 0,3$ ). O quarto grupo posicionou-se do lado negativo do eixo 2, associando-se aos maiores valores de condutividade. Compreendeu as observações do Rio Grande (RG01, RG02, RG03, RG04) e Taquacetuba (TQ10, TQ11, TQ12) no período de inverno. A espécie mais associada com este grupo foi *Eunotia rhomboidea* (ERHO,  $r = -0,3$ ). Ainda, notou-se associação de dois táxons de *Aulacoseira* (AUGR: *A. granulata* var. *granulata* e AUGA: *A. granulata* var. *angustissima*,  $r \geq -0,51$ ) com as observações do Corpo Central no período de inverno.

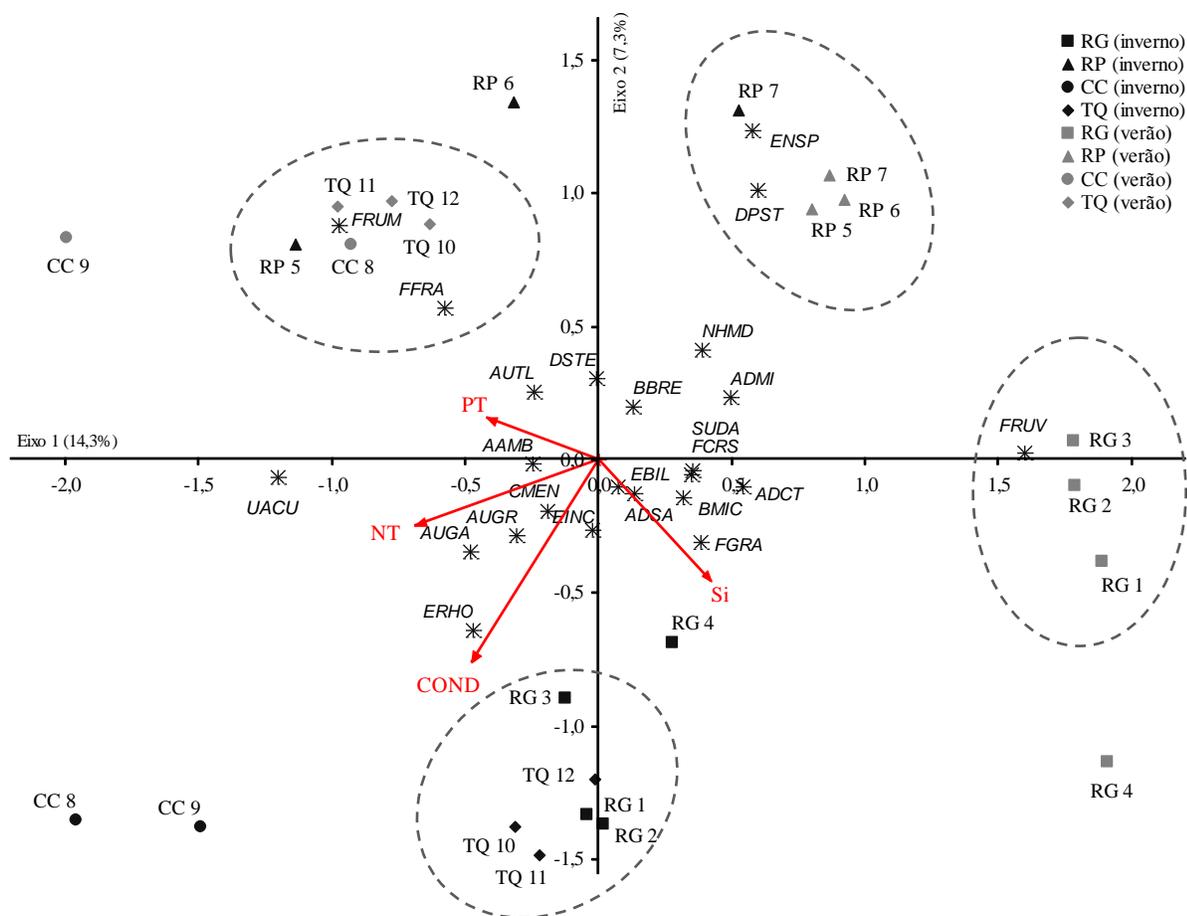
De modo geral, a estrutura das diatomáceas planctônicas foi influenciada pelo estado trófico da água, principalmente no período do verão, durante o qual houve a separação do Rio Grande e Rio Pequeno, os quais são mesotróficos (incluindo RP07 inverno), em relação ao Corpo Central (independente da época do ano), Taquacetuba (verão) e Rio Pequeno (RP05 inverno), os quais são eutróficos a supereutróficos. Secundariamente, a comunidade foi influenciada pelos períodos climáticos, tendência evidente mesmo excluindo a temperatura da análise.

**Tabela 12.** Síntese dos resultados da ACC realizada a partir da abundância relativa de 24 táxons de diatomáceas e quatro variáveis abióticas.

	<b>Eixo 1</b>	<b>Eixo 2</b>
Autovalores ( $\lambda$ )	0,201	0,103
Porcentagem de variância explicada	14,3	7,3
Porcentagem de variância acumulada	14,3	21,5
Correlação de Pearson (espécie-ambiente)	0,888	0,867
Teste de Monte Carlo	Autovalores	0,003
	Correlação espécie-ambiente	0,009

**Tabela 13.** Coeficientes canônicos e correlações “intra-set” das variáveis abióticas com os eixos 1 e 2 da ACC.

	<b>Coeficiente Canônico</b>		<b>Coeficiente de Correlação “intra-set”</b>	
	<b>Eixo 1</b>	<b>Eixo 2</b>	<b>Eixo 1</b>	<b>Eixo 2</b>
<i>Cond</i> : condutividade	-0,549	<b>0,630</b>	-0,473	<b>-0,700</b>
<i>NT</i> : nitrogênio total	<b>-0,758</b>	0,071	<b>-0,685</b>	-0,228
<i>PT</i> : fósforo total	<b>-0,424</b>	0,027	<b>-0,419</b>	0,146
<i>Si</i> : sílica	0,499	0,241	0,418	-0,419



**Figura 22.** Ordenação pela ACC das unidades amostrais do Complexo Billings, em períodos de inverno e verão. Legendas - RG: Represa Rio Grande, RP: Rio Pequeno; CC: Corpo Central, TQ: Taquacetuba. Código das espécies de diatomáceas planctônicas conforme tabela 10.

**Tabela 14.** Correlação das espécies com os componentes principais 1 e 2.

Variáveis	Eixo 1	Eixo 2	Variáveis	Eixo 1	Eixo 2	Variáveis	Eixo 1	Eixo 2
ADCT	<b>0,648</b>	-0,038	BMIC	0,217	-0,051	F CRS	0,225	0,009
ADMI	0,310	0,203	CMEN	-0,230	-0,165	NHMD	0,229	0,302
ADSA	0,050	-0,022	DSTE	0,000	<b>0,660</b>	SUDA	0,290	0,026
AAMB	-0,273	0,068	ENSP	0,158	0,380	DPST	-0,226	<b>0,435</b>
AUGA	<b>-0,516</b>	-0,320	ENAE	0,043	-0,017	FFRA	-0,286	<b>0,345</b>
AUGR	<b>-0,629</b>	-0,478	EINC	-0,005	-0,053	FRUV	<b>0,766</b>	0,049
AUTL	-0,285	<b>0,425</b>	ERHO	-0,224	-0,296	FRUM	-0,424	<b>0,447</b>
BBRE	0,102	0,212	FGRA	<b>0,531</b>	-0,345	UACU	<b>-0,682</b>	0,004

Para a análise de espécies indicadoras (IndVal), os grupos pré-selecionados basearam-se nas análises multivariadas realizadas (componentes principais e correspondência canônica) e consideraram a seguinte ordem de importância: estado trófico, manejo e sazonalidade, de forma que se obteve cinco grupos:

Grupo 1: mesotrófico, inverno e verão (RP07)

Grupo 2: supereutrófico, verão (RG04, CC e TQ)

Grupo 3: meso a eutrófico, verão (RP05 e 06)

Grupo 4: mesotrófico, verão (RG01 a 03)

Grupo 5: meso a supereutrófico, inverno (exceto RP07)

Os resultados estão apresentados na tabela 15. Oito táxons foram indicativos de 4 grupos, apresentando valores indicativos significantes ( $p \leq 0,05$ ) e, na maioria, acima de 50% (tabela 16).

**Tabela 15.** Valor indicativo (VI) e significância estatística ( $p$ ) dos táxons de diatomáceas e seus respectivos grupos. Em destaque, VI significativo e  $\geq 50\%$ .

Táxon	Grupo	VI (%)	$p$
<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>granulata</i>	5	51.8	0.0050*
<i>Brachysira neoxilis</i>	3	51.6	0.1790
<i>Eunotia incisa</i>	5	15.8	0.7310
<i>Achnantheidium catenatum</i>	4	<b>72.1</b>	0.0100*
<i>Fragilaria gracilis</i>	4	31.5	0.7860
<i>Fragilaria rumpens</i> var.1	4	<b>85.4</b>	0.0190*
<i>Synedra ulna</i> cf. var. <i>danica</i>	2	32.2	0.4210
<i>Aulacoseira ambigua</i>	5	<b>41.2</b>	0.5610
<i>Achnantheidium saprophilum</i>	3	39.6	0.1740
<i>Discostella stelligera</i>	3	46.7	0.1470
<i>Navicula heimansioides</i>	3	58.8	0.1060
<i>Achnantheidium minutissimum</i>	1	37.3	0.3980
<i>Brachysira brebissonii</i>	1	56.2	0.0490*
<i>Discostella pseudostelligera</i>	1	49.0	0.0680
<i>Encyonopsis subcapitata</i>	1	<b>99.6</b>	0.0070*
<i>Eunotia naegelii</i>	1	<b>70.4</b>	0.0250*
<i>Frustulia crassinervia</i>	1	<b>57.0</b>	0.1220
<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i>	5	56.4	0.1070
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	2	38.0	0.1860
<i>Eunotia rhomboidea</i>	2	29.7	0.5290
<i>Aulacoseira tenella</i>	2	38.3	0.4800
<i>Fragilaria</i> cf. <i>crotonensis</i> var. <i>oregona</i>	2	<b>78.0</b>	0.0180*
<i>Fragilaria</i> sp.1 (complexo <i>F. rumpens</i> )	2	<b>82.2</b>	0.0140*
<i>Ulnaria acus</i>	2	51.4	0.0890

\* valor significativo ( $p \leq 0,05$ )

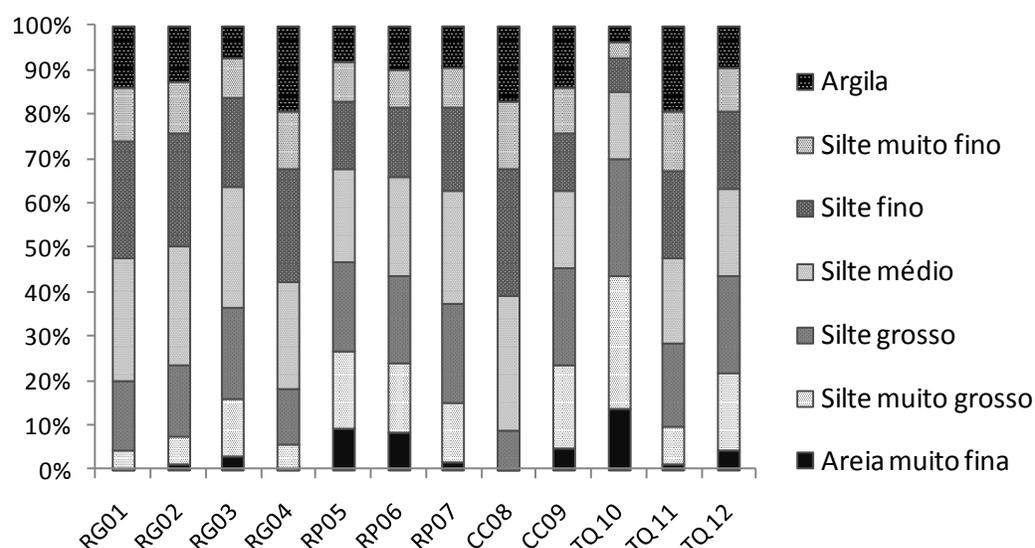
**Tabela 16.** Síntese dos táxons de diatomáceas planctônicas com valor indicativo significativo ( $p \leq 0,05$ ) para os diferentes grupos pré-selecionados.

Grupo	Compartimento	Estado trófico	Sazonalidade	Táxon	VI	$p$
1	Rio Pequeno	Mesotrófico	Inverno e verão	<i>Encyonopsis subcapitata</i>	99.6	0.007
				<i>Eunotia naegelii</i>	70.4	0.025
				<i>Brachysira brebissonii</i>	56.2	0.049
2	Corpo Central e Taquacetuba	Superetrófico	verão	<i>Fragilaria sp.1</i>	82.2	0.014
				<i>Fragilaria cf. crotonensis</i> var. <i>oregona</i>	78.0	0.018
				<i>Fragilaria rumpens</i> var.1		
4	Rio Grande	Mesotrófico	verão	<i>Achnantheidium</i>	85.4	0.019
				<i>catenatum</i>	72.1	0.010
5	Complexo Billings (exceto RP07)	Mesotrófico a supereutrófico	Inverno	<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>granulata</i>	51,8	0.005

### 5.3. CARACTERIZAÇÃO DAS DIATOMÁCEAS DE SEDIMENTOS SUPERFICIAIS NO COMPLEXO BILLINGS

#### 5.3.1. Características abióticas dos sedimentos

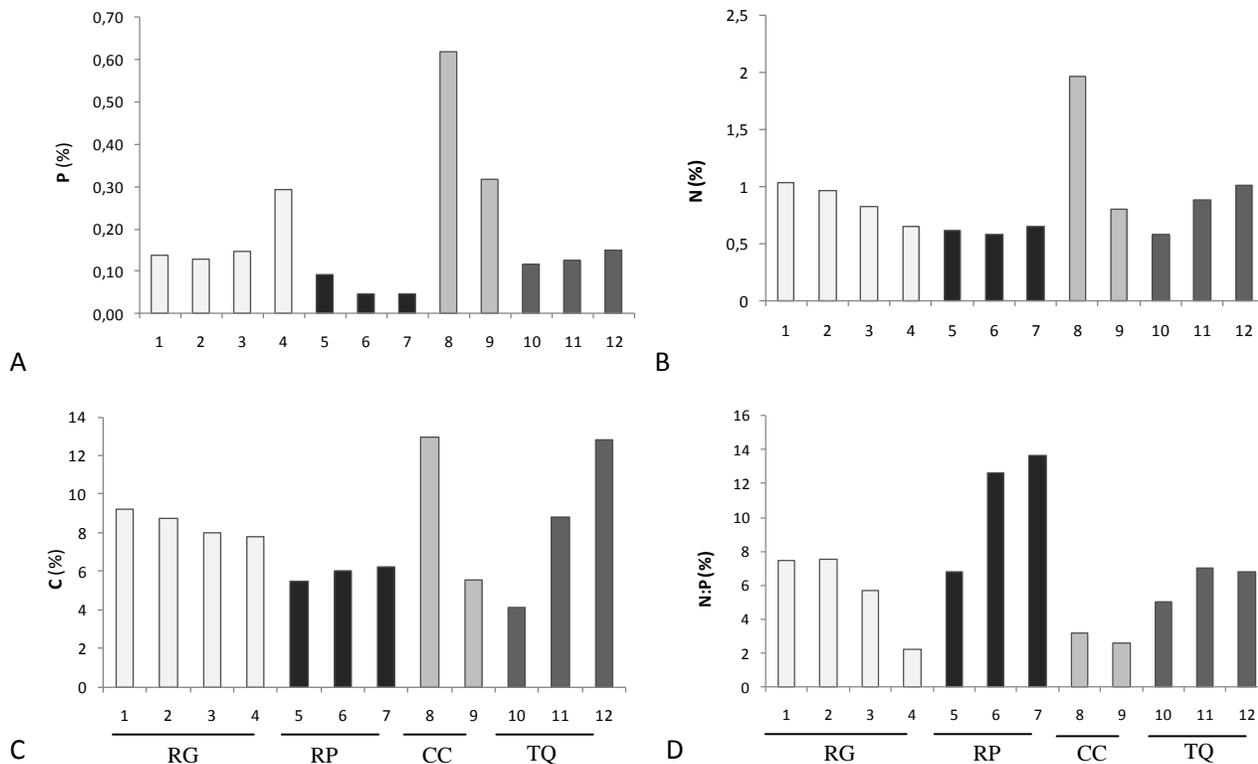
**Granulometria** - Os resultados granulométricos mostram a predominância de grãos muito finos (abaixo de  $63 \mu\text{m}$ ) para todo o complexo, com dominância de silte ( $31\text{-}2 \mu\text{m}$ ), considerando desde silte muito fino a muito grosso (80-90%), em todas as estações de amostragem (Fig. 23).



**Figura 23.** Granulometria dos sedimentos superficiais nas estações de amostragem do Complexo Billings. RG: Rio Grande, RP: Rio Pequeno, CC: Corpo Central e TQ: Taquacetuba.

**Carbono, Nitrogênio e Fósforo Total** – As maiores porcentagens de carbono, nitrogênio e fósforo total foram encontradas no Corpo Central, especialmente, no CC08 (Figura 24 A, B, C).

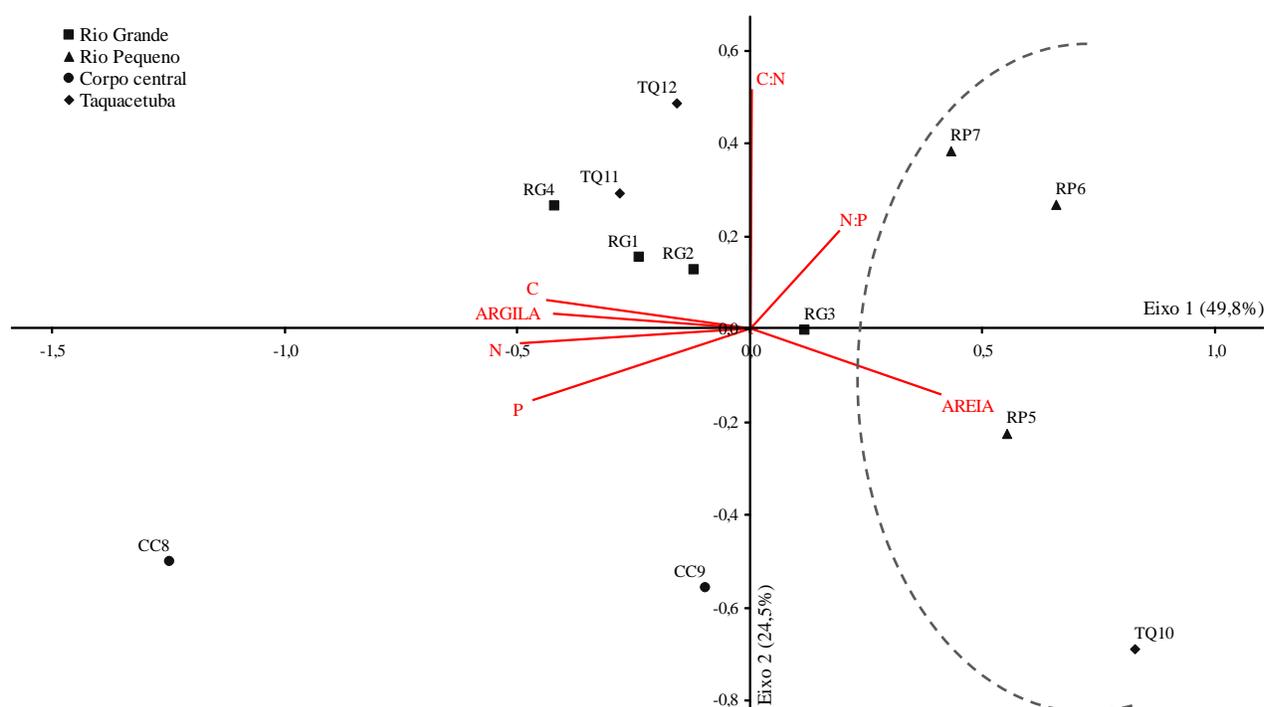
As contribuições de fósforo total apresentaram grande variação, 0,05 a 0,62% de massa seca de sedimento, com os menores valores encontrados no Rio Pequeno (RP) e os maiores, no Corpo Central. Observa-se, também, elevada contribuição a montante da Represa Rio Grande (RG04), que apresentou 50% mais de fósforo do que as demais estações de amostragem desse compartimento (RG01 a RG03) (Fig. 24A). O nitrogênio total teve valores mais expressivos apenas no CC08 (1,96%), variando de 0,58 a 1,0 % nas demais unidades amostrais (Fig. 24B). Quanto ao carbono, duas estações de amostragem atingiram as maiores contribuições (~13%), TQ12 (braço Taquacetuba) e CC8 (Corpo Central). O Rio Grande também apresentou valores relativamente elevados (7,7 a 9,2 %), enquanto o Rio Pequeno manteve a média mais baixa de 5,9 % (Fig. 24C). Ainda, nota-se redução expressiva das contribuições de carbono, fósforo e nitrogênio na estação CC09 quando comparada com CC08, e carbono e nitrogênio no TQ10 quando comparada às demais estações no Taquacetuba. A razão N:P foi notadamente maior no Rio Pequeno e menor no Corpo Central, locais onde foram registrados os valores mais baixos de fósforo e os mais elevados, consecutivamente (Fig. 24D).



**Figura 24.** Porcentagem de contribuição de fósforo (A), nitrogênio (B) e carbono (C) nos sedimentos superficiais do Complexo Billings. D: Razão N:P. RG: Represa Rio Grande, RP: braço Rio Pequeno, CC: Corpo Central e TQ: braço Taquacetuba.

### Análise conjunta dos dados abióticos

A análise conjunta dos dados abióticos, realizada a partir da análise de componentes principais, resumiu 74,3% da variabilidade conjunta dos dados nos dois primeiros componentes (Fig. 25, tabela 17). Houve a ordenação no lado positivo do eixo 1, das estações de amostragem do Rio Pequeno e TQ10, os quais se associaram, principalmente, aos maiores valores da razão N:P e areia ( $r \geq 0,5$ ) e aos menores de fósforo, carbono e nitrogênio. Em seu lado negativo, ordenou-se a estação de amostragem do Corpo Central (CC08), associada principalmente aos maiores valores de fósforo e nitrogênio ( $r \geq -0,8$ ). Nota-se também o distanciamento, no eixo 1, entre as estações do Corpo Central, com menor disponibilidade de nutrientes no CC09.



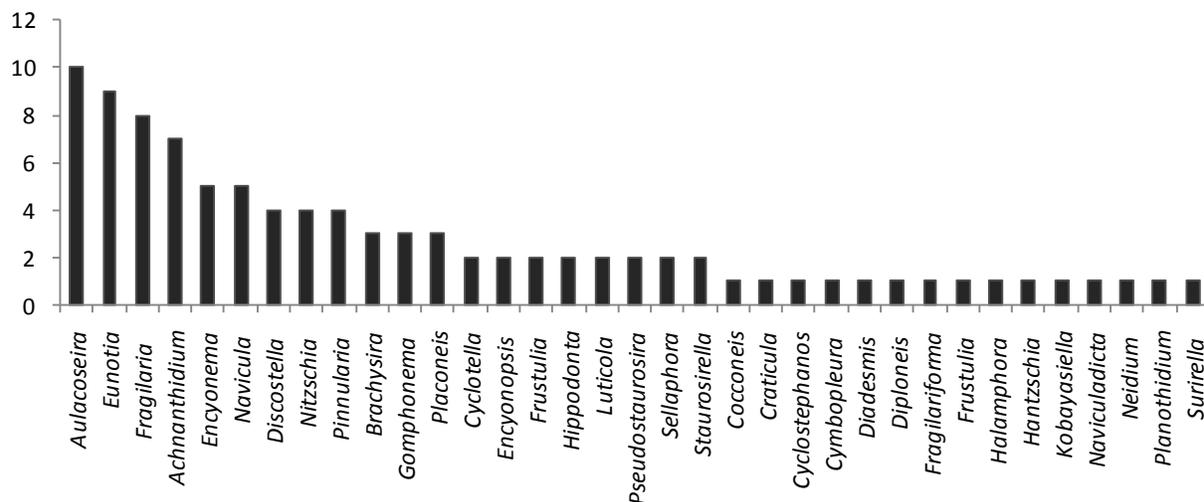
**Figura 25.** Análise dos componentes principais (PCA) com base em sete variáveis abióticas dos sedimentos de 12 estações de amostragens no Complexo Billings. RG: Represa Rio Grande, RP: Rio Pequeno; CC: Corpo Central e TQ: Braço Taquacetuba.

**Tabela 17.** Correlação das variáveis com os componentes principais 1 e 2.

Variáveis	Eixo 1	Eixo 2
Fósforo total: <i>P</i>	<b>-0,827</b>	0,683
Carbono total: <i>C</i>	<b>-0,800</b>	-0,641
Nitrogênio total: <i>N</i>	<b>-0,850</b>	0,723
Areia	<b>0,775</b>	-0,600
Argila	<b>0,787</b>	-0,619
N:P	<b>0,531</b>	0,281
C:N	0,064	0,004

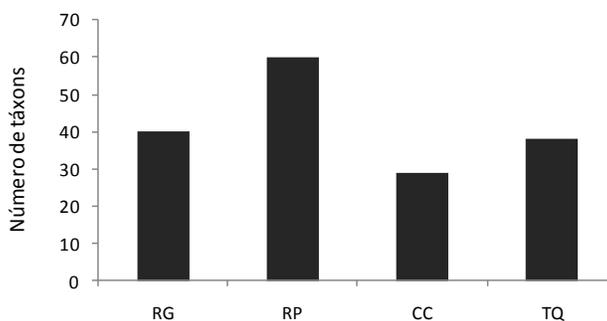
### 5.3.2. Composição e diversidade de espécies de diatomáceas

Foram encontrados 94 táxons específicos e intraespecíficos, distribuídos em 36 gêneros (Fig. 26), sendo os mais bem representados *Aulacoseira* Thwaites (10 táxons), *Eunotia* Ehrenberg (9), *Fragilaria* Lyngbye (8) e *Achnanthisidium* Kutzing (7). Conjuntamente, esses quatro gêneros totalizaram 35,4% da riqueza específica encontrada. Quinze gêneros foram representados por apenas uma espécie, contribuindo com 15,6% dos táxons identificados.

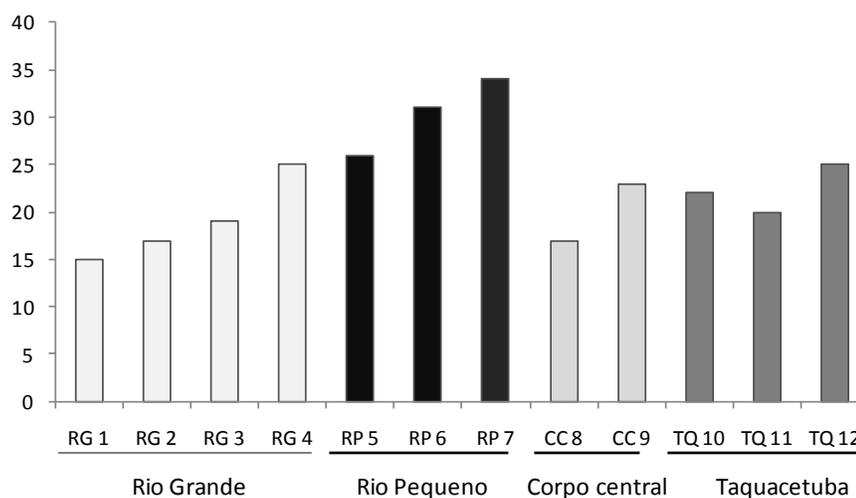


**Figura 26.** Contribuição de cada gênero para o total de táxons de diatomáceas presentes nos sedimentos superficiais do Complexo Billings.

A riqueza de espécies foi notadamente maior no Rio pequeno (60 táxons), seguida pelo Rio Grande (40), Taquacatuba (38) e, finalmente, pelo Corpo Central (29), o menos especioso do Complexo Billings (Fig. 27). Considerando as estações de amostragem, RP07 foi o mais bem representado em número de espécies (34), seguido pelas outras estações do Rio Pequeno (RP05, RP06). Nota-se que a riqueza foi crescente em direção aos tributários, tanto no braço Rio pequeno, quanto na Represa Rio Grande. As estações com menor número de espécies foram as três primeiras do Braço Rio Grande (RG01 a RG03) e a CC08 do Corpo Central (Fig. 28).



**Figura 27.** Riqueza em espécies de diatomáceas dos sedimentos superficiais por compartimento do Complexo Billings. RG: Rio Grande. RP: Rio Pequeno. CC: Corpo Central. TQ: Taquacetuba.



**Figura 28.** Riqueza em espécies de diatomáceas dos sedimentos superficiais nas estações de amostragem por compartimentos do Complexo Billings.

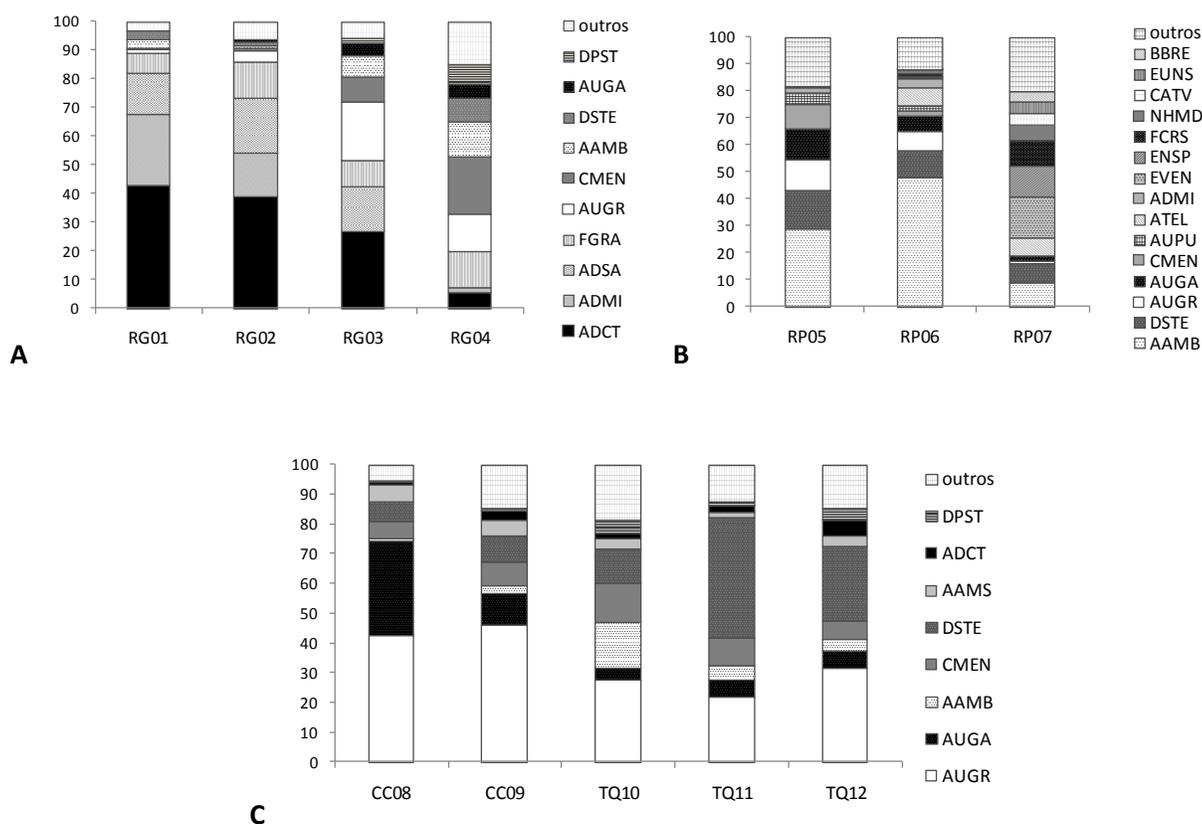
As abreviações dos táxons constam na tabela 18. Não houve espécies de diatomáceas dominantes nos sedimentos de superfície, as maiores contribuições foram dadas por *Aulacoseira ambigua* (AAMB, 47,9%) no RP06, *Aulacoseira granulata* var. *granulata* (AUGR, 42,3 e 45,9%, respectivamente no CC08 e CC09) e por *Achnanthisdium catenatum* (ADCT, 42,9%) no RG01 (Fig. 29A, B, C).

Na Represa Rio Grande, *Cyclotella meneghiniana* (CMEN) foi a espécie mais abundante a montante (RG04), com apenas 20% de abundância, sendo substituída ao longo desta represa até a barragem por *Achnanthisdium catenatum* (ADCT, RG01-03). Observa-se que a maior riqueza foi encontrada a montante, diminuindo gradativamente em direção à barragem, concomitante, com o aumento das abundâncias dos táxons (Fig. 29A).

No braço Rio Pequeno, nota-se a maior riqueza de espécies, especialmente no RP07, cuja maior contribuição individual foi de apenas 15,7% (EVEN, *Eunotia veneris*). As estações de

amostragem situadas mais a jusante do braço (RP05, RP06) apresentaram a segunda maior riqueza do complexo, porém a contribuição das abundantes foi mais destacada (AAMB, *Aulacoseira ambigua*, 47,9%) e *Discostella stelligera* (DSTE, 28,6%) (Fig. 29B).

Espécies de *Aulacoseira* também estiveram bem representadas no Corpo Central e Taquacetuba, com destaque para *Aulacoseira granulata* var. *granulata* (AUGR), que atingiu 42,3 e 45,8 % de abundância. No braço Taquacetuba, a riqueza foi um pouco maior, e com melhor distribuição entre as espécies abundantes (Fig. 29C).



**Figura 29.** Abundância relativa das espécies de diatomáceas com contribuição conjunta  $\geq 80\%$  dos sedimentos superficiais das estações de amostragem do Complexo Billings. A: Rio Grande, B: Rio Pequeno, C: Corpo Central e Taquacetuba. Códigos das espécies conforme tabela 15.

**Tabela 18.** Códigos das diatomáceas abundantes presentes nos sedimentos superficiais do Complexo Billings.

CÓDIGO	ESPÉCIES
AAMB	<i>Aulacoseira ambigua</i> (Grunow) Simonsen
ADCT	<i>Achnantheidium catenatum</i> (Bily & Marvan) Lange-Bertalot
ADMI	<i>Achnantheidium minutissimum</i> (Kützing) Czarnecki
ADSA	<i>Achnantheidium</i> cf. <i>saprophilum</i> (Kobayasi & Mayama) Round & Bukhtiyarova
ATEL	<i>Aulacoseira</i> cf. <i>tenella</i> (Nygaard) Simonsen
AUGA	<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i> var. <i>angustissima</i> (O.M.) Simonsen
AUGR	<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>granulata</i> (Ehr.) Simonsen
AUPU	<i>Aulacoseira pusilla</i> (Meister) Tuji et Houki
AUTL	<i>Aulacoseira tenella</i> (Nygaard) Simonsen
BBRE	<i>Brachysira brebissonii</i> Ross in Hartley
CATO	<i>Cyclotella atomus</i> Hustedt
CBNA	<i>Cymbopleura naviculiformis</i> (Auerswald) Krammer
CMEN	<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing
CATV	<i>Cyclotella</i> cf. <i>atomus</i> var.1 Hustedt
DCOF	<i>Diadesmis confervacea</i> Kützing
DPST	<i>Discostella pseudostelligera</i> (Hustedt) Houk & Klee
DSTE	<i>Discostella stelligera</i> (Cleve & Grun.) Houk & Klee
DWOL	<i>Discostella</i> cf. <i>woltereckii</i> (Hustedt) Houk & Klee
EVEN	<i>Eunotia veneris</i> (Kützing) De Toni
ENSP	<i>Encyonopsis subcapitata</i>
EUNS	<i>Eunotia</i> sp.
FCRS	<i>Frustulia crassinervia</i> (Breb.) Lange-Bertalot et Krammer
FFRA	<i>Fragilaria</i> cf. <i>crotonensis</i> var. <i>oregona</i> Sovereign
FRUM	<i>Fragilaria</i> sp.1 (complexo <i>S. rumpens</i> ) (Kütz.) Carlson
FVAU	<i>Fragilaria vaucheriae</i> (Kützing) Petersen
FGRA	<i>Fragilaria gracilis</i> Oestrup
NHMD	<i>Navicula heimansioides</i> Lange-Bertalot
NPAL	<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W.Smith
PBRN	<i>Pinnularia brauniana</i> (Grunow) Mills
PRST	<i>Planothidium rostratum</i> (Oestrup) Lange-Bertalot

Em relação ao Índice de Simpson (tabela 19), maior diversidade foi registrada para o RP07, com valores acima de 0,90 e equitatividade máxima de 0,40; seguido pelo RG04, com diversidade de 0,89 e equitatividade de 0,38. Ambas as estações localizam-se na entrada de tributários. Todas as demais estações de amostragem apresentaram equitatividade muito baixa, especialmente no Corpo Central e Taquacetuba, indicando que o índice de diversidade observado atingiu apenas 13 a 34% de seu valor máximo, ou seja, mostrando pouca uniformidade de repartição das espécies, com abundância de algumas poucas espécies.

**Tabela 19.** Riqueza, Índice de Simpson (1-D) e Equitatividade (E) das diatomáceas de sedimentos superficiais dos compartimentos no Complexo Billings.

Compartimento	Estação	Riqueza (R)	Índice de Simpson (1-D)	Equitatividade (E)
<b>Rio Grande (RG)</b>	RG01	11	0,73	0,34
	RG02	17	0,77	0,26
	RG03	19	0,84	0,33
	RG04	25	0,89	0,38
<b>Rio Pequeno (RP)</b>	RP05	26	0,86	0,27
	RP06	31	0,75	0,13
	RP07	34	0,93	0,40
<b>Corpo Central (CC)</b>	CC08	17	0,71	0,20
	CC09	23	0,76	0,18
<b>Taquacetuba (TQ)</b>	TQ10	22	0,86	0,33
	TQ11	20	0,77	0,22
	TQ12	25	0,82	0,23

### 5.2.2. Avaliação conjunta das espécies de diatomáceas dos sedimentos superficiais

A similaridade entre as estações de amostragem com base nas espécies com contribuição > 2%, no total de 30 táxons específicos e infraespecíficos, foi avaliada a partir do índice de similaridade de Bray-Curtis. Esta análise agrupou as estações de amostragem do Complexo Billings pela heterogeneidade do estado trófico da água e espacial existente no reservatório (Fig. 30). Aplicando um corte de 50% de similaridade, observa-se a separação de dois grandes grupos. Grupo 1 composto pelas três primeiras estações do Rio Grande (RG01, RG02, RG03), mesotróficas (Fig. 14) e grupo 2 compreendido pelas estações de amostragem eutróficas a supereutróficas (RG04, RP05, todas do braço Taquacetuba e do Corpo Central). Isoladamente, estão as estações mais a montante do Rio Pequeno, RP06 a qual oscila em trofia de acordo com a época do ano, e RP07 considerada mesotrófica (tabela 8, Figura 14).

As estações de amostragem da Represa Rio Grande (RG 01, 02 e 03) apresentaram ~77 % de similaridade, sendo marcadamente dissimilar das demais do complexo Billings. As espécies que se destacaram no grupo 1 foram *Achnanthydium catenatum* (ADCT), *A. minutissimum* (ADMI), *A. cf. saprophilum* (ADSA), *Fragilaria gracilis* (FGRA) e *Cyclotella atomus* (CATO).

O grupo 2, formado pelas estações eutróficas a hipereutróficas, se associou a ~63% de similaridade, porém, excluindo RG04, a um nível de ~73%. Várias espécies se associaram a este

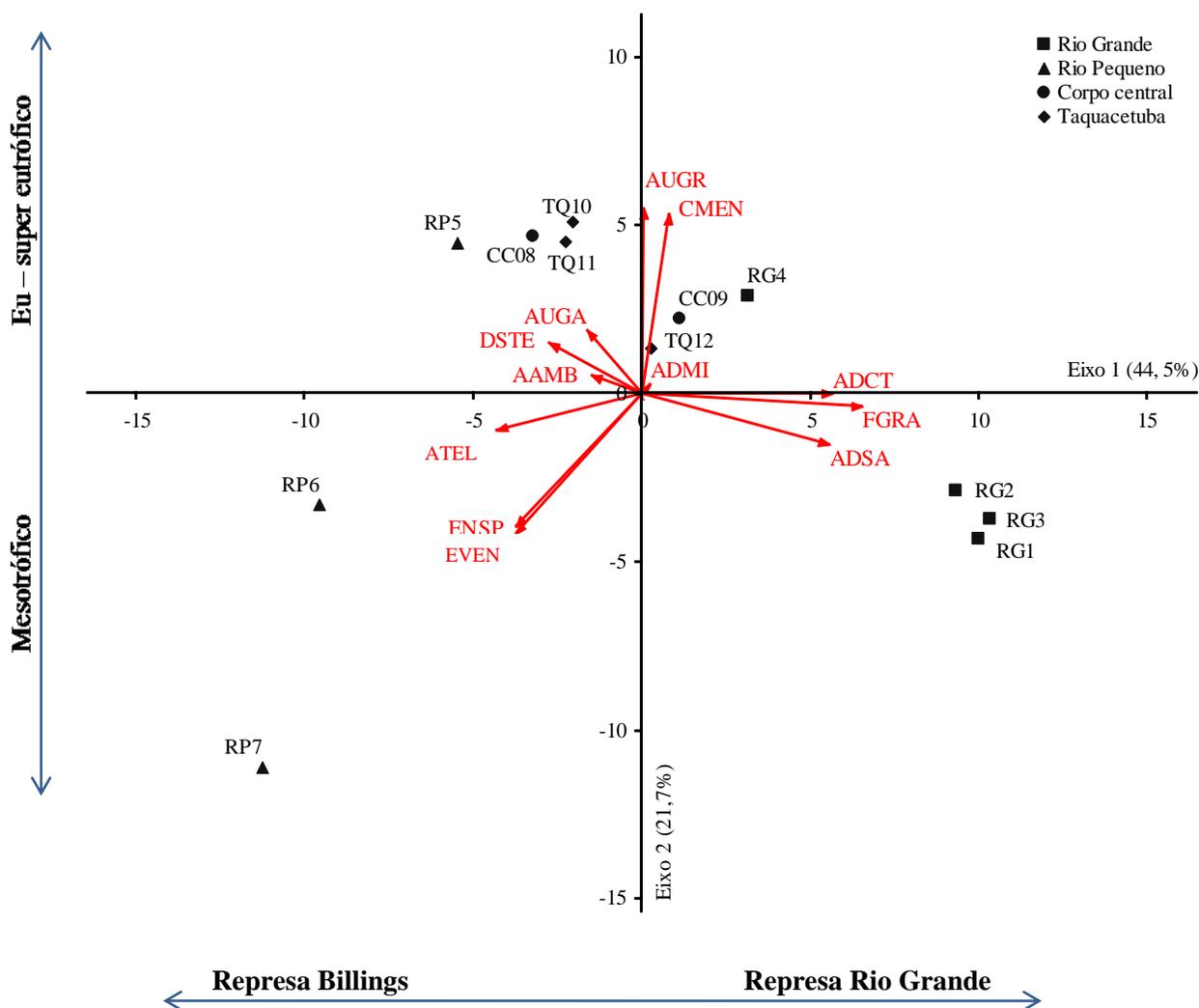


A análise conjunta a partir de 12 espécies abundantes, realizada pela análise de componentes principais, resumiu 66,3% da variabilidade conjunta dos dados nos dois primeiros componentes (Fig. 31, tabela 20).

No eixo 1, houve a ordenação espacial existente no Complexo Billings, ou seja, no lado negativo ordenaram-se as estações de amostragem da Represa Billings, enquanto que, no lado positivo, ordenaram-se as estações da Represa Rio Grande. As últimas, principalmente RG01, RG2 e RG03, foram associadas com as maiores abundâncias de *Achnanthydium catenatum* (ADCT), *A. cf. saprophilum* (ADSA) e *Fragilaria gracilis* (FGRA) ( $r \geq 0,8$ ). No extremo do lado negativo do eixo 1, ordenaram-se as estações do Rio Pequeno associadas com a maior representação de *Discostella stelligera* (DSTE), *Aulacoseira cf. tenella* (ATEL), *Encyonopsis subcapitata* (ENSP) e *Eunotia veneris* (EVEN). Destaca-se, todavia, que as estações de amostragem a montante deste braço (RP06 e RP07) também se ordenaram do lado extremo negativo do eixo 2, associando-se, principalmente, com as três últimas espécies citadas (ATEL, ENSP e EVEN,  $r \geq -0,6$ ). Ainda, no eixo 2, a ordenação deu-se em função das diferenças do estado trófico da água, separando do lado positivo todas as estações de amostragem eutróficas a supereutróficas (CC e TQ), com a aproximação de RG04 e RP05, espacialmente pertencentes a outros compartimentos. As espécies mais associadas a essas unidades amostrais foram *Aulacoseira granulata* var. *granulata* (AUGR) e *Cyclotella meneghiniana* (CMEN) com  $r \geq 0,8$ ). No lado negativo, ordenaram-se todas as estações mesotróficas do Rio Grande e Rio Pequeno, incluindo RP06, que embora seja eutrófico, apresentou características mesotróficas dependendo do período climático (verão).

**Tabela 20.** Correlação das espécies com os componentes principais 1 e 2.

Variáveis	Eixo 1	Eixo 2	Variáveis	Eixo 1	Eixo 2
AUGA	-0,450	0,481	AUGR	0,084	<b>0,820</b>
ADCT	<b>0,829</b>	0,006	CMEN	0,317	<b>0,809</b>
ADMI	0,181	0,194	DSTE	<b>-0,581</b>	0,432
ADSA	<b>0,824</b>	-0,435	ENSP	<b>-0,678</b>	<b>-0,695</b>
ATEL	<b>-0,730</b>	-0,370	EVEN	<b>-0,675</b>	<b>-0,713</b>
AAMB	-0,436	0,261	FGRA	<b>0,892</b>	-0,221



**Figura 31.** Análise dos componentes principais (ACP) com base em 12 espécies abundantes de diatomáceas presentes nos sedimentos superficiais de 12 estações de amostragem do Complexo Billings. RG: Represa Rio Grande, RP: Rio Pequeno; CC: Corpo Central, TQ: Braço Taquacetuba. Abreviação das espécies conforme tabela 18.

A análise conjunta das 12 espécies com seis fatores abióticos (fósforo total, nitrogênio total, areia, argila, razão N:P e C:N) foi feita mediante análise de correspondência canônica (ACC) e resumiu 71% da variabilidade dos dados em seus dois primeiros componentes (Fig. 32, tabela 21). Os autovalores para os eixos 1 ( $\lambda_1 = 0,282$ ) e 2 ( $\lambda_2 = 0,102$ ) foram estatisticamente significativos ( $p = 0,039$ ) pelo teste de Monte Carlo. Ainda, a correlação espécie-ambiente foi estatisticamente significativa para os dois eixos da ACC ( $p = 0,040$ ).

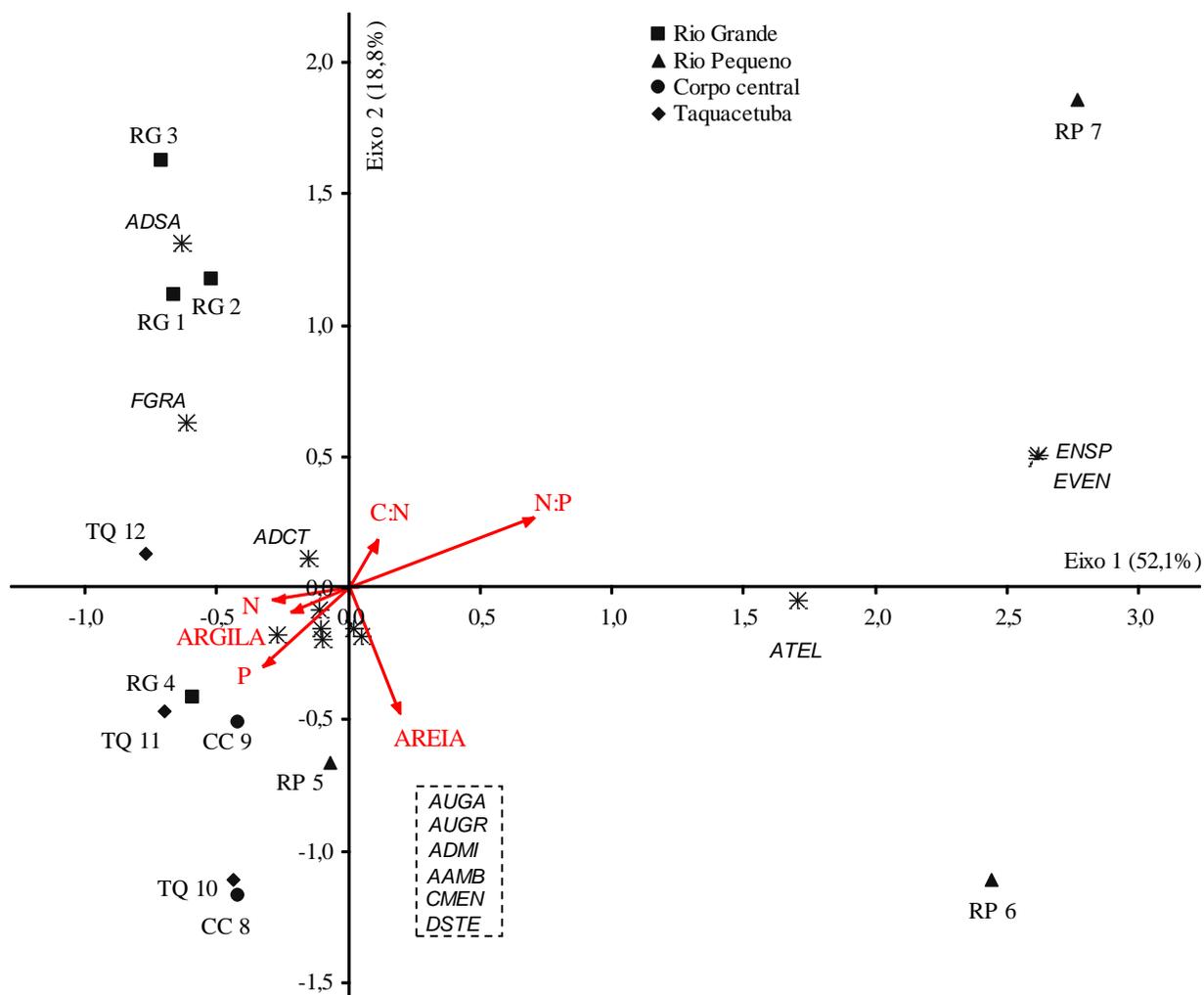
No primeiro eixo houve a completa separação das estações de montante do Rio Pequeno (RP07 e 06) em relação às demais do Complexo Billings. As correlações “intra-set” e o coeficiente canônico indicaram que o nitrogênio, fósforo e a razão N:P foram as variáveis de maior peso na ordenação do eixo 1 (tabela 22). As unidades amostrais RP07 e RP06

posicionaram-se do lado direito, associadas à maior razão N:P e às menores contribuições de nutrientes. As espécies mais associadas a estas estações foram *Eunotia veneris* (EVEN), *Encyonopsis subcapitata* (ENSP) e *Aulacoseira cf. tenella* (ATEL), que apresentaram correlação  $\geq 0,8$  com o eixo 1. Do lado esquerdo deste eixo, houve a ordenação das demais estações do complexo Billings, associadas com a maior contribuição de nutrientes e argila (tabela 19). No eixo 2, ocorreu a ordenação dessas unidades amostrais. No lado positivo situaram-se as caracterizadas como mesotróficas, quer sejam, as três unidades amostrais do Rio Grande (RG01, RG02 e RG03), juntamente com o RP07 (do outro lado do eixo 1), associadas com os menores teores de areia e fósforo. As espécies associadas às unidades amostrais mesotróficas do Rio Grande e mais correlacionadas com o lado positivo do eixo 2 foram *Achnanthydium cf. saprophilum* (ADSA,  $r = 0,7$ ) e *Fragilaria gracilis* (FGRA,  $r = 0,5$ ). No quadrante negativo dos eixos, situaram-se as estações do Corpo Central (CC08, CC09), Taquacetuba (TQ10, TQ11), Rio Pequeno (RP05) e a estação a montante do Rio Grande (RG04), todas classificadas como eutróficas ou supereutróficas. Associadas a estas estão *Aulacoseira ambigua* (AAMB), *A. granulata var. angustissima* (AUGA), *A. granulata var. granulata* (AUGR), *Cyclotella meneghiniana* (CMEN) e *Discostella stelligera* (DSTE), todas com  $r \geq -0,5$  com o eixo2 (tabela 23).

Em síntese, enquanto a PCA mostrou a maior influência dos grandes compartimentos espaciais do Complexo Billings (Represa Rio Grande e Represa Billings) e, depois, do estado trófico na estruturação das diatomáceas, a CCA indicou a maior influência da trofia (eixo 1), seguida pelos grandes compartimentos espaciais (eixo 2). Em ambas as análises, as espécies mais associadas aos respectivos grupos de unidades amostrais permaneceram praticamente as mesmas, indicando a consistência dos resultados obtidos.

**Tabela 21.** Síntese dos resultados da ACC realizada a partir da densidade de 12 táxons de diatomáceas (%).

	<b>Eixo 1</b>	<b>Eixo 2</b>
Autovalores ( $\lambda$ )	0,282	0,102
Porcentagem de variância explicada	52,1	18,8
Porcentagem de variância acumulada	52,1	70,9
Correlação de Pearson (espécie-ambiente)	0,961	0,877
Teste de Monte Carlo	Autovalores	0,024
	Correlação espécie-ambiente	0,019



**Figura 32.** Ordenação pela ACC das unidades amostrais do Complexo Billings. O código das espécies segue conforme tabela 18.

**Tabela 22.** Coeficientes canônicos e correlações “intra-set” das variáveis abióticas com os eixos 1 e 2 da ACC, realizada com a abundância relativa de 24 táxons de diatomáceas (%) épocas de inverno e verão, em 12 unidades amostrais.

	Coeficiente Canônico		Coeficiente de Correlação “intra-set”	
	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 1	Eixo 2
<i>P</i> : fósforo	<b>-0,377</b>	-0,357	<b>-0,381</b>	-0,260
<i>N</i> : nitrogênio	<b>-0,334</b>	-0,084	<b>-0,339</b>	-0,009
<i>AREIA</i>	0,161	<b>-0,489</b>	0,216	<b>-0,460</b>
<i>ARGILA</i>	-0,273	-0,151	-0,265	-0,099
<i>N:P</i>	<b>0,823</b>	0,366	<b>0,799</b>	0,233
<i>C:N</i>	0,080	0,220	0,116	0,151

**Tabela 23.** Correlação das espécies com os componentes principais 1 e 2.

Variáveis	Eixo 1	Eixo 2	Variáveis	Eixo 1	Eixo 2
AUGA	0,066	<b>-0,521</b>	AUGR	-0,533	<b>-0,664</b>
ADCT	<b>-0,558</b>	0,323	CMEN	-0,667	<b>-0,597</b>
ADMI	-0,120	-0,273	DSTE	0,137	<b>-0,653</b>
ADSA	-0,297	<b>0,691</b>	ENSP	<b>0,988</b>	0,187
ATEL	<b>0,829</b>	-0,053	FGRA	-0,483	<b>0,534</b>
AAMB	-0,261	<b>-0,505</b>	EVEN	<b>0,984</b>	0,227

Para a análise de espécies indicadoras (IndVal), os grupos pré-selecionados basearam-se nas análises multivariadas realizadas (componentes principais e correspondência canônica) e consideraram principalmente, o estado trófico, de forma a se obter três grupos:

Grupo I: Mesotrófico: Represa Rio Grande (RG01 a RG03)

Grupo II: Mesotrófico: braço Rio Pequeno (RP06, RP07)

Grupo III: Eutrófico/supereutrófico: RG04, RP05, Corpo Central e Taquacetuba

Os resultados estão apresentados na tabela 24. Onze táxons foram considerados indicativos desses grupos, apresentando valores significantes ( $p \leq 0,05$ ), os quais estiveram acima de 69% (tabela 25).

**Tabela 24.** Valor indicativo (VI) e significância estatística ( $p$ ) dos táxons de diatomáceas e seus respectivos grupos. Em destaque, VI significativo e  $\geq 50\%$ .

Táxon	Grupo	Valor Indicativo (VI)	$p$
<i>Achnantheidium catenatum</i>	1	90.5	0.0010*
<i>Achnantheidium cf. saprophilum</i>	1	100.0	0.0050*
<i>Achnantheidium minutissimum</i>	1	54.5	0.3930
<i>Fragilaria gracilis</i>	1	81.7	0.0260*
<i>Aulacoseira cf. tenella</i>	2	97.0	0.0210*
<i>Brachysira brebissonii</i>	2	100.0	0.0220*
<i>Aulacoseira ambigua</i>	2	63.5	0.0640
<i>Encyonopsis subcapitata</i>	2	100.0	0.0220*
<i>Eunotia veneris</i>	2	100.0	0.0220*
<i>Frustulia crassinervia</i>	2	100.0	0.0220*
<i>Navicula heimansioides</i>	2	80.3	0.0830
<i>Aulacoseira granulata var. granulata</i>	3	69.2	0.0070*
<i>Aulacoseira granulata var. angustissima</i>	3	64.8	0.1340
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	3	70.7	0.0040*
<i>Aulacoseira pusilla</i>	3	48.1	0.3120
<i>Discostella stelligera</i>	3	62.0	0.1010
<i>Discostella pseudostelligera</i>	3	73.1	0.0180*

\* valor significativo ( $p = < 0,05$ )

**Tabela 25.** Síntese dos táxons de diatomáceas presentes nos sedimentos superficiais do Complexo Billings com valor indicativo significativo ( $p \leq 0,05$ ) para os diferentes grupos pré-selecionados.

Grupo	Compartimento	Condição trófica	Táxon	VI	<i>p</i>
1	Rio Grande (RG01 a RG03)	mesotófico	<i>Achnantheidium cf. saprophilum</i>	100,0	0,001
			<i>Achnantheidium catenatum</i>	90,5	0,005
			<i>Fragilaria gracilis</i>	81,7	0,026
2	Rio Pequeno (RP06, RP07)	mesotrófico	<i>Brachysira brebissonii</i>	100,0	0,022
			<i>Encyonopsis subcapitata</i>	100,0	0,022
			<i>Eunotia veneris</i>	100,0	0,022
			<i>Frustulia crassinervia</i>	100,0	0,022
			<i>Aulacoseira cf. tenella</i>	97,0	0,021
3	RG04, RP05, Corpo Central Taquacetuba	eutrófico supereutrófico	<i>Discostella pseudostelligera</i>	73,1	0,018
			<i>Cyclotella meneghiniana</i>	70,7	0,004
			<i>A. granulata var. granulata</i>	69,2	0,007

## 6. DISCUSSÃO

---

### 6.1. CARACTERIZAÇÃO LIMNOLÓGICA DO COMPLEXO BILLINGS

Os resultados obtidos e, particularmente, da análise de componentes principais (ACP) e do índice de estado trófico (IET), confirmam a heterogeneidade espacial do complexo Billings em relação ao estado trófico, que foi influenciada pela compartimentalização espacial no complexo, mas também pelos períodos climáticos (inverno e verão). O IET de Lamparelli (2004) classificou o complexo Billings desde mesotrófico a supereutrófico, dependendo, sobretudo, da localização das estações de amostragem. Verificou-se, mesmo gradiente de variação do estado trófico para ambos os períodos climáticos, sendo o Corpo Central o mais degradado, seguido pelo Taquacetuba, Rio Grande e, finalmente, pelo Rio Pequeno, com destaque para região a montante (RP07).

O Corpo Central é sem dúvida a região mais comprometida de todo o Complexo Billings, sendo classificado como supereutrófico em ambos os períodos climáticos. Apresentou os valores mais elevados de fósforo (verão) e de nitrogênio de todo complexo, sendo que o fósforo total chegou a ser 40x maior do que nos braços Rio Pequeno e Rio Grande (exceto em RG04, que também apresentou níveis elevados deste nutriente). A eutrofização neste Complexo, reportada desde 1951 (Rocha & Branco 1985), vem se agravando, principalmente, pelos quase 70 anos de bombeamento de esgoto gerado em parte da RMSP, via Rio Tietê e Rio Pinheiros (Capobianco & Whately 2002). Ainda, conforme estes autores há também aporte pontual e difuso de esgoto diretamente para o Corpo Central ou via tributários oriundo da grande concentração de moradias sem saneamento básico, além da ressuspensão de sedimentos contaminados.

A degradação do Corpo Central vem comprometendo a qualidade da água dos demais braços do Complexo, onde são reportadas florações de cianobactérias frequentemente (Moschini-Carlos *et al.* 2009, Cetesb 2010) ou mais isoladas, como no Rio Pequeno (RP05, RP06) (Souza *et al.* 1998). O IET nestes braços variou de mesotrófico (RP06/verão e TQ11/inverno) a supereutrófico. Embora os compartimentos sejam afetados pelo Corpo Central, a qualidade de suas águas não se equivale a tal. Como observado no presente (sentido Corpo Central para Rio Pequeno) e por Lamparelli (2004), há um decréscimo das concentrações de fósforo e clorofila-a em direção à barragem, situada mais adiante do braço Rio Pequeno (canal Summit).

O braço Taquacetuba, embora menos contaminado do que o Corpo Central por não receber efluentes diretamente, também se encontra em estado crítico. Todavia, há controvérsias

sobre a qualidade da água deste braço. A Cetesb, companhia que monitora o Complexo Billings desde a década de 70 (Capobianco & Wathely 2002), observou melhoria pela avaliação da estrutura da comunidade fitoplanctônica de ambos Taquacetuba e Corpo Central. Embora as florações ainda estejam acima da média permitida pela legislação do Conama, houve uma diminuição em relação aos anos anteriores a 2007 (Cetesb 2008, 2010), com consequente melhora no IET, classificado como mesotrófico em vários meses. As razões para esta mudança ainda não foram totalmente esclarecidas, podendo estar associadas ao sistema de flotação do Rio Pinheiros, a mudanças no padrão de circulação e composição da água devido à construção do Rodoanel, ou, ainda, ao aparecimento da espécie invasora *Ceratium furcoides* (Cetesb 2010), um dinoflagelado também encontrado em outros reservatórios brasileiros (Santos-Wisniewski 2007). Entretanto, os níveis de células de cianobactérias ainda permanecem elevados no Taquacetuba e vários trabalhos o classificam de eutrófico a hipereutrófico (Matsuzaki 2007, Nishimura 2008, Moschini-Carlos *et al.* 2009, Moschini-Carlos *et al.* 2010, Cesteb 2010). Presentemente, o mesmo foi considerado meso (TQ11), eutrófico (TQ10) a supereutrófico (TQ12) no inverno e supereutrófico no verão. Logo, não foi observada melhora no IET, havendo grande perda da qualidade da água no verão. Ainda, foi possível observar que o período de construção do Rodoanel, de 2007 a 2010 (<http://www.rodoanel.sp.gov.br>), foi coincidente com a melhora da qualidade da água observada neste braço.

A degradação do Corpo Central também atinge o braço Rio Pequeno, que foi caracterizado como mesotrófico, eutrófico a supereutrófico, dependendo do local e da época do ano. O Instituto Sócio Ambiental (Capobianco & Wathely 2002) classificou a região nas proximidades com o Corpo Central como eutrófica, além de reportar contaminação por alumínio até o meio do braço, o qual, segundo estes autores, não sofreria mais influência do Corpo Central. Contudo, no presente foi observado o avanço da poluição pelo braço Rio Pequeno, de forma que apenas a região de montante (RP07) foi classificada como mesotrófica em ambos os períodos climáticos. A interferência das águas poluídas do Corpo Central foi particularmente maior no inverno, no entanto, Souza *et al.* (1998) registrou floração de *Cylindrospermopsis raciborskii* por vários meses, abrangendo o período de verão (novembro a maio). Neste estudo, a região a montante do Rio Pequeno (RP07) foi considerada um ambiente de referência para o Complexo Billings, por ser a única classificada como mesotrófica (sem interferência de manejo), independentemente da época do ano.

A maior fonte de poluição na Represa Rio Grande, após seu isolamento do Corpo Central, provém dos tributários Rio Grande da Serra e Ribeirão Pires, ocorrendo diluição no sentido montante-jusante até a barragem (Cetesb 2004, 2008, Moschini-Carlos *et al.* 2010). De fato, a região de montante (RG04) foi presentemente classificada como supereutrófica em ambos os períodos climáticos, passando para mesotrófica nas demais estações de amostragem, sentido barragem (RG03, RG02, RG01). Todavia, a aplicação de algicidas, que ocorre a partir da estação de amostragem RG03 (Sabesp, comunicação pessoal em 2009), contribui para o decréscimo de clorofila-a, e, assim, para o aumento da transparência da água e menores valores de PT, todos integrantes do Índice de Estado Trófico. Desta forma, a melhoria da qualidade da água (de supereutrófica para mesotrófica), deve-se, em grande parte, ao manejo desta represa, mediante aplicações de sulfato de cobre e peróxido de hidrogênio, dependendo da espécie de cianobactéria dominante. Enquanto o sulfato de cobre acumula-se no sedimento (Mariani & Pompeo 2008), o peróxido de hidrogênio é decomposto pela ação da temperatura (Mattos *et al.* 2003).

Além da disponibilidade de nutrientes, fatores físicos, como fluxo de água e padrões de circulação, também podem controlar a produtividade de represas e ecossistemas lênticos. Ambientes com maior fluxo de água tendem a apresentar menor produtividade fitoplanctônica e redução nos efeitos da eutrofização (Reynolds 2006). A Represa Billings apresenta regiões semilótica e lêntica, com tempo de residência variando de 392 a 720 dias (Cetesb 2007, 2004, respectivamente). Lamparelli (2004) atribuiu ao elevado tempo de residência a maior produtividade (clorofila-a) em relação às concentrações de fósforo na Billings quando comparada a outros reservatórios do Estado de São Paulo, ou seja, valores equivalentes de fósforo produzem maiores concentrações de clorofila-a. O controle do volume de água do Complexo Billings é feito pela Sabesp (captação de água e controle do volume na Represa Rio Grande e transposição no Taquacetuba) e EMAE (entrada de água pelo canal do Pinheiros e vazões de saída pelo canal “Summit Control”). Dependendo do volume armazenado e da velocidade de saída, o tempo de residência é alterado, afetando as densidades algais mesmo com a manutenção da mesma fonte de nutrientes (Lamparelli 2004). O tempo de residência também interfere no material em suspensão e na sedimentação, de forma que quanto maior o tempo de residência, menor a concentração de materiais em suspensão e maior sua sedimentação (Hakanson 2005).

Outro fator físico relevante e que tem interferência do período climático é o padrão de circulação da coluna d’água. Estudos realizados na Represa Rio Grande classificaram este sistema como polimíctico, com estratificações diárias não duradouras, que ocorrem

principalmente como estratificações diurnas de superfície (Maier 1985; Maier, Meyer & Takino 1985; Maier *et al.* 1997). Segundo os autores, este processo estaria relacionado ao clima regional, à localização e pequena profundidade da represa (Maier 1985), bem como à influência de correntes horizontais (Maier *et al.* 1997). Da mesma forma, foi verificado que na Billings os ciclos de estratificação e mistura de curta duração pouco interferem nos processos hidrodinâmicos (Castro 2010). No presente, houve circulação no inverno e, no período de verão, ocorreram desde misturas até estratificações bem definidas como no Rio Grande (exceto RG03) e Rio Pequeno. Todavia, conforme indicado pela ACP (Fig. 13), as condições limnológicas ao longo do perfil vertical foram muito similares, de forma que as camadas da superfície, meio e fundo permaneceram agrupadas em todas as estações de amostragem e em ambos os períodos de estudo.

Apesar dos períodos climáticos atípicos encontrados, ou seja, precipitação elevada para o período de inverno (usualmente seco) e muito acima da média histórica para o verão, as condições limnológicas do Complexo Billings foram grandemente influenciadas pelos períodos de estudo, que mantiveram diferenças acentuadas de temperatura, características de inverno e verão. A compartimentalização espacial foi mais evidente no inverno, sendo possível identificar diferenças intercompartimentos mais definidas do que no verão, muito provavelmente em função das elevadas precipitações no verão, além do aumento das vazões e, assim, da maior homogeneização das águas espacialmente mais próximas.

Como tendência geral, no período de inverno, houve maior disponibilidade das formas nitrogenadas com destaque para o Corpo Central, seguido pelo Taquacetuba e Rio Grande. No verão, ocorreu maior disponibilidade de fósforo, principalmente no Corpo Central, Taquacetuba e na região de montante da Represa Rio Grande, onde não há aplicação de algicida. Em ambos os períodos, o Rio Pequeno apresentou as menores concentrações de nitrogênio e fósforo. As diferenças limnológicas sazonais mais acentuadas foram encontradas no braço Taquacetuba e no Rio Pequeno. No verão, a qualidade de água do Taquacetuba apresentou grande declínio, passando para supereutrófica em todo este compartimento. Muito provavelmente uma conjuntura de fatores contribuiu para esta mudança, tais como maior proximidade de cargas orgânicas advindas do Corpo Central (maior reversão do Rio Pinheiros devido a época de enchentes) e do próprio braço, através dos tributários poluídos (capobianco e Wathely 2002); condições de anoxia no fundo propícias para o aporte interno de fósforo (Kalff 2002), juntamente com o aumento da temperatura e maior estabilidade térmica no verão, características favoráveis para o aparecimento

de floração de cianobactérias (Bicudo *et al.* 2007). Forte correlação ( $r = 0,719$ ) entre os teores de fósforo e de biomassa fitoplanctônica (clorofila-a) já foi reportado para Represa Billings (Lamparelli 2004).

No Rio Pequeno observou-se o oposto, uma melhoria na qualidade da água no verão, que passou de supereutrófica para eutrófica (RP05) e para mesotrófica (RP06), mantendo a mesotrofia na região de montante. Esta melhoria pode estar relacionada à grande quantidade de chuvas e com a diluição dessas águas, considerando a boa qualidade do seu principal tributário (Rio Pequeno), o entorno totalmente protegido, o distanciamento deste braço do foco de poluição, bem como o provável aumento da vazão neste período por conta das fortes chuvas. O contrário foi observado no inverno, onde RP05 e RP06 apresentaram a menor transparência de todo o complexo, acompanhado de altos valores de clorofila, indicando a maior interferência do Corpo Central neste período. Todavia, é possível que esta tendência de melhora das condições limnológicas do Rio Pequeno no verão possa não ser recorrente para esta época do ano, considerando a anormalidade das precipitações e a complexidade do manejo na operação de comportas no sistema.

Em síntese, confirma-se a heterogeneidade espacial do complexo Billings em relação ao estado trófico, que foi influenciada por vários fatores, como uso e ocupação do solo, manejo, considerando a aplicação de algicidas e o controle das vazões (o qual interfere também no aporte de nutrientes: Rio Pinheiros) e período climático. Todavia, a influência deste último fator sobre o estado trófico foi menor nas regiões mais degradadas do complexo (Corpo Central e a montante do Rio Grande) e menos degradadas (montante do Rio Pequeno). Ainda assim, em ambos os períodos foi observado o mesmo gradiente de degradação, ou seja, maior no Corpo Central, seguido pelo Taquacetuba, Rio Grande e, por último, pelo Rio Pequeno, particularmente, para a região de montante. Finalmente, destaca-se a baixa qualidade da água do braço Taquacetuba no local de transposição para Represa Guarapiranga, bem como a perda de qualidade em todo o braço no período de verão o que pode trazer implicações mais sérias para o abastecimento.

## **6.2. BIODIVERSIDADE E DISTRIBUIÇÃO DAS DIATOMÁCEAS PLANCTÔNICAS NO COMPLEXO BILLINGS**

A maior diversidade de diatomáceas planctônicas no Complexo Billings foi encontrada na região de montante do Rio Pequeno (RP07), a qual foi classificada como mesotrófica em ambos os períodos climáticos e considerada a região menos degradada do Complexo e, assim, adotada

como um local de referência neste estudo. Nesta região, a estrutura da comunidade apresentou maior riqueza e melhor repartição das espécies independentemente do período climático. Todavia, ao longo deste braço (RP06, RP05), em direção ao Corpo Central, verificou-se grande declínio de riqueza e diversidade, principalmente no período do inverno, quando essas regiões passaram para supereutróficas.

Maior biodiversidade em ambientes oligo/mesotróficos quando comparados aos eutróficos/supereutróficos vem sendo amplamente reportada em âmbito global e, inclusive, para ecossistemas continentais brasileiros (ex. Crossetti *et al.* 2008, Ferrari 2010). Entretanto, em alguns casos, a eutrofização parece promover maior riqueza de espécies para alguns grupos taxonômicos, não sendo fácil estabelecer a partir de que limiar de enriquecimento os efeitos prejudiciais da eutrofização se tornam evidentes (Rocha *et al.* 2006). Em uma série de experimentos controlados, Liess *et al.* (2009) observaram uma relação positiva entre riqueza de diatomáceas e enriquecimento por nutrientes (nitrogênio e fósforo), ocorrendo uma estabilização da riqueza em elevadas concentrações. Assim, no Braço Taquacetuba, a riqueza pode ser considerada relativamente elevada, embora a diversidade e equitatividade tenham sido inferiores à região de montante do Rio Pequeno.

Os efeitos prejudiciais da eutrofização considerando os índices biológicos foram claramente notados no Corpo Central (supereutrófico). Altamente contaminado, apresentou os menores valores de riqueza de todo o Complexo, juntamente com o Rio Grande. O primeiro, além do elevado estágio de eutrofização, foi considerado um ambiente de risco com efeitos deletérios para biota, devido aos elevados níveis de metais quantificados nos sedimentos (Silverio 2003). Na Represa Rio Grande, mesotrófica em grande parte (RG01 a RG03) pela aplicação de algicida, também foram reportados, além do cobre, outros metais no sedimento (Mariani & Pompeo 2008, Mariani 2010). Análises da água do Complexo também já demonstraram a contaminação por metais na Represa Billings (Rocha *et al.* 1985, Sampaio 2007) e na Represa Rio Grande (Mariani 2010).

A estrutura em espécies da comunidade de diatomáceas planctônicas no Complexo Billings foi mais influenciada pela trofia de seus compartimentos espaciais, mas também pelos períodos climáticos. Assim, quatro grupos bem definidos, principalmente destacados na CCA, foram formados: (a) estações de amostragem com mesotrofia induzida por manejo, com destaque para o período de verão (Represa Rio Grande), (b) agrupamento das estações de amostragem com mesotrofia natural (Braço Rio Pequeno), (c) estações de amostragem supereutróficas, sendo a

maioria no período de verão (Corpo Central, Taquacetuba) e (d) estações de amostragem com trofia variada, todas pertencentes ao período de inverno (Rio Grande e Taquacetuba).

Associadas com a região mesotrófica induzida por manejo (Represa Rio Grande) destaca-se, no período do verão, *Fragilaria rumpens* var.1, mas, ainda, *Achnanthydium catenatum*, que além de apresentar elevada correlação com o eixo 1 da CCA, foi a espécie dominante (RG01) ou a mais abundante (RG02, RG03) nesta região. Ambas também foram destacadas na IndVal. A riqueza e a diversidade foram baixas na região que vem recebendo aplicação de algicidas, local em que *Fragilaria rumpens* var.1 aumentou em de abundância, apresentando, inclusive, formas teratológicas, com deformidades no contorno valvar. Várias espécies do gênero *Fragilaria* apresentam anomalias quando expostas a metais (Falasco *et al.* 2009, Kagan 2011). *Fragilaria rumpens* (referida como *F. capucina* var. *rumpens*) tornou-se dominante em um ambiente com início de contaminação por metais, dentre eles o cobre, juntamente com *F. cf. tenera*, sendo substituídas por *A. minutissimum*; exemplares com deformidades também foram reportados (Cattaneo *et al.* 2004). No presente, *Achnanthydium catenatum* foi a espécie que se destacou em abundância na região com aplicação de algicidas, tornando-se gradativamente mais abundante até atingir dominância na estação mais próxima a barragem (local de captação de água). Embora *Achnanthydium catenatum* tenha sido descrito para o fitoplâncton (Hlubikova *et al.* 2011), o gênero é conhecido como tipicamente perifítico, reportado como colonizador inicial no processo sucessional da comunidade perifítica, de forma que a abundância das espécies deste gênero pode indicar a ocorrência de distúrbio e abertura de nichos (Peterson & Hoagland 1990, Sekar *et al.* 2004). A presença de *Achnanthydium* no fitoplâncton da Represa Rio Grande, com dominância de *Achnanthydium minutissimum* em alguns meses, foi reportado pela Cetesb (2008). Vale mencionar a enorme semelhança morfométrica entre estas duas espécies. Embora *Achnanthydium catenatum* seja encontrado em abundância em represas tropicais desde meso/eutróficos (Costa 2008) a hipereutróficos (Ferrari 2010), é provável que sua associação com a Represa Rio Grande deva-se a dois fatores, sua capacidade colonizadora e sua possível resistência ao cobre, conforme já discutido, o qual restringe o desenvolvimento de outras espécies.

Apenas duas espécies se associaram (pela CCA) com a região naturalmente mesotrófica, *Encyonopsis subcapitata* e *Discostella pseudostelligera*. A primeira, descrita recentemente para ambiente tropical e oligotrófico (Krammer 1997), foi abundante no inverno, ocorrendo principalmente no RP07, em baixas porcentagens no verão, e, menores ainda, no RP06. *Discotella pseudostelligera* teve mais proximidade dentro desse grupo com as unidades amostrais

do verão. Considerada uma espécie planctônica (Taylor *et al.* 2007), segundo a compilação realizada por Moro e Furstemberger (1997) ocorre em ambientes oligotróficos a eutróficos. Ainda, espécies do grupo *Cyclotella/Discostella* vêm sendo associadas ao aumento da temperatura em ambientes temperados (Douglas *et al.* 2004, De Vault 2007, Ruhland *et al.* 2008).

O terceiro grupo foi formado por *Fragilaria* sp.1 (complexo *F. rumpens*) e *Fragilaria* cf. *crotonensis* var. *oregona*, espécies associadas com as estações de amostragens supereutróficas, na maioria no período de verão (Corpo Central e Taquacetuba). A primeira foi particularmente abundante nesses locais e período (CC08, TQ10,11). *Fragilaria rumpens* é encontrada em ambientes oligo-mesotróficos em regiões temperadas e subtropical (Krammer & Lange-Bertalot 1991, Potapova & Charles 2007, Taylor *et al.* 2007) e em ambientes mesossapróbico (fortemente poluídos) (Lobo *et al.* 2002) e eutróficos na região tropical (Silva 2009). A falta de literatura que relacione estas espécies com variáveis ambientais nos trópicos foi notável, especialmente para *Fragilaria* cf. *crotonensis* var. *oregona*. Descrita para ambientes com pH alto (8.1 – 8.8), as informações encontradas sobre a ecologia restringiram-se a variedade tipo (*F. crotonensis* Kitton var. *crotonensis*), a qual é encontrada em ambientes mesotróficos a eutróficos (Moro & Furstemberger 1997). *Fragilaria* sp.1 (complexo *F. rumpens*) apresentou formas atípicas e com deformações no contorno valvar, o que se deve, provavelmente, à presença de metais na água provenientes da zona industrializada da RMSP. Nascimento (2003) classificou a Represa Billings (região do Corpo Central) com alto risco ecológico em relação a metais e compostos orgânicos, ultrapassando os níveis mais elevados de previsão de toxicidade, com riscos consideráveis para Cd, Ag e Cu.

O quarto grupo, constituído pelas estações de amostragem com ampla variação de estado trófico (Rio Grande e Taquacetuba), esteve mais associado ao período climático (inverno). *Aulacoseira granulata* var. *granulata* foi o táxon mais bem representado em abundância no Taquacetuba, dominando no Rio Grande nas áreas com aplicação de algicida (RG01, RG02, RG03). Esta variedade, bem como a var. *angustissima* se associaram pela ACC ao Corpo Central no período de inverno. A associação destes táxons com a eutrofização é encontrada com facilidade na literatura (Siver & Kling 1997, Houk 2003, Taylor *et al.* 2007, Manoylov *et al.* 2009). *A. granulata* var. *granulata* pode estar associada a eventos de turbulência na coluna d'água, maior fluxo da água, ou eventos de erosão (água turbida), independentemente do estado trófico, uma vez que requer baixa disponibilidade de luz (Costa 2008). Ainda, Zalat *et al.* (2007) relacionou esta espécie com clima frio, profundidades rasas e também com ambientes em mistura

(turbulentos). Assim sendo, esta espécie muito provavelmente foi favorecida no período de inverno, quando o sistema apresentou mistura. Adiciona-se, ainda, que estudos toxicológicos realizados por Viana & Rocha (2005) demonstraram a baixa sensibilidade desta espécie ao cobre (sulfato de cobre). Finalmente, embora com correlação menor com o eixo 2 da CCA ( $r = -0,3$ ), *Eunotia rhomboidea*, foi a espécie que mais se associou às unidades amostrais do Corpo Central, Taquacetuba e Rio Grande no período do inverno. Esta espécie vem sendo relacionada a ambientes oligotróficos em regiões tropicais e subtropicais (Lecointe *et al.* 1993, Taylor *et al.* 2007, Ferrari 2010), estando levemente associada no presente estudo, a unidades mesotróficas a eutróficas, indicando que a autoecologia desta espécie ainda é pouco conhecida.

### **6.3. BIODIVERSIDADE E DISTRIBUIÇÃO DAS DIATOMÁCEAS DE SEDIMENTOS SUPERFICIAIS NO COMPLEXO BILLINGS**

#### **6.3.1. Caracterização Abiótica dos Sedimentos do Complexo Billings**

O compartimento dos sedimentos forneceu informações sobre os impactos antrópicos no Complexo, tais como aporte de nutrientes e construções como a do Rodoanel. A análise conjunta dos dados (ACP) separou as estações de amostragem do Complexo Billings de forma a contrastar a maior contribuição de nutrientes presentes nos sedimentos do Corpo Central (CC08), com as menores em todo o braço Rio Pequeno, bem como em parte do Taquacetuba (TQ10). Ainda, associou três estações (CC09, RP05, TQ10) aos maiores teores de partículas granulométricas maiores (areia), com destaque para as duas últimas.

A estação de amostragem CC08 do Corpo Central localiza-se próximo à entrada do Rio Pinheiros, ou seja, do maior aporte de nutrientes e contaminantes do Complexo. Somado ao bombeamento de grande parte do esgoto de São Paulo via Rio Tietê e Pinheiros (desde a década de 40), há entrada de esgoto difuso pela concentração desordenada de moradias sem saneamento básico, diretamente para o Corpo Central e via tributários (Capobianco & Whately 2002). Para essa região, ocorreu, em oito anos, um aumento de 50% de nitrogênio total, 63% de fósforo e 122% de carbono (Silverio 2003). Maiores contribuições de matéria orgânica (%C) também foi observada no Taquacetuba (TQ12), próximo à transposição para Guarapiranga. Esses dados indicam que o Taquacetuba não é influenciado somente pelo Corpo Central, e, conforme Capobianco & Whately (2002), embora suas margens sejam preservadas, já existe aporte de nutrientes via tributários. Tanto no Corpo Central quanto no Taquacetuba ocorreu um decréscimo gradativo das porcentagens de carbono e nutrientes à medida que as estações de amostragem se

afastaram desses locais (CC08 e TQ12). Todavia, o decréscimo observado na estação seguinte do Corpo Central (CC09) deveu-se, muito provavelmente, à influência das obras do Rodoanel, o qual passa ao lado de sua margem. Esta influência foi percebida em campo, pela análise visual do testemunho curto, ou seja, pela coloração e granulometria dos sedimentos mais superficiais (aproximadamente 10 cm de coloração marrom-claro, de granulação visivelmente maior, contrastando com o lodo enegrecido logo abaixo desta camada), indicando um sedimento recentemente erodido e lixiviado pelas chuvas. Outra região que teve interferência do Rodoanel foi no braço Taquacetuba (TQ10), localizado logo após a principal ponte que corta o Corpo Central, que se destacou pela quantidade de areia e silte muito grosso. Efeitos similares foram observados por Costa (2008), que relacionou o aumento desta composição granulométrica com a construção civil no entorno de uma represa urbana de São Paulo. Esse aumento de material recente erodido e da fração maior de partículas granulométricas no sedimento mascara os níveis de acumulação de nutrientes, conforme também observado na estação CC09.

O Rio Pequeno destacou-se das demais unidades amostrais especialmente pela maior razão N:P e pela menor contribuição de nutrientes, o que está de acordo com a classificação do estado trófico deste braço, considerado de referência para este estudo, conforme discutido anteriormente. A contribuição similar de nitrogênio ao longo do Braço Rio Pequeno, ou seja, na região de montante (sem aporte de esgoto) e mais próximo do Corpo Central e influenciado por este, indica a contribuição da matéria orgânica das macrófitas encontradas na várzea do Rio Pequeno. Aumento de nitrogênio sob influência de macrófitas também foi observado nos sedimentos (Esteves *et al.* 1995) e na coluna d'água (Bini *et al.* 2010).

Finalmente, os sedimentos da Represa Rio Grande apresentaram as maiores porcentagens de fósforo na entrada dos tributários (RG04), o que se deve às cargas de nutrientes trazidas pelos mesmos (Cetesb 2010), ocorrendo diminuição ao longo da Represa até a barragem. Contudo, a maior contribuição de carbono e nitrogênio próximo à barragem (RG01) indica que há uma fonte adicional de matéria orgânica, diferentemente do que vem sendo reportado (Cetesb 2004, 2008, Moschini-Carlos *et al.* 2010). Esse aumento nos níveis de carbono e nitrogênio próximos à barragem não foi observado pela análise da água, possivelmente devido ao manejo. A fonte de nutrientes nesse local muito provavelmente esteja associada a ocupações desordenadas próximas à captação da Sabesp, a qual ocupa parte das vertentes da sub-bacia, lançando esgoto na área de captação (PROAM 2006).

### **6.3.2. Caracterização das Diatomáceas dos Sedimentos Superficiais do Complexo Billings**

A diversidade de diatomáceas nos sedimentos superficiais do Complexo Billings foi marcadamente maior na região de montante do Rio Pequeno (RP07), considerada mesotrófica e o local de referência neste estudo. A elevada diversidade se expressou em termos de maior riqueza e melhor repartição das espécies. A segunda região de maior diversidade foi a montante do Rio Grande (RG04), considerado, porém, supereutrófica. Essa elevada diversidade em um ambiente supereutrófico pode ser explicada pela sua localização na foz da várzea do Ribeirão Pires. Segundo Thomaz *et al.* (2008), há consenso de que a presença de macrófitas aquáticas aumenta a complexidade de habitats, tendo efeito positivo direto sobre a diversidade local.

Verifica-se queda gradativa de riqueza nas demais estações de amostragem do braço Rio Pequeno, à medida que se aproximam do Corpo Central (RP06 e RP05). Dentre os efeitos prejudiciais da eutrofização, está a simplificação sistêmica do ambiente aquático, com dominância de poucas espécies e conseqüente redução da riqueza e diversidade (Wetzel 2000). Tais efeitos foram notados no Corpo Central, Taquacetuba e Rio Grande (exceto região de montante), os quais apresentaram as menores riquezas do Complexo. O Corpo Central, além do elevado estágio de eutrofização, foi considerado um ambiente de risco com efeitos deletérios para biota devido aos altos níveis de metais quantificados nos sedimentos (Silverio 2003). O braço Taquacetuba também apresenta contaminação por metais, influência direta do Corpo Central e por seus rios formadores, estando sujeito à remobilização dos sedimentos (Capobianco & Whately 2002). A Represa Rio Grande, considerada mesotrófica pela aplicação de algicidas (dentre eles sulfato de cobre), também apresenta cobre e outros metais nos sedimentos (Mariani & Pompeo 2008, Mariani 2010). Assim sendo, estes ambientes apresentam menor diversidade e riqueza não apenas devido à elevada concentração de nutrientes, mas também considerando outros malefícios da contaminação antrópica.

Os resultados das análises de similaridade e da CCA indicaram que a distribuição das diatomáceas foi principalmente influenciada pelos teores de nutrientes e pela aplicação de algicidas. Assim, três grupos foram identificados: (a) o primeiro constituído pelas estações de amostragem dos locais menos impactados (Rio Pequeno: RP06 e RP07), (b) o segundo, pelas estações de amostragem mesotróficas, mediante aplicação de algicidas (Rio Grande: RG01, RG02 e RG03) e (c) o terceiro, pelas estações de amostragem mais degradadas, com estado trófico variando de eutrófico a supereutrófico (RG04, RP05, TQ 10-11, CC08-09).

Como indicadoras da região menos degradada (braço Rio Pequeno: RP06 e RP07) destacaram-se *Encyonopsis subcapitata*, *Aulacoseira* cf. *tenella* e *Eunotia veneris*. A espécie *Encyonopsis subcapitata* também ocorreu como indicadora no fitoplâncton nessa região. *Aulacoseira tenella* foi registrada para ambientes oligotróficos a mesotróficos (Siver & Kling 1997), assim como *Eunotia veneris* (Patrick & Reimer 1966).

Como indicadoras do estado mesotrófico controlado por manejo, destacaram-se *Fragilaria gracilis* e *Achnanthydium* cf. *saprophilum*. A primeira espécie vem sendo associada a ambientes com baixos teores de nutrientes (Potapova & Charles 2007, Silva 2009, EDDI 2011). *Achnanthydium saprophilum* foi proposto por Kobayasi & Mayama (1982) como um novo táxon de ocorrência em lugares severamente poluídos (polissapróbica) até fortemente poluídos ( $\alpha$ -mesossapróbica), não ocorrendo em águas melhores do que  $\beta$ - $\alpha$ -mesossapróbica (Mayama & Kobayasi 1984). Neste estudo, ocorreu especialmente nas estações com aplicação de sulfato de cobre e consideradas mesotróficas. Essas estações de amostragem foram dominadas por espécies do gênero *Achnanthydium*, provavelmente por serem mais resistentes aos metais, conforme observado por Cattaneo *et al.* (2004) e indicado pelo presente estudo.

No terceiro grupo (estações de amostragem mais degradadas, com estado trófico variando de eutrófico a supereutrófico (RG04, RP05, TQ 10-11, CC08-09), as espécies que mais se correlacionaram com o eixo da ACC, além de serem destacadas pela ACP e/ou IndVal foram *A. granulata* var. *granulata*, *Aulacoseira ambigua*, *A. granulata* var. *angustissima*, *Cyclotella meneghiniana* e *Discostella stelligera*. A associação destas espécies com a eutrofização é usualmente mencionada em literatura. Há estudos que reportam *Aulacoseira ambigua* para ambientes mesotróficos a eutróficos; *A. granulata* var. *granulata* e *A. granulata* var. *angustissima* para ambientes mesotróficos a altamente eutróficos (Siver & Kling 1997, Houk 2003, Taylor *et al.* 2007, Heinsalu *et al.* 2008, Manoylov *et al.* 2009). *Cyclotella meneghiniana* é considerada altamente resistente a poluição e encontrada em ambientes eutróficos e hipereutróficos (Taylor *et al.* 2007, Costa 2008, Ferrari 2010, Lobo *et al.* 2010), sendo encontrada em diversos locais que recebem dejetos urbanos e industriais (Sabater & Sabater apud Costa 2008). Ainda, *Discostella stelligera* também foi reportada para ambientes eutróficos (Lowe 1974), porém também pode estar associada a desmatamento da bacia, como indicado para represa urbana de São Paulo (Costa 2008) e em outros estudos (e.g. Lotter 2001, Köster *et al.* 2005). Vale considerar que algumas estações de amostragem incluídas neste grupo sofreram influência da construção do Rodoanel, conforme discutido anteriormente.

Finalmente, *A. granulata* var. *granulata* também vem sendo relacionada a eventos de turbulência (Zalat *et al.* 2007, Costa 2008) e, assim como *A. ambigua*, a ambientes com mistura da coluna d'água (Zalat *et al.* 2007)). Neste sentido, é importante enfatizar a integração temporal observada no compartimento dos sedimentos, uma vez que algumas espécies indicadoras do grupo 3 também foram indicadoras do grupo 4 de diatomáceas fitoplanctônicas, associado principalmente ao período de inverno. Desta forma, para os sedimentos superficiais do Complexo foram reconhecidos três e não quatro grupos como no fitoplâncton.

#### **6.4. ASSOCIAÇÃO DE ESPÉCIES DE DIATOMÁCEAS INDICADORAS DA QUALIDADE ECOLÓGICA DO COMPLEXO BILLINGS**

A diversidade de diatomáceas no Complexo Billings apresentou mesma tendência de variação em ambos os compartimentos (da água e dos sedimentos superficiais), sendo maior na região de montante do Rio Pequeno (RP07), local menos impactado e considerado de referência neste estudo, e menor nos locais mais impactados (Corpo Central) ou com aplicação de algicida (Rio Grande, RG01 a RG03). Aumento da riqueza, em ambos os compartimentos, e da diversidade nos sedimentos, ocorreu em direção à entrada dos tributários na Represa Rio Grande (RG04: supereutrófica) e no Braço Rio Pequeno (RP07: mesotrófico), muito provavelmente associado à presença de macrófitas que, de acordo com Thomaz *et al.* (2008), propiciam aumento da complexidade de habitats, tendo efeito positivo direto sobre a diversidade local. Porém, a maior diversidade foi atingida na região mesotrófica e menos impactada no Complexo (Braço Rio Pequeno), indicando a influência da qualidade da água na estruturação das comunidades, conforme já discutido nos itens anteriores.

Os táxons indicadores da qualidade da água foram, principalmente, avaliados por meio da análise de espécies indicadoras (IndVal), cujos grupos estabelecidos *a priori* foram formados com base na análise de correspondência canônica, ou seja, da associação das matrizes biológica e abiótica de ambos os compartimentos (água e sedimentos). Nem todos os táxons específicos e infraespecíficos dominantes (3) ou abundantes (27) no fitoplâncton e nos sedimentos (19) foram considerados bioindicadores, a exemplo de *Aulacoseira ambigua* (dominante no plâncton do braço Rio Pequeno no inverno: RP05, RP06) e de *Discostella steligera* (abundante no plâncton da região de montante do Rio Pequeno). Assim, considerando ambos os compartimentos (água e sedimentos), 16 táxons foram inicialmente considerados bioindicadores, dos quais 8 para o plâncton, 11 para os sedimentos, sendo quatro deles comuns a ambos os compartimentos

(*Achnanthydium catenatum*, *Aulacoseira granulata* var. *granulata*, *Brachysira brebissonii* e *Encyonopsis subcapitata*). Os cinco grupos pré-definidos para o fitoplâncton levaram em consideração o estado trófico, manejo (aplicação de algicidas) e período climático, enquanto que os três grupos para os sedimentos se basearam no estado trófico e manejo (aplicação de algicidas).

Para a região de referência neste estudo, ou seja, mesotrófica e situada à montante do Rio Pequeno, seis táxons foram considerados bioindicadores, sendo três espécies planctônicas (*Encyonopsis subcapitata*, *Eunotia naegelii* e *Brachysira brebissonii*) e cinco presentes nos sedimentos superficiais (*Encyonopsis subcapitata*, *Brachysira brebissonii*, *Eunotia veneris*, *Frustulia crassinervia* e *Aulacoseira* cf. *tenella*). Algumas espécies reportadas para o perifíton (Morandi 2002, Wetzel 2011) encontradas nos sedimentos (*E. veneris* e *F. crassinervia*), o que pode ser explicado pela presença de algas epipélicas observadas em campo, macrófitas enraizadas e pela várzea localizada nas proximidades dessa região, bem como pelo possível intercâmbio entre comunidades (Tanigushi *et al.* 2005, Werner & Köhler 2005). Duas espécies se destacaram (*Encyonopsis subcapitata* e *Brachysira brebissonii*) por serem indicadoras comuns a ambos os compartimentos. *Encyonopsis subcapitata* foi descrita mais recentemente para ambiente tropical e oligotrófico (Krammer 1997), havendo pouca informação sobre a mesma. Os trabalhos encontrados abordam o aspecto taxonômico de materiais encontrados no Brasil (Raupp *et al.* 2006, Silva 2009). *Brachysira brebissonii* é considerada um bom indicador de águas naturalmente ácidas, conforme também observado no presente (pH = 5,1-5,3), e sem impactos antropogênicos (Taylor *et al.* 2007). Todas as demais espécies são consideradas indicadoras de oligotrofia: *A. cf. tenella* (Siver & Kling 1997), *E. naegelii* (Patrick & Reimer 1966) *Eunotia veneris* (Patrick & Reimer 1966) e *Frustulia crassinervia* (Taylor *et al.* 2007, Costa 2008, Silva 2009, Ferrrari 2010).

Para os ambientes supereutróficos no verão (Taquacetuba, Corpo Central e montante do Rio Grande) não houve espécie indicadora comum a ambos os compartimentos. Para o plâncton, duas espécies do gênero *Fragilaria* (*Fragilaria* sp.1 – complexo *F. rumpens* e *F. cf. crotonensis* var. *oregona*) foram consideradas indicadoras. *Fragilaria rumpens* é encontrada em ambientes oligo-mesotróficos de regiões temperada e subtropical (Krammer & Lange-Bertalot 1991, Potapova & Charles 2007, Taylor *et al.* 2007), em ambientes mesossapróbicos (fortemente poluídos) (Lobo *et al.* 2002) e eutróficos em região tropical (Silva 2009). Todavia, a falta de literatura que relacione essas espécies com as variáveis ambientais nos trópicos é notável,

especialmente para *F. cf. crotonensis* var. *oregona*, descrita para ambientes com pH alto (8.1 – 8.8), as informações encontradas sobre a ecologia restringiram-se a variedade tipo (*F. crotonensis* Kitton var. *crotonensis*), a qual é encontrada em ambientes mesotróficos a eutróficos (Moro & Fürstenberger 1997). Destaca-se que *Fragilaria* sp.1 (complexo *F. rumpens*) apresentou formas atípicas com deformações no contorno valvar, muito provavelmente, associadas à presença de metais na água provenientes da zona industrializada da RMSP. Neste sentido, a região do Corpo Central foi classificada de alto risco ecológico em relação a metais e compostos orgânicos, com riscos consideráveis para Cd, Ag e Cu (Nascimento 2003). É comum o relato de deformidades nas frústulas de representantes de *Fragilaria* devido à contaminação por metais (Cattaneo *et al.* 2004, Cattaneo *et al.* 2008). Três táxons para o compartimento dos sedimentos associaram-se às condições eutróficas a supereutróficas (*Aulacoseira granulata* var. *granulata*, *Cyclotella meneghiniana* e *Discostella pseudostelligera*). As espécies planctônicas de *Fragilaria* indicadoras, no período de verão, não foram encontradas nos sedimentos, talvez pela baixa densidade das mesmas no Complexo Billings. *Aulacoseira granulata* var. *granulata* e *Cyclotella meneghiniana* são consideradas altamente resistentes à poluição, sendo reportadas para ambientes eutróficos a hipereutróficos (Siver & Kling 1997, Houk 2003, Taylor *et al.* 2007, Ferrari 2010, Lobo *et al.* 2010). *Discostella pseudostelligera* é uma espécie com ampla valência ecológica, sendo encontrada em ambientes oligotróficos a eutróficos, segundo compilação de Moro e Fürstenberger (1997). Todavia, no presente, esta espécie foi associada apenas pelo IndVal aos sedimentos das regiões eutróficas a supereutróficas, enquanto que no plâncton esteve associada pela CCA (mas não pelo IndVal) ao braço Rio Pequeno (mesotrófico a eutrófico), principalmente no verão. Assim sendo, preferiu-se excluir esta espécie deste grupo indicador.

Quatro táxons foram considerados bioindicadores do ambiente mesotrófico pela aplicação de algicida (Rio Grande, exceto região de montante), dois pertencentes ao plâncton no verão (*Fragilaria rumpens* var.1 e *Achnanthydium catenatum*) e três presentes nos sedimentos (*Achnanthydium catenatum*, *A. cf. saprophilum* e *Fragilaria gracilis*), sendo *A. catenatum* comum a ambos os compartimentos. As indicadoras no plâncton aumentaram em abundâncias nas unidades amostrais com aplicação de algicidas, sendo que *A. catenatum* atingiu dominância próximo à barragem. *Fragilaria rumpens* var.1 apresentou formas teratológicas, com deformidades no contorno valvar, como também observadas por outros autores quando na presença de metais (Cattaneo *et al.* 2004, Falasco *et al.* 2009). Ainda, *Fragilaria rumpens* (como *F. capucina* var. *rumpens*) aumentou de abundância em um perfil estratigráfico (lago no Canadá)

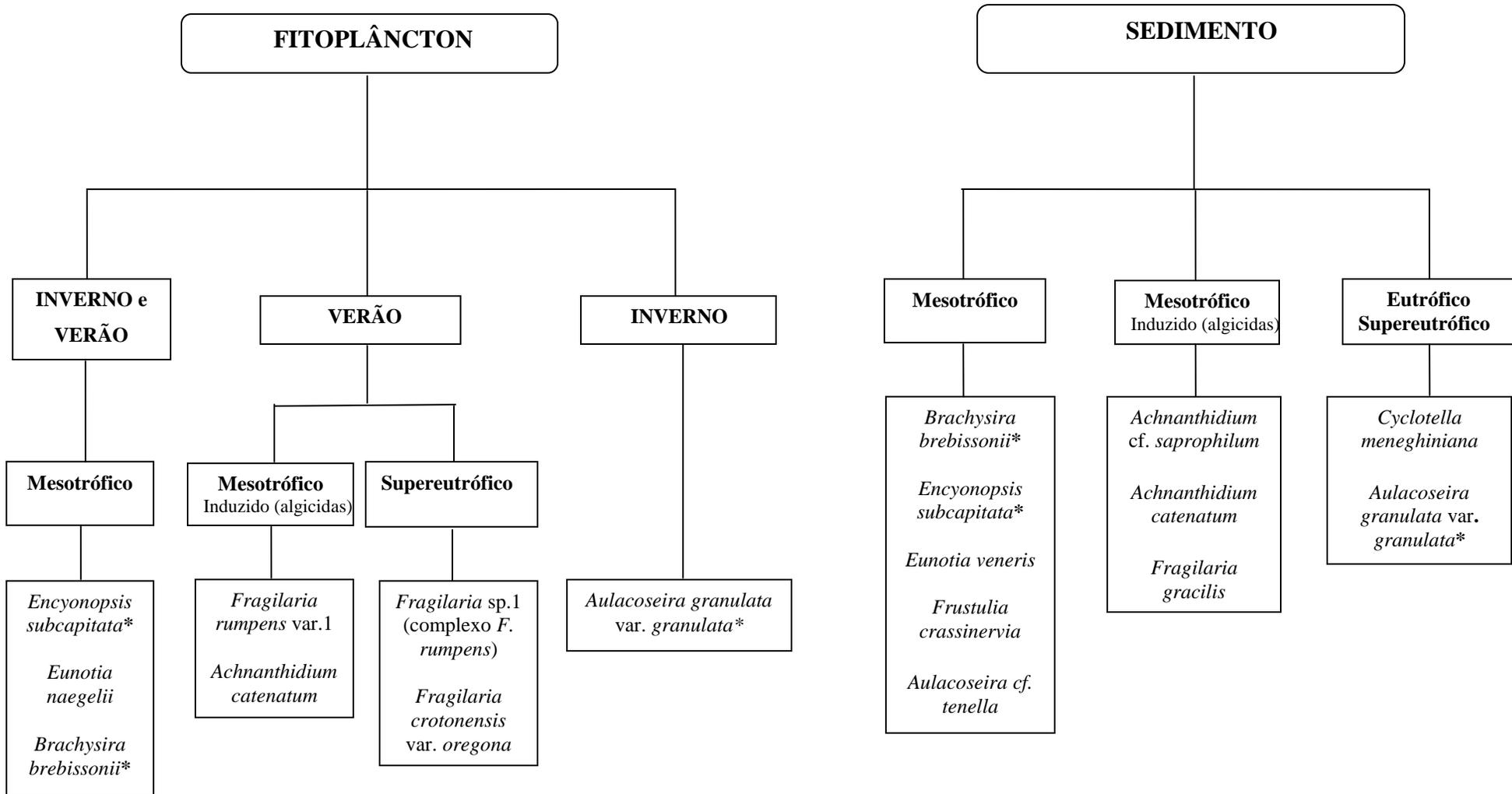
com início de contaminação por metais, dentre eles o cobre, reduzindo em abundância no período de contaminação máxima, quando a dominância foi atingida por *Achnanthydium minutissimum* (Cattaneo *et al.* 2004). O gênero *Achnanthydium*, conforme mencionado na discussão sobre o fitoplâncton, é reportado como colonizador inicial de processo sucessional da comunidade perifítica, de forma que a abundância dessas espécies pode estar associada a ocorrência de distúrbios e abertura de nichos (Peterson & Hoagland 1990, Sekar *et al.* 2004). Embora *A. catenatum* seja encontrado em abundância nos ambientes tropicais desde meso/eutróficos (Costa 2008) a hipereutróficos (Ferrari 2010), é provável que sua associação com a Represa Rio Grande deva-se a sua capacidade colonizadora, bem como sua tolerância ao cobre, assim como reportado para *A. minutissimum* por Cattaneo *et al.* (2004). Nos sedimentos, além de *A. catenatum*, também foram indicadoras as espécies *Achnanthydium cf. saprophilum* e *Fragilaria gracilis*. Embora o ambiente seja mesotrófico pela aplicação de algicida, a autoecologia dessas espécies não condiz totalmente com a literatura baseada, principalmente, em dados para ambientes temperados. Assim, *A. saprophilum* foi proposto por Kobayasi & Mayama (1982) como um novo táxon de ocorrência em lugares severamente poluídos (polissapróbica) até fortemente poluídos ( $\alpha$ -mesossapróbica), não ocorrendo em águas melhores do que  $\beta$ - $\alpha$ -mesossapróbica (Mayama & Kobayasi 1984), enquanto *Fragilaria gracilis* está relacionada com baixos teores de nutrientes (Potapova & Charles 2007, Silva 2009, EDDI 2011). Ainda, é importante considerar que muitas espécies de *Fragilaria* e *Achnanthydium* são consideradas tolerantes ao cobre (Cattaneo *et al.* 2004, Falasco *et al.* 2009). Destaca-se, desta forma, a necessidade de estudos autoecológicos para ambientes tropicais, a fim de se conhecer melhor as preferências ecológicas das espécies.

As espécies indicadoras do fitoplâncton também foram sensíveis ao período climático. As associadas ao inverno, porém não ao estado trófico, que variou de meso a supereutrófico, pertenceram ao gênero *Aulacoseira*, com destaque (CCA, IndVal) para *A. granulata* var. *granulata* neste período. Todavia é importante mencionar que este táxon não ocorreu no Rio Pequeno, considerado menos impactado, e onde dominou *Aulacoseira ambigua* no inverno. A resposta destas espécies à eutrofização é encontrada com facilidade na literatura, variando de ambientes mesotróficos a fortemente eutrofizados, com destaque para *A. granulata* como sendo mais tolerante à poluição do que *A. ambigua* (Siver & Kling 1997, Houk 2003, Taylor *et al.* 2007, Manoylov *et al.* 2009), corroborando a dominância da última apenas no Rio Pequeno. Todavia, *A. granulata* também vem sendo associada a eventos de turbulência da água, ou eventos de erosão, uma vez que requer baixa disponibilidade de luz e não necessariamente associada ao

estado trófico (Zalat *et al.* 2007, Costa 2008). Esta espécie foi abundante durante o inverno no Corpo Central e Taquacetuba (supereutrófico), mas também no Rio Grande (mesotrófico pela aplicação de algicida), muito provavelmente pela sua tolerância ao cobre (Viana & Rocha 2005). No presente, como *A. granulata* não ocorreu no Rio Pequeno, é provável que tenha sido primordialmente favorecida pela circulação da água no inverno, mas também pela maior disponibilidade de nutrientes nessas regiões. Tal indício também tem suporte das espécies consideradas bioindicadoras (dentre as quais *A. granulata* var. *granulata*) e encontradas nos sedimentos dos locais eutróficos a supereutróficos do Complexo Billings.

Em síntese (Fig.33), o grupo de espécies indicadoras da região mesotrófica (sem manejo) foi coerente com dados de literatura, para ambos os compartimentos da água e dos sedimentos, que, inclusive, apresentaram duas espécies em comum. Da mesma forma, a maioria das espécies associadas à mesotrofia induzida pela aplicação de algicida é reportada como tolerantes à contaminação por metais, com exceção a *Fragilaria gracilis*, mais associada aos baixos teores de nutrientes. Por outro lado, *Fragilaria* sp.1 (complexo *F. rumpens*), associada às condições supereutróficas no período de verão, é reportada para amplo espectro de condições ambientais, e as deformidades encontradas indicam tolerância a metais, de forma que este conjunto de fatores dificulta a caracterização deste grupo bioindicador. Ainda, pouco se sabe sobre a autoecologia de *F. cf. crotonensis* var. *oregona*. Por sua vez, a associação encontrada nos sedimentos foi bastante coerente com dados de literatura, ou seja, com a indicação de espécies amplamente reportada em ambientes eutróficos a hipereutróficos, bem como tolerantes à contaminação por metais.

Desta forma, as diatomáceas planctônicas foram parcialmente sensíveis ao estado trófico, sendo também influenciadas pelo período climático e manejo, principalmente, pela aplicação de algicida. Foram mais sensíveis ao estado trófico no período de verão. O compartimento dos sedimentos, por sua vez, por integrar uma escala de tempo maior, bem como organismos provenientes de diferentes habitats (Bennion 1995), forneceu resposta mais sensível às condições tróficas, integrando também a interferência do período climático (associação de *Aulacoseira granulata* com as regiões eutróficas a supereutróficas) e da aplicação de algicidas, bem como outros impactos. Pode-se considerar que o compartimento dos sedimentos caracterizou melhor as diferenças da qualidade ecológica dos compartimentos espaciais do Complexo Billings.



**Figura 33.** Diagrama das associações de diatomáceas (planctônicas e presentes nos sedimentos superficiais) indicadoras das condições ambientais no Complexo Billings. Em cada grupo, as espécies/variedades foram ordenadas por ordem decrescente de seu valor indicativo pela análise de espécies indicadoras (IndVal). Em destaque (\*), os táxons comuns a ambos os compartimentos da água e dos sedimentos superficiais.

## **6. CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS**

➤ O índice de estado trófico do Complexo Billings variou de mesotrófico a supereutrófico, confirmando a heterogeneidade espacial do sistema. Foi influenciado por uma complexidade de fatores interligados que levam à compartimentalização espacial do Complexo, destacando-se o uso e a ocupação do solo, o uso e manejo do reservatório (particularmente bombeamento do Rio Pinheiros e aplicação de algicidas), sendo ainda controlado pelo período climático.

➤ A compartimentalização espacial foi mais evidente no período de inverno, muito provavelmente em função da elevada precipitação no verão e do aumento das vazões e, conseqüentemente, da maior homogeneidade das águas no Complexo.

➤ O Corpo Central foi o mais degradado, seguido pelo braço Taquacetuba, Rio Grande e, por último, Rio Pequeno, particularmente, pela sua região de montante, sendo que este gradiente se manteve em ambos os períodos climáticos.

➤ Como tendência geral, no período de inverno houve maior disponibilidade das formas nitrogenadas, enquanto que no verão os níveis de fósforo aumentaram. Todavia, os locais que apresentaram extremos de trofia foram menos influenciados pela escala temporal, de forma que as regiões mais degradadas (Corpo Central e a montante do Rio Grande) permaneceram supereutróficas e a região mais preservada (a montante do Rio Pequeno) mesotrófica.

➤ As regiões mais afetadas pela escala temporal foram os braços Taquacetuba e Rio Pequeno. No período de verão acentuou-se a perda da qualidade de água no Taquacetuba, que passou para supereutrófica em todo este compartimento, associada à maior disponibilidade de fósforo. Em contrapartida, observou-se melhoria na qualidade da água do Rio Pequeno, provavelmente associada à diluição das águas neste período e à maior vazão, considerando a boa qualidade de seu principal tributário, seu entorno protegido, além de seu maior distanciamento do Corpo Central do Complexo Billings.

➤ Embora haja heterogeneidade trófica espacial no sistema, todo o Complexo Billings encontra-se em avançado estágio de eutrofização, exceto à região de montante do braço Rio Pequeno, que permanece mesotrófica.

➤ O compartimento dos sedimentos superficiais caracterizou melhor as diferenças espaciais do Complexo. Adicionalmente, registrou interferências antrópicas não detectadas pela avaliação da água como ocorrência de construção civil e desmatamento, no caso, ocasionados pela construção do Rodoanel.

➤ As diatomáceas planctônicas foram representadas por 124 táxons específicos e infraespecíficos (89 no inverno e 85 no verão), dos quais 27 foram considerados abundantes, três dominantes (*Achnantheidium catenatum*, *Aulacoseira granulata* var. *granulata*, e *A. ambigua*) e oito bioindicadores de condições ambientais.

➤ As diatomáceas dos sedimentos compreenderam 94 táxons específicos e infraespecíficos, dos quais 19 foram considerados abundantes e 11 bioindicadores da qualidade da água.

➤ A diversidade de diatomáceas no Complexo Billings apresentou a mesma tendência de variação em ambos os compartimentos da água e dos sedimentos superficiais, sendo maior na região mesotrófica, a montante do Rio Pequeno (local menos impactado e considerado de referência neste estudo), e menor nos locais mais impactados (Corpo Central) ou com aplicação de algicidas (Rio Grande).

➤ A estrutura em espécies das diatomáceas planctônicas foi sensível ao estado trófico no período de verão, sendo também influenciada pela aplicação de algicidas, enquanto que as associadas aos sedimentos foram especialmente sensíveis ao estado trófico e à interferência do manejo (algicidas). Desta forma, considera-se que as diatomáceas planctônicas foram parcialmente sensíveis à qualidade da água.

➤ Para ambos os compartimentos (água e sedimentos) foram caracterizados três grupos com associações de espécies indicadoras da qualidade da água:

(a) Espécies que se associaram com condições mesotróficas (sem manejo):

- Fitoplâncton: *Brachysira brebissonii*, *Encyonopsis subcapitata* e *Eunotia naegelii*
- Sedimentos: *Aulacoseira* cf. *tenella*, *Brachysira brebissonii*, *Encyonopsis subcapitata*, *Eunotia veneris*, *Frustulia crassinervia*.

(b) Espécies que se associaram com condições mesotróficas induzidas pelo manejo (aplicação de algicida):

- Fitoplâncton no verão: *Fragilaria rumpens* var. 1 e *Achnantheidium catenatum*
- Sedimentos: *Achnantheidium catenatum*, *A.* cf. *saprophilum* e *Fragilaria gracilis*

(c) Espécies que se associaram com condições eutróficas e supereutróficas:

- Fitoplâncton no verão (supereutrófico): *Fragilaria* sp.1 (complexo *F. rumpens*) e *Fragilaria crotonensis* var. *oregona*.

- Sedimentos (eutrófico + supereutrófico): *Aulacoseira granulata* var. *granulata*, *Cyclotella meneghiniana*.

➤ *Brachysira brebissoni* e *Encyonopsis subcapitata* foram boas indicadoras do estado mesotrófico, ocorrendo tanto no fitoplâncton quanto nos sedimentos.

➤ *Fragilaria* sp.1 (complexo *F. rumpens*) esteve associada com a região mais degradada e contaminada por elementos químicos de todo o complexo, apresentando exemplares com deformidades valvares indicativos de contaminação por metais.

➤ Algumas espécies indicadoras da mesotrofia induzida pela aplicação de algicida, como espécies de *Achnantheidium* (fitoplâncton e sedimentos) e *Fragilaria rumpens* var.1 (fitoplâncton) são reportadas como tolerantes à contaminação por metais, cuja presença também pôde ser evidenciada pelos representantes de *Fragilaria* com deformidades valvares. A associação dessas espécies foi, muito provavelmente, indicadora da contaminação por metais, particularmente por cobre.

➤ No período de inverno, a interferência de fatores físicos como a turbulência da água foi direcionadora da estruturação da comunidade, favorecendo espécies de *Aulacoseira*, com destaque para *A. granulata* var. *granulata*. Considerando que esta variedade não ocorreu nos locais menos degradados (Rio Pequeno), é provável que tenha sido primordialmente favorecida pela circulação da água, mas também pela maior disponibilidade de nutrientes nessas regiões. Tal evidência também tem suporte nas espécies consideradas bioindicadoras encontradas nos sedimentos dos locais eutróficos a supereutróficos. Ainda, a dominância desta variedade no Rio Grande (mesotrófico) pode estar associada, além do período climático, à sua tolerância ao cobre. Desta forma, diferentes fatores favorecem *A. granulata* var. *granulata*, tais como circulação da água no inverno, maior disponibilidade de nutrientes e, possivelmente, contaminação por cobre.

➤ Ressalta-se a necessidade da realização de um estudo taxonômico cuidadoso para avançar o conhecimento autoecológico das espécies e para contribuir na melhor caracterização dos táxons e de sua utilização na bioindicação.

➤ A avaliação da qualidade da água e o monitoramento baseado nas diatomáceas planctônicas requerem amostragens mais frequentes em escala temporal por fornecer informações mais pontuais, resultando em maior número de amostras e requerendo mais tempo para o processamento das análises. Diante disso, as diatomáceas presentes nos sedimentos superficiais podem, por integrarem uma escala espacial e temporal maior, tornar-se uma ferramenta mais prática e viável para a avaliação da qualidade ecológica dos ecossistemas.

➤ Finalmente, medidas de intervenção são necessárias a fim de minorar a contaminação proveniente do Corpo Central para os braços Rio Pequeno e Taquacetuba.



## **11. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

---

- Almeida, C.A. & Rocha, O.** 2006. Estudo Comparativo da Qualidade dos Sedimentos dos Reservatórios do Rio Tietê (SP). *J. Braz. Soc. Ecotoxicol.* 1: 141-145.
- Almeida, G.A. & Weber, R.R.** 2005. Fármacos na Represa Billings. *Revista Saúde e Ambiente / Health and Environment Journal*, v.6, n.2. pag. 7-13.
- Andersen, J.M.** 1976. An ignition method for determination of total phosphorus in lake sediments. *Water Research* 10: 329-331.
- Aquino, W.F. & Lopez, A.G.** 2000. Estudo do assoreamento de corpos d'água pelo método geofísico de Geo-Radar. XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. Porto Alegre, RS, Brasil. Meio digital, 6p.
- Bate, G., Smalles, P. & Adams, J.** 2004. A water quality index for use with diatoms in the assessment of rivers. Acessado em <http://www.wrc.org.za>, 4 outubro 2004.
- Battarbee, R.W.** 1986. Diatoms analysis. In: Berglund, B.E. (ed.) *Handbook of Holocene Palaeohydrology*. New York: John Wiley & Sons, p.527-570.
- Battarbee, R.W.; Anderson, N.J.; Jeppensen, E. & Leavitt, P.R.** 2005. Combining paleolimnological and limnological approaches in assessing lake ecosystem response to nutrient reduction. *Freshwater Biology* 50: 1772-1780.
- Battarbee, R.W.; Jones, V.; Flower, R.J.; Cameron, N.; Bennion, H.; Carvalho, L. & Juggins, S.** 2001. Diatoms. In: Smol, J.P; Birks, H.J.B.; Last, W.M. (ed.). *Tracking Environmental Change Using Lake Sediments*. London: Kluwer Academic Publishers.v.3. p. 155-203.
- Belling, B.; Cocqut, C. & O'Reilly, C. M.** 2006. Benthic diatoms as indicators of eutrophication in tropical streams. *Hydrobiologia* 573: 75-87.
- Bennion, H.** 1995. Surface-sediment diatom assemblages in shallow, artificial, enriched ponds and implications for reconstructing trophic status. *Diatom Research* 10:1-19.
- Bennion, H.; Appleby, P.G. & Phillips, G.L.** 2001. Reconstructing nutrient histories in the Norfolk Broads, UK: implications for the role of diatom-total phosphorus transfer functions in shallow lakes management. *Journal of Paleolimnology* 26: 181-204.
- Beyruth, Z.** 2000. Periodic disturbances, trophic gradient and phytoplankton characteristics related to cyanobacterial growth in Guarapiranga Reservoir, São Paulo State, Brazil. *Hydrobiologia*: 424: 51-65.
- Beyruth, Z. & Pereira, H.A.S.L.** 2002. The isolation of Rio Grande from billings reservoir, São Paulo, Brazil: effects on the phytoplankton. *Boletim do Instituto de Pesca, São Paulo*, 28: 111-123.
- Bicudo, D.C.** 1990. Considerações sobre metodologias de contagem de algas do perifíton. *Acta Limnol. Brasil.*, v.3, p.459-475.

- Bicudo, C.E.M. & Bicudo, D.C.** 2008. Mudanças climáticas globais: efeitos sobre as águas continentais superficiais. *In*: M. Buckeridge (org.) *Biologia e Mudanças Climáticas no Brasil*. São Carlos: RiMa Editora, p. 151-165.
- Bicudo, D.C., Fonseca, B.M., Bini, L.M., Crossetti, L.O., Bicudo, C.E.M. & Araújo-Jeus, T.** 2007. Undesirable side-effects of water hyacinth control in a shallow tropical reservoir. *Freshwater Biology* 52:1120-1133.
- Bini, L.M.; Thomaz, S.M. & Carvalho, P.** 2010. Limnological effects of *Egeria najas* Planchon (Hydrocharitaceae) in the arms of Itaipu Reservoir (Brazil, Paraguay). *Limnology* 11:39–47.
- Birks, H.H. & Birks, H.J.B.** 2006. Multi-proxy studies in palaeolimnology. *Veget. Hist. Archaeobot.* 15: 235-251.
- Blinn, D.W. & Bailey, P.C.E.** 2001. Land-use influence on stream water quality and diatom communities in Victoria, Australia: a response to secondary salinization. *Hydrobiologia*. 466: 231-244.
- Branco, S. M.** 1959. Alguns aspectos da Hidrobiologia importantes para a Engenharia Sanitária. *Revista DAE, São Paulo*, 33: 1-24.
- Bostelmann, E.** 2006. Avaliação da concentração de metais em amostras de sedimento do Reservatório Billings, braço Rio Grande, São Paulo, Brasil. Dissertação de mestrado apresentada ao Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, São Paulo. 116p.
- Branco, S.M.** 1959. Alguns aspectos da Hidrobiologia importantes para a Engenharia Sanitária. *Revista DAE, São Paulo*, 33(1): 1-24.
- Branco, S.M.** 1962. Controle preventivo e corretivo de algas em águas de abastecimento. *Revista DAE, São Paulo* 45: 61-75.
- Branco, S.M.** 1966. Estudos das condições sanitárias da Represa Billings. *Ardros. Fac. Hig. Saúde Públ. Univ. São Paulo*, 20(1): 57-86.
- Callegaro, V.L.M.** 1988. Diatomáceas da turfeira de Águas Claras, planície costeira do rio Grande do Sul: taxonomia, aspectos ecológicos e subsídios à Paleolimnologia. Tese de doutoramento, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. 299 p.
- Capobianco, J.P.R. & Wathely, M.** 2002. 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 de 1989-99. Instituto Socioambiental (ISA): São Paulo. 59p.
- Carpenter S.R.** 2005. Eutrophication of aquatic ecosystems: Bistability and soil phosphorous. *Proceedings of the National Academic of Sciences of the United States of America*, 102: 10002–10005.
- Carvalho, M.C.** 2003. Comunidade fitoplanctônica como instrumento de biomonitoramento de reservatórios no Estado de São Paulo. Tese de doutorado, Universidade de São Paulo: São Paulo. 130p.
- Carvalho, M.C.; Coelho-Botelho, M.J.; Lamparelli, M.C.; Roquetti-Humaitá, M.H.; Salvador, M.E.P.; Souza, R.C.R. & Truzzi, A.** 1997. Spatial and temporal variations of chlorophylla, plankton and some physico-chemical factors at Billings Complex, São Paulo, Brazil. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 26: 452-457.

- Carvalho, L.R., Sant'Anna, C.L., Gemelgo, C.P. & Azevedo, M.T.P.** 2007. Cyanobacterial occurrence and detection of microcystin by planar chromatography in surface water of Billings and Guarapiranga Reservoirs, SP, Brazil. *Rev. Bras. Bot.* 30.
- Castro, M.M.** 2010. Modelação matemática de lagos e reservatórios (Caso do Reservatório Billings). Dissertação de mestrado, Universidade de São Paulo: São Paulo. 226p.
- Castro, P.M.G.; Silva, M.E.P.A.; Maruyama, L.S. & Paiva, P.** 2009. Produção pesqueira do Reservatório Billings (Bacia do Alto Tietê – SP) nos anos 2005, 2006 e 2007. *Série Relatórios Técnicos*, São Paulo, n.38: 1-10.
- Cattaneo, A.; Couillard, Y.; Wunsam, S. & Courcelles, M.** 2004. Diatom taxonomic and morphological changes as indicators of metal pollution and recovery in Lac Dufault (Quebec, Canada). *Journal of Paleolimnology* 32: 163–175.
- Cattaneo, A.; Couillard, Y. & Wunsam, S.** 2008. Sedimentary diatoms along a temporal and spatial gradient of metal contamination. *Journal of Paleolimnology* 40: 115-127.
- Cetesb.** 2003. Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo:2002. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB). São Paulo.269p.
- Cetesb.** 2004. Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo: 2003. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB). São Paulo. 264p.
- Cetesb.** 2005. Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo: 2004. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB). São Paulo: 297p.
- Cetesb.** 2008. Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo: 2007. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB). São Paulo: 536p.
- Cetesb.** 2010. Relatório de qualidade das águas superficiais do Estado de São Paulo: 2009. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB). São Paulo: 310p.
- Cobrape.** 2010. Condições Ambientais do Sistema Pinheiros – Billings.  
[http://www.cobrape.com.br/det\\_portfolio.php?id=238](http://www.cobrape.com.br/det_portfolio.php?id=238). (Acesso em: 25.05.2010).
- Costa, S.V.** 2008. Histórico da eutrofização do Lago das Garças (Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, SP) durante o século XX com base no registro de diatomáceas em sedimentos. Tese de doutorado, Instituto de Botânica: São Paulo.117p.
- Cremer, H. & Koolmees, H.** 2010. Common diatoms (Centrales and Fragilariaceae, Bacillariophyta) of modern and fossil freshwater environments in the Netherlands. *Nova hedwigia* 90: 343 – 381.
- Crossetti, L.O.; Bicudo, D.C.; Bicudo, C.E.M. & Bini, L.M.** 2008. Phytoplankton biodiversity changes in a shallow tropical reservoir during the hypertrophication process. *Braz. J. Biol.*, 68: 1061-1067.
- Dalton, C.; Birks, H.J.B.; Brooks, S.J.; Camerond, N.G.; Evershede, R.P.; Peglar, S.M.; Scott, J.A. & Thompson, R.** 2005. A multi-proxy study of lake-development in response to catchment changes during the Holocene at Lochnagar, north-east Scotland. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 221: 175–201.
- De Vault, A.** 2007. Links Between Climate Change and the Abundance of *Cyclotella stelligera* in Alpine Lakes. *Journal of Undergraduate Research* 10: 1 – 3.

- Denys, L.** 1991. A check-list of the diatoms in the Holocene deposits of the western Belgian coastal plain with a survey of their apparent ecological requirements, I: introduction, ecological code and complete list. Service Geologique de Belgique, Professional Paper, 246, 1-41.
- Digby, P.G.N. & Kempton, R.A.** 1987. Multivariate analysis of ecological communities. London and New York: Chapman and Hall, 206 p.
- Douglas, M. S. V., Hamilton, P.B., Pienitz, R., Smol, J. P.** 2004. Algal indicators of environmental change in arctic and Antarctic lakes and ponds. In: R. Pienitz, M.S.V. Douglas, J.P. Smol (eds.). 562p.
- Dumont, H.J. & Tundisi, J.G.** 1997. Preliminary data on the paleolimnology of four lakes. *In*: J.G. Tundisi, Y. Saijo (eds.). Limnological studies on the Rio Doce valley lakes, Brazil. Academia Brasileira de Ciências & USP, São Carlos, pp. 457-474, 528 p.
- Düpont, A.; Lobo, E.A.; Costa, A.B. & Schuch, M.** 2007. Avaliação da qualidade da água do Arroio do Couto, Santa Cruz do Sul, RS, Brasil. Caderno de Pesquisa. Série Biologia (UNISC) 9: 20-31.
- EDDI (European Diatom Database).** 2011. Newcastle University. Disponível em: <http://craticula.ncl.ac.uk>.
- Esteves, F.A.; Suzuki, M.S.; Callisto, M.F.P. & Peres-Neto, P.R.** 1995. Teores de matéria orgânica, carbono orgânico, nitrogênio, fósforo e feopigmentos no sedimento de alguns ecossistemas lacustres do litoral do Espírito Santo. Oecologia Brasiliensis, 1: 407 – 417.
- Falasco, E.; Bona, F.; Badino, G.; Hoffmann, L. & Ector, L.** 2009. Diatom teratological forms and environmental alterations: a review. Hydrobiologia 623:1–35.
- Fávaro, D.I.T.; Damatto, S.R.; Moreira, E.G.; Mazzilli, B.P.; Campagnoli, F.** 2007. Chemical characterization and recent sedimentation rates in sediment cores from Rio Grande reservoir, SP, Brazil. Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, 273: 451–463.
- EMAE (Empresa Metropolitana de Água e Energia S.A.)** 2011. Melhoria das águas do Rio Pinheiros: Avaliação do Sistema Pinheiros-Billings com o protótipo de flotação. Encontrado em: <http://www.emae.com.br/emae/conteudo.php?id=Flotacao>
- Ferrari, F.** 2010. Estrutura e dinâmica da comunidade de algas planctônicas (com ênfase nas diatomáceas) em reservatórios oligotrófico e hipertrófico (Parque estadual das fontes do Ipiranga, São Paulo). Tese de Doutorado, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro. 335p.
- Fürstenberger, C.B.** 2001. Interpretações paleolimnológicas do quartenário recente a partir da análise da comunidade de diatomáceas (Bacillariophyceae) no sedimento do Rio Icatu, Município de Xique-Xique, Estado da Bahia, Brasil. Tese de Doutorado, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro. 128p.
- Gemelgo, M.C.P., Mucci, J.L.N. & Navas-Pereira, D.** 2009. Population dynamics: seasonal variation of phytoplankton functional groups in Brazilian reservoirs (Billings and Guarapiranga, São Paulo). Braz. J. Biol., 69(4): 1001-1013.
- Gemelgo, M.C.P., Sant’Anna, C.L., Tucci, A. & Barbosa, H.R.** 2008. Population dynamics of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya & Subba Raju, a Cyanobacteria toxic species, in water supply reservoirs in São Paulo, Brazil. Hoehnea 35: 297-307.

- Gentil, R.C.** 2007. Estrutura da comunidade fitoplanctônica de pesqueiros da Região Metropolitana de São Paulo, SP, em dois períodos: primavera e verão. Tese de doutorado, Instituto de Botânica da Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo: São Paulo. 182p.
- Gianini, C.E.** 2002. Diatomáceas como indicadoras de acidificação em lagos da Amazônia Central. Tese de doutorado, Programa de Pós-graduação em Biologia Tropical e Recursos Naturais, INPA. 63p.
- Golterman, H.L. & Clymo, R.S.** 1969. Methods for chemical analysis of freshwaters. Oxford and Edinburg: Blackwell Scientific Publications. International Biological Programme. 171p.
- Golterman, H.L.; Clymo, R.S. & Ohnstad, M.A.M.** 1978. Methods for physical and chemical analysis of fresh waters. 2a ed. Oxford: Blackwell Scientific Publications. International Biological Program. 213p.
- Gomes, D.F.** 2007. Elaboração de funções de transferência para a reconstituição de paleoprofundidade na Lagoa do Boqueirão, RN, com base em diatomáceas. Tese de doutorado, Programa de Pós-Graduação em Geoquímica Ambiental, Universidade Federal Fluminense.
- Hakanson, L.** 2005. The importance of lake morphometry and catchment characteristics in limnology – ranking based on statistical analyses. *Hydrobiologia* 541: 117-137.
- Hedges, J.I. & Stern, J.H.**, 1984. Carbon and nitrogen determinations of carbonate-containing solids. *Limnology and Oceanography* 29: 657-663.
- Hermany, G.; Lobo, E.A.; Schwarzbald, A. & Oliveira, M.A.** 2006. Ecology of the epilithic diatom community in a low-order stream system of the Guaíba hydrographical region: subsidies to the environmental monitoring of southern brazilian aquatic system. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 8: 9-27.
- Heinsalu, A.; Luup, A.; Alliksaar, T.; Nõges, P. & Nõges, T.** 2008. Water level changes in a large shallow lake as reflected by the plankton:periphyton-ratio of sedimentary diatoms. *Hydrobiologia* 599:23–30.
- Hlubikova, D.; Ector, L. & Hoffmann, L.** 2011. Examination of the type material of some diatom species related to *Achnantheidium minutissimum* (Kutz.) Czarn. (Bacillariophyceae). *Algological Studies* 136/137. 19-43.
- Houk, V.** 2003. Atlas of freshwater centric diatoms, with a brief key and descriptions. Melosiraceae, Orthoseiraceae, Paraliaceae and Aulacoseiraceae. In A. Poulicková, Olomouc?Czech Republic. 114p.
- Houk, V. & Klee, R.** 2007. Atlas of freshwater centric diatoms with a brief key descriptions. Melosiraceae and Aulacoseiraceae. *Fottea* 7(2): 85-225.
- Hustedt F.** 1930. Die Susswasser – Flora Mitteleuropas. Otto Koeltz Science Publishers: Germany, pp. 1-466.
- Jesus, J.A.O.** 2006. Utilização de modelagem matemática 3D na gestão da qualidade da água em mananciais – aplicação no reservatório Billings. Tese de doutorado, Universidade de São Paulo: São Paulo. 142p.
- Kagan, L.Y.** 2001. Human-Induced Changes in the Diatom Communities of Lake Imandra. *Water Resources*, 28: 297–306.

- Kalff, J.** 2002. Limnology. Prentice Hall, New Jersey.
- Kawai, H. & Branco, S.M.** 1969. Estudo sobre as relações entre despejos domésticos e industriais da Região da Grande São Paulo e a eutrofização do Reservatório Billings. *Revista DAE*;29(71):57-68.
- Kobayasi, H. & Mayama, S.** 1982. Most pollution-tolerant diatoms of severely polluted rivers in the vicinity of Tokyo. *Jap. J. Phycol.* 30: 188-196.
- Kolkwitz, R. & Marsson, M.** 1909. Ökologie der tierischen Saprobien. Beiträge zur Lehre von des biologischen Gewässerbeurteilung. *Int. Rev. ges. Hydrobio.*, 2: 126-152.
- Krammer, K.** 1997. Die cymbelloiden Diatomeen. Ein Monographie der weltweit bekannten Taxa. Teil 2. *Encyonema part., Encyonopsis and Cymbellopsis.* Bibliotheca Diatomologica 37:463 pp.
- Krammer, K.; Lange-Bertalot, H.** 1991. Bacillariophyceae 3. Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. In: *Sübwass. Mitteleuropa* (H. Ettl, J. Gerloff, H. Heynig & D. Mollenhauer). G. Fischer, Stuttgart & Jena, 576p.
- Köster, D.; Pienitz, R.; Wolfe, B.B.; Barry, S.; Foster, D.R. & Dixit, S.S.** 2005. Paleolimnological assessment of human-induced impacts on Walden Pond (Massachusetts, USA) using diatoms and stable isotopes. *Aquatic Ecosystem Health & Management* 8(2): 117-131.
- Lamparelli, M.C.** 2004. Graus de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: Avaliação dos métodos de monitoramento. Tese de doutorado, Universidade de São Paulo: São Paulo. 207p.
- Lecointe, C.; Coste, M. & Prygiel, J.** 1993. "Omnidia": software for taxonomy, calculation of diatom indices and inventories management. *Hydrobiologia* 269/270: 509-513.
- Liess, A.; Lange, K.; Schulz, F.; Piggott, J.J.; Matthaei, C.D. & Townsend, C.R.** 2009. Light, nutrients and grazing interact to determine diatom species richness via changes to productivity, nutrient state and grazer activity. *Journal of Ecology*, 97: 326–336.
- Lobo, E.A.; Bes, D.; Tudesque, L. & Ector, L.** 2004a. Water quality assement of the Pardinho River, RS, Brasil using epilithic diatom assemblages and faecal coliforms a biological indicators. *Vie et Milieu-Life and Environment, França* 53: 46-53.
- Lobo, E.A.; Callegaro, V.L.M.; Bender, E.P.** 2002. Utilização de algas diatomáceas epilíticas como indicadores da qualidade da água em rios e arroios da região hidrográfica do Guaíba, RS, Brasil. Santa Cruz do Sul, RS. EDUNISC. 127p.
- Lobo, E.A.; Callegaro, V.L.M.; Hermany, G.; Bes, D.; Wetzel, C.E. & Oliveira, M.A.** 2004b. Use of epilithic diatoms as bioindicators from lotic system in southern Brazil. With special emphasis on eutrophication. *Acta Limnologica Brasiliensis* 16: 25-40.
- Lobo, E.A.; Callegaro, V.L.M.; Hermany, G.; Bes, D.; Wetzel, C.E. & Oliveira, M.A.** 2004c. Epilithic diatoms as bioindicator of eutrophication of lotic system of Southern Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensis* 16: 25-40.
- Lobo, E.A.; Callegaro, V.L.M.; Wetzel, C.E.; Hermany, G. & Bes, D.** 2004d. Water quality study of Condor and Capivara streams, Porto Alegre municipal district, RS, Brazil, using epilithic diatoms biocenoses as bioindicators. *Oceanological and Hydrobiological Studies, Polônia* 33: 77-93.

- Lobo, E.A.; Callegaro, V.L.M.; Schullers, S. Oliveira, M.A.; Salomoni, S. & Asai, K.** 1996. Pollution tolerant diatoms from rivers located in the Jacuí Basin, Rio Grande do Sul, Brazil. *Iheringia Sér. Bot.* 47: 43-70.
- Lobo, E.A.; Kirst, A.; Costa, A.B. & Oliveira, M.A.** 1995. Estudo na qualidade da água do Arroio Boa Vista, Município de Carlos Barbosa, Rio Grande do Sul. *Biociências, Porto Alegre* 3 (1): 43-63.
- Lobo, E. & Leighton, G.** 1986. Estruturas comunitárias de las fitocenosis planctónicas de los sistemas de desembocaduras de rios y esteros de La zona Central de Chile. *Revista de Biología Marinha*, v.22, n.1, p. 1-29.
- Lobo, E.A.; Salomoni, S.; Rocha, O. & Callegaro, V. L.** 2006. Epilithic diatoms as indicators of water quality in the Gravataí river, Rio Grande do Sul, Brazil. *Hydrobiologia (The Hague)*, Hague 559: 233-246.
- Lobo, E.A.; Wetzel, C.E.; Ector, L.; Katoh, K.; Blanco, S. & Mayama, S.** 2010. Response of epilithic diatom communities to environmental gradients in subtropical temperate Brazilian rivers. *Limnetica*, 29 (2): 323-340.
- Lorenzi, A.S.** 2004. Abordagens moleculares para detectar cianobactérias e seus genótipos produtores de microcistinas presentes nas represas Billings e Guarapiranga, São Paulo, Brasil. Dissertação de mestrado, Universidade de São Paulo: Piracicaba. 92p.
- Lotter, A.** 2001. The palaeolimnology of Soppensee (Central Switzerland), as evidenced by diatom, pollen, and fossil-pigment analyses. *Journal of Paleolimnology* 25: 65-79.
- Lowe, R.L.** 1974. Environmental Requirements and Pollution Tolerance of Freshwater Diatoms. National Environmental Research Center, Cincinnati, Ohio. 333p.
- Mackereth, F.J.H.; Heron, J.; Talling, J.F.** 1978. Water analysis: some revised methods for limnologists. Cumbria: Freshwater Biological. Ed. Wilson, Son Ltda, Kendall. 117p. (Association Scientific Publication, 36).
- Magurran, A. E.** 2004. Measuring Biological Diversity. United Kingdom: Blackwell Publishing. 256 p.
- Maier, M.H.** 1985. Limnologia de reservatórios do sudeste do Estado de São Paulo, Brasil. II. Circulação e estratificação da água. *B. Inst. Pesca*, 12: 11-43.
- Maier, M.H. & Takino, M.** 1985a. Limnologia de reservatórios do sudeste do Estado de São Paulo, Brasil. III. Qualidade da água. *B. Inst. Pesca*, 12: 45-73.
- Maier, M.H. & Takino, M.** 1985b. Limnologia de reservatórios do sudeste do Estado de São Paulo, Brasil. IV. Nutrientes e clorofila-a. *B. Inst. Pesca*, 12: 75-102.
- Maier, M.H. & Takino, M.** 1985c. Limnologia de reservatórios do sudeste do Estado de São Paulo, Brasil. V. Tipificação através de fatores abióticos e clorofila-a. *B. Inst. Pesca*, 12: 103-122.
- Maier, M.H.; Meyer, M. & Takino, M.** 1985. Caracterização física e química da água da represa do Rio Grande (Riacho Grande), SP, Brasil. *B. Inst. Pesca*, 12:47-62.
- Maier, M.H.; Takino, M. & Monteiro-Junior, A.J.** 1997. Comportamento diurno do Reservatório Rio Grande (complexo Billings), 23°52'S-46°31'W; Riacho Grande, SP, Brasil. *B. Inst. Pesca* 24: 1-17.

- Manoylov, K.M.; Ognjanova-Rumenova, N. & Stevenson, R.J.** 2009. Morphotype variations in subfossil diatom species of *Aulacoseira* in 24 Michigan Lakes, USA. *Acta Bot. Croat.* 68 (2), 401–419.
- Marengo, J.A.** 2008. Águas e mudanças climáticas. *Estudos Avançados (Dossiê Água)* 22(63): 83-96.
- Mariani, F.M.** 2006. Reservatório Rio Grande: caracterização limnológica da água e biodisponibilidade de metais-traço no sedimento. Dissertação de mestrado, Universidade de São Paulo: São Paulo. 124p.
- Mariani C.F.** 2010. Variação temporal do teor de SVA/MÊS e avaliação integrada do sedimento do Braço Rio Grande (Complexo Billings – SP). Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- 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.; Fidalgo, V.H. & Pompêo, M.L.M.** 2006. Biota and water quality in the Riacho Grande reservoir, Billings Complex (São Paulo, Brazil). *Acta Limnol. Bras.* 18: 267-280.
- Mariani, C.F. & Pompêo, M.L.M.** 2008. Potentially bioavailable metal in sediment from a tropical polymitic environment – Rio Grande reservoir, Brazil. *J Soils Sediments* 8:284–288.
- Mattos, I.L.; Shiraishi, K. A.; Braz, A.D. & Fernandes, J.R.** 2003. Peroxido de hidrogênio: importância e determinação. *Quim. Nova*, 26: 373-380.
- Matsuzaki, M.** 2007. Transposição das águas do braço Taquacetuba da represa Billings para a represa Guarapiranga: aspectos relacionados à qualidade de água para abastecimento. Tese de doutorado. Universidade de São Paulo: São Paulo. 181p.
- Mayama, S. & Kobayasi, H.** 1984. The separated distribution of the two varieties of *Achnanthes minutissima* kuetz. According to degree of river water pollution. *Jap. J. Limnol.* 45: 304-312.
- McCune, B.M.J. & Mefford, M.J.** 2006. PC-ORD Multivariate analysis of ecological data. Version 3.0. MJM. Software design, Oregon, 47p.
- Metzeltin, D.; Lange-Bertalot, H. & Garcia-Rodriguez, F.** 2005. Diatoms of Uruguay. *Iconografia Diatomologica* 15: 736 p.
- Metzeltin, D. & Lange-Bertalot, H.** 2007. Tropical Diatoms of South America. *Iconografia Diatomologica*. Stuttgart: Koeltz Scientific Books 18: 877p.
- Minte-Vera, C.V.** 1997. A pesca artesanal no Reservatório Billings (São Paulo). Dissertação de mestrado, Universidade Estadual de Campinas: Campinas. 84p.
- Morandi, L.L.** 2002. Eunotiales (Bacillariophyceae) de águas continentais do estado de São Paulo: levantamento florístico. Dissertação de Mestrado. Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto. Universidade de São Paulo. Ribeirão Preto. 156p.
- Moro, R.S.** 1998. Interpretações paleolimnológicas do quartenário a partir da análise da comunidade de diatomáceas (Bacillariophyceae) nos sedimentos da Lagoa Dourada, Ponta Grossa, Paraná. Tese de Doutorado, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro. 330 p.
- Moro, R.S. & Fürstenbeger, C.B.** 1997. Catálogo dos principais parâmetros ecológicos de diatomáceas não-marinhas. Ponta Grossa: Editora da Universidade Estadual de Ponta Grossa, 282p.

- Moschini-Carlos, V.; Bortoli, S.; Pinto, E.; Nishimura, P.Y.; Freitas, L. G.; Pompêo, M.L.M & Dorr, F.** 2009. Cyanobacteria and Cyanotoxin in the Billings Reservoir (São Paulo, SP, Brazil). *Limnetica*, 28 (2): 273-282.
- Moschini-Carlos, V.; Freitas, L.G. & Pompêo, M.** 2010. Limnological evaluation of water in the Rio Grande and Taquacetuba branches of the Billings Complex (São Paulo, Brazil) and management implications. *Ambi-Agua*, 5: 47-59.
- Mozeto, A.A.** 2004. Sedimentos e particulados lacustres: amostragem e análises biogeoquímicas. In: Bicudo, C.E.M. & Bicudo, D.C. (orgs.) *Amostragem em Limnologia*. São Carlos: RIMA Editora. p. 295-341.
- Nascimento, M.R.L.** 2003. Proposição de valores de referência para concentração de metais e metalóides em sedimentos limnicos e fluviais da bacia hidrográfica do Rio Tietê, SP. Tese de doutorado, Universidade Federal de São Carlos: São Carlos. 110p.
- Nishimura, P.Y.** 2008. Ecologia da comunidade fitoplanctônica em dois braços da represa Billings (São Paulo, SP) com diferentes graus de trofia. Dissertação de mestrado, Universidade de São Paulo: São Paulo. 148p.
- Palmer, M.C.** 1960. Algas e Suprimento de Água na Área de São Paulo. *Revista DAE*, São Paulo, 21(27): 11-15.
- Pappas, J.L. & Stoermer, E.F.** 1996. Quantitative method for determining a representative algal sample count. *J. Phycol.* 32, 393-696.
- Patrick, R.** 1940. Some new diatoms from Brazil. *Acad. Nat. Sci. Phil., Notulae Naturae* 59:1-7.
- Patrick, R. & Reimer, C.W.** 1966. The diatoms of the United States. Academy of Natural Sciences, Philadelphia. Vol. 2, 688 p.
- Peterson, C.G. & Hoagland, K.D.** 1990. Effects of wind-induced turbulence and algal mat development on epilithic diatom succession in a large reservoir. *Archive für Hydrobiologie* 118: 47-68.
- Pielou, E.C.** 1984. *The Interpretation of Ecological Data*. New York: John Willey and Sons. 263p.
- Potapova, M. & Charles, D. F.** 2007. Diatom metrics for monitoring eutrophication in rivers of the United States. *Ecological Indicators* 7:48–70.
- Poulicková, A., Duchoslav, M. & Dokulil, M.** 2004. Littoral diatom assemblages as bioindicators of lake trophic status: a case study from perialpine lakes in Austria. *Eur. J. Phycol.* 39: 143-152.
- PROAM (Instituto Brasileiro de Proteção Ambiental)** 2006. Billings 81 anos: impactos ambientais. 42p.
- Räsänen, M.** 1986. Recent sedimentation in a freshwater reservoir in SW-Finland: the diatomological and chemical evidence of sediments on the development of the water body. *Hydrobiologia* 143: 361-369.
- Rebouças, A.C.** 1999. Água doce no mundo e no Brasil. In: Rebouças, A.C., Braga, B. & Tundisi, J.G. (orgs.). *Águas doces do Brasil: capital ecológico, uso e conservação*. São Paulo: Escrituras Editora. p. 1-37.

- Reynolds, C.S.** 2006. *The Ecology of Phytoplankton*. Cambridge University Press, New York. 535p.
- Ribeiro, W.C.** 2008. *Geografia Política da Água*. São Paulo: Annablume, 162p.
- Ribeiro, F.C.P.; Senna, C.S.F & Torgan, L.C.** 2010. The use of diatoms for paleohydrological and paleoenvironmental reconstructions of Itupanema Beach, Pará State, Amazon region, during the last millennium. *Rev. bras. paleontol.* 13(1):21-32.
- Rivelino, O.; Souza, W.F.R. de; Merllo Filho, H.** 2003. Barreira de contenção para algas do gênero *Microcystis* sp. SANEAS, junho de 2003, p. 29-31.
- Rocha, A.A.** 1984. A ecologia, os aspectos sanitários e de saúde pública da represa Billings na região metropolitana de São Paulo: uma contribuição a sua recuperação. Tese de livre docência. Universidade de São Paulo: São Paulo. 132p.
- Rocha, A.A. & Branco, S.M.** 1985. O nitrogênio e fósforo como fatores limitantes ao desenvolvimento de algas cianofíceas na represa Billings. *Revista DAE*, 45: 156-158.
- Rocha, A. A.; Filho, R.A.L. & Meicheles, L.A.M.** 1986. A qualidade sanitária das águas da represa Billings – breves comentários sobre o aproveitamento para abastecimento público e irrigação. *Revista DAE*, 46: 171-176.
- Rocha, A.A.; Jureidini, P.; Branco, S.M.; Motter, O.F.; Lima Filho, R.A. & Meicheles, L.A.M.** 1985. Variações dos nutrientes, nitrogênio e fósforo, as algas e a clorofila-a na represa Billings. *Revista DAE*, 45: 395-407.
- Rocha, A.A.; Pereira, D.N.; Pádua, H.B.** 1985. Produtos de pesca e contaminantes químicos na água da Represa Billings, São Paulo (Brasil). *Rev. Saúde Pública* 19.
- Rocha, O.; Tavares, K.S.; Branco, M.B.C.; Pamplin, P.A.Z.; Espíndola, E.L.G. & Marchese, M.** 2006. Biodiversity in reservoirs and relationships with the eutrophication process. In: J.G. Tundisi, T.M. Tundisi, C.S. Galli. (eds.). *Eutrophication in South America: causes, consequences, and technologies for management and control*. Brazilian Academy of Sciences, São Carlos 531 p.
- Rodrigues, L.L.** 2008. Biodiversidade de cianobactérias e algas das represas Billings (Braço Taquacetuba) e Guarapiranga, SP, Brasil. Dissertação de mestrado, Universidade de São Paulo: São Paulo. 189p.
- Rodrigues, L.L., Sant’Anna C.L. & Tucci, A.** 2010. Chlorophyceae das Represas Billings (Braço Taquacetuba) e Guarapiranga, SP, Brasil. *Revista Brasil.Bot.*, v.33, n.2, p. 247-264.
- Roque, R.** 1980. Aspectos ecológicos-sanitários e fitoplâncton na Represa Billings. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo: São Paulo. 87p.
- Round, F.E.; Crawford, R.M. ; Mann, D.G.** 1990. *The diatoms. Biology & morphology of the genera*. New York, Cambridge University Press. p. 1-129.
- Ruhland, K.; Paterson A.M. & Smol J.P.** 2008. Hemispheric-scale patterns of climate-related shifts in planktonic diatoms from North American and European lakes. *Global Change Biology* 14: 2740–2754.
- Sabesp.** 2010b. Análise dos Aspectos Relacionados ao Desenvolvimento e Aprimoramento para a Melhoria da Situação dos Mananciais. <http://www2.sabesp.com.br/mananciais/DivulgacaoSiteSabesp.aspx>. (Acesso em: 01.07.2010).

- Sabesp.** 2010a. Tratamento de água na grande São Paulo.  
<http://www.sabesp.com.br/CalandraWeb/CalandraRedirect/?temp=4&proj=sabesp&pub=T&db=&docid=CC8BB4856DE5633B832571AE005B0E26>. Acesso em: 29. 06.2010.
- Salomoni, S.E.; Rocha, O.; Callegaro, V.L.M. & Lobo, E.A.** 2006. Epilithic diatoms as indicators of water quality in the Gravataí river, Rio Grande do Sul, Brazil. *Hydrobiologia*: 1-14.
- Sampaio, S.A.** 2007. Quantificação de metais em águas e sedimentos do Reservatório Billings por fluorescência de raios X com reflexão total e radiação síncrotron (SR-TXRF). Dissertação de mestrado, Universidade Estadual de Campinas: Campinas. 193p.
- Sant'Anna, C.L.; Azevedo, M.T.P.; Senna, P.A.C.; Komárek, J. & Komárková, J.** 2004. Planktic Cyanobacteria from São Paulo State, Brazil: Chroococcales. *Rev. Bras. Bot.* 27: 213-227.
- Sant'Anna, C.L.; Melcher, S.S.; Carvalho, M.C.; Gelmeço, M.P. & Azevedo, M.T.P.** 2007. Planktic Cyanobacteria from upper Tietê basin reservoirs, SP, Brazil. *Rev. Bras. Bot.* 30: 1-15.
- Santos-Wisniewski, M.J.; Silva, L.C.; Leone, I.C.; Laudares-Silva, R. & Rocha, O.** 2007. First record of the occurrence of *Ceratium furcoides* (Levander) Langhans 1925, an invasive species in the hydroelectricity power plant Furnas Reservoir, MG, Brazil. *Braz. J. Biol.*, 67(4): 791-793.
- Sartory, D.P. & Grobbelaar, J.E.** 1984. Extraction of chlorophyll a from freshwater phytoplankton for spectrophotometric analysis. *Hydrobiologia* 114:177-187.
- Sayer, C.D. & Roberts, N.** 2001. Establishing realistic restoration targets for nutrient-enriched shallow lakes: linking diatom ecology and paleoecology at the Attenborough Ponds, U.K. *Hydrobiologia* 448: 117-142.
- Schönfelder, I., Gelbrecht, J., Schönfelder, J. & Steinberg, C.E.W.** 2002. Relationship between littoral diatoms and their chemical environment in northeastern German lakes and rivers. *J. Phycol.* 38: 66-82.
- Sekar, R.; Venugopalan, V.P.; Nandakumar, K.; Nair, K.V.K. & Rao, V.N.R.** 2004. Early stages of biofilm succession in a lentic freshwater environment. *Hydrobiologia* 512: 97-108.
- SET (Secretaria de Estado dos Transportes de São Paulo).** 2005. Registro ambiental da Represa Billings. São Paulo. 119p.
- Shepherd, G.J.** 1996. Fitopac 1: manual do usuário. Departamento de Botânica, Unicamp. 95p.
- Silva, L.F.** 2008. Distribuição longitudinal da comunidade de diatomáceas de sedimentos superficiais nos reservatórios em cascata do Rio Paranapanema. Dissertação de mestrado, Instituto de Botânica: São Paulo. 137p.
- Silva, A.M.** 2009. Diatomáceas com potencial indicador do estado trófico de dois reservatórios com diferentes padrões de trofia: Piraquara e Irai. Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Paraná, Paraná.
- Silvério, P.F.** 2003. Bases técnico-científicas para a derivação de valores-guias de qualidade de sedimentos para metais: experimentos de campo e laboratório. Tese de doutorado, Universidade de São Paulo: São Carlos. 145p.
- Simonsen, R.** 1987. Atlas and Catalogue of the diatoms types of Friedrich Hustedt. J. Cramer: Berlin, Vol 1-3. pp. 1-525.

- Simpson, E.H.** 1949. Measurement of diversity. *Nature*, 163: 888.
- Siver, P. & Kling, H.** 1997. Morphological observations of *Aulacoseira* using scanning electron microscopy. *Can. J. Bot.* 75: 1807 – 1835.
- Smol, J.P.** 2008. *Pollution of lakes and rivers: a paleoenvironmental perspective*. 2 ed. 383p.
- Soares, A. & Mozeto, A.A.** 2006. Water Quality in the Tietê River Reservoirs (Billings, Barra Bonita, Bariri and Promissão, SP-Brazil) and Nutrient Fluxes across the Sediment-Water Interface (Barra Bonita). *Acta Limnol. Bras.* 18:247-266.
- Solorzano, L.** 1969. Determination of ammonia in natural waters by the phenolhypochlorite method. *Limnol. & Oceanogr.* 14: 799-801.
- Souza, R.C.R.; Carvalho, M.C. & Truzzi, A.C.** 1998. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanophyceae) dominance and contribution to the knowledge to the Rio Pequeno Arm, Billings Reservoir, Brasil. *Environmental Toxicology and water quality*, v. 13, 73-81.
- Souza, G.P.; Cope, V.; Silva, C.G. & Carmo, C.F.** 2005. Alteração diurna das variáveis limnológicas no braço Rio Grande, reservatório Billings, SP. In: X Congresso Brasileiro de Limnologia, Ilhéus, BA. X Congresso Brasileiro de Limnologia.
- Souza, G.S.; Koenig, M.L.; Leça, E.E. & Coelho, M.P.C.A.** 2007. Diatomáceas indicadoras de paleoambientes do Quaternário de Dois Irmãos, Recife, PE, Brasil. *Acta. Botânica Brasília*. 21: 521-529.
- Strickland, J.D. & Parsons, T.R.** 1960. A manual of sea water analysis. *Bull. Fish. Res. Bel. Can.* 125.
- Tanigushi, G.M.; Bicudo, D.C. & Senna, P.A.C.** 2005. Gradiente litorâneo-limnético do fitoplâncton e ficoperifíton em uma lagoa da planície de inundação do Rio Mogi-Guaçu. *Revista Brasileira de Botânica*. 28:137-147.
- Taylor, J.C.; Harding, W.R. & Archibald, G.M.** 2007. An Illustrated Guide to Some Common Diatom Species from South Africa. WRC Report TT 282/07. pp. 1-224.
- Taukulis, F.E. & John, J.** 2009. Development of a diatom-based transfer function for lakes and streams severely impacted by secondary salinity in the south-west region of Western Australia. *Hydrobiologia*, 626:129–143.
- Ter-Braak, C.J.F.** 1986. Canonical Correspondence Analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* 67: 1167-1179.
- Thomaz, S.M.; Esteves, F.A.; Murphy, K.J.; dos Santos, A.M.; Caliman, A. & Guariento, R.D.** 2008. Aquatic macrophytes in the tropics: Ecology ou populations and communities, impacts of invasions and human use, in International Commission on Tropical Biology and Natural Resources. [Eds. Kleber Del Claro, Paulo S. Oliveira, Victor Rico-Gray, Ana Angelica Almeida Barbosa, Arturo Bonet, Fabio Rubio Scarano, Francisco Jose Morales Garzon, Gloria Carrion Villarnovo, Lisias Coelho, Marcus Vinicius Sampaio, Mauricio Quesada, Molly R. Morris, Nelson Ramirez, Oswaldo Marcal Junior, Regina Helena Ferraz Macedo, Robert J. Marquis, Rogerio Parentoni Martins, Silvio Carlos Rodrigues, Ulrich Luttge], in *Encyclopedia of Life Support Systems (EOLSS)*, Developed under the Auspices of the UNESCO, Eolss Publishers, Oxford, UK, [<http://www.eolss.net>]
- Toledo Junior, A.P. & Kawai, H.** 1977. Modelo para a avaliação do perfil vertical de oxigênio dissolvido na Represa Billings. São Paulo: CETESB. 115-125.

- Torgan, L.C. & Aguiar, L.W.** 1974. Nota preliminar sobre a flora diatomológica do Guaíba - RS. In: XXV Congresso Nacional de Botânica, Mossoró, Rio Grande do Norte. Anais da Sociedade Botânica do Brasil. CONFERIR SE FOI USADA E NUMERO DA PAGINA.
- Tundisi, J.G.** 2005. A água no século XXI: enfrentando a escassez. São Carlos: RiMa. 248p.
- Tundisi, J.C.** 2008. Recursos hídricos no futuro: problemas e soluções. Estudos Avançados (Dossiê Água) 22(63): 7-16.
- Tundisi, J.G. & Matsumura-Tundisi, T.M.** 2008. Limnologia. Oficina de textos, São Paulo.
- Valderrama, G.C.** 1981. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. Mar. Chem. 10:109-122.
- Van Dam, H.; Mertens, A. & Sinkeldam, J.** 1994. A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. Netherlands Journal of Aquatic Ecology, 28: 117-133.
- Van Heurck, H.** 1899. Traité des Diatomées. Edité aux Frais de L'Auteur, pp. 1-572.
- Viana, S.M. & Rocha, O.** 2005 The toxicity of copper sulphate and atrazine to the diatom *Aulacoseira granulata* (Ehrenberg) Simmons. Acta Limnol. Bras., v.17, n.3, p291-300.
- Vilela, P.A.D.** 2009. Reuso de água do Rio Pinheiros como elemento de recuperação da Represa Billings. Tese de doutorado, Saúde Pública, Universidade de São Paulo: São Paulo. 168p.
- Werner, P. & Köhler, J.** 2005. Seasonal dynamics of benthic and planktonic algae in a nutrient-rich Lowland River (Spree, Germany). International Review of Hydrobiology 90:1-20.
- Wetzel, R.G. & Likens, G.E.** 1991. Limnological analysis. New York: Springer Verlag. 331p.
- Wetzel, R.G.** 2000. Limnology - Lake and River Ecosystem (3th ed.), Academic Press, California. 1006 p.
- Wetzel, C.E.** 2011. Biodiversidade e distribuição de diatomáceas (Ochrophyta, Bacillariophyceae) na bacia hidrográfica do Rio Negro, Amazonas, Brasil. Tese de Doutorado. Instituto de Botânica da Secretaria do Meio Ambiente. São Paulo. 1876 p.
- Whately, M & Cunha, P.M.** 2006. Guarapiranga 2005 Como e por que São Paulo está perdendo este manancial: resultados do diagnóstico socioambiental participativo da Bacia Hidrográfica do Guarapiranga. ISA - Instituto Socioambiental, 51p.
- Whately, M & Hercowitz, M.** 2008. Serviços ambientais: conhecer, valorizar e cuidar: subsídios para a proteção dos mananciais de São Paulo. São Paulo: ISA - Instituto Socioambiental, 119p.
- Wolf, H.** 1982. Method of coding of ecological data from diatoms for computer utilization. Meded. Rijks. Geol. Dienst. 36: 95-98.
- Xavier, M.B.** 1981a. Represa Billings – São Paulo. I. Fitoplâncton: características físicas da água. Bolm. Inst. Pesca 8: 23-46.
- Xavier, M.B.** 1981b. Represa Billings – São Paulo. II. Variação sazonal do fitoplâncton. Bolm. Inst. Pesca 8: 47-64.
- Xavier, M.B.; Junior, M. & Fujiara, L.P.** 1985. Limnologia de reservatórios do sudeste do Estado de São Paulo, Brasil. VII. Fitoplâncton. B. Inst. Pesca 12: 145-186.

- Xavier, M.B.** 1988. Euglenaceae pigmentadas (Euglenophyceae) do Rio Grande, represa Billings, São Paulo, Brasil: Estudo limnológico. *Acta Limnologica Brasiliensia* 11: 303-321.
- Xavier, M.B.** 1993. Distribuição vertical das Euglenaceae pigmentadas do Rio Grande, Represa Billings, São Paulo, Brasil. *Acta Limnologica Brasiliensia* 6: 11-30.
- Yu, G.; Xue, B.; Lai, G.; Gui, F. & Liu, X.** 2007. A 200-year historical modelling of catchment nutrient changes in Taihu basin, China. *Hydrobiologia* 581: 79-87.
- Zalat, A. & Vildary, S.S.** 2007. Environmental change in Northern Egyptian Delta lakes during the late Holocene, based on diatom analysis. *J Paleolimnol* 37:273–299.

# **ANEXO 1**

**RESULTADOS DAS ANÁLISES QUANTITATIVAS DAS DIATOMÁCEAS  
PLANCTÔNICAS E PRESENTES NO SEDIMENTO SUPERFICIAL DO COMPLEXO  
BILLINGS**



Tabela 2. Número total de valvas por estação de amostragem, nos períodos de inverno e verão para o fitoplâncton (ml) e sedimentos superficiais (g/massa seca), do Complexo Billings, São Paulo.

	Plâncton inverno	Plâncton verão	Sedimento
RG01	402	448	452
RG02	628	502	498
RG03	555	462	419
RG04	528	439	416
RP05	636	424	420
RP06	580	401	447
RP07	504	410	493
CC08	596	438	487
CC09	536	404	410
TQ10	500	433	420
TQ11	512	438	401
TQ12	523	426	431

## **ANEXO 2**

ENQUADRAMENTO SISTEMÁTICO E ILUSTRAÇÃO DOS TÁXONS DE  
DIATOMÁCEAS ABUNDANTES E DOMINANTES DO PLÂNCTON (PERÍODOS  
DE INVERNO E VERÃO) E ABUNDANTES DO SEDIMENTO DE SUPERFÍCIE DO  
COMPLEXO BILLINGS

ENQUADRAMENTO SISTEMÁTICO DOS TÁXONS ABUNDANTES E  
DOMINANTES

O enquadramento taxonômico seguiu, principalmente, Round *et al.* (1990).

**CLASSE COSCINODISCOPHYCEA**

**Ordem Thalassiosirales**

Família Stephanodiscaceae

Gênero *Cyclotella* (Kützing) Brébisson

*Cyclotella* cf. *atomus* var.1 Hustedt

*Cyclotella meneghiniana* Kützing

Gênero *Discostella* Houk & Klee

*Discostella stelligera* (Cleve & Grun.) Houk & Klee

*Discostella pseudostelligera* (Hustedt) Houk & Klee

**Ordem Aulacoseirales**

Família Aulacoseiraceae

Gênero *Aulacoseira* Thwaites

*Aulacoseira ambigua* (Grunow) Simonsen

*Aulacoseira granulata* (Ehr.) Simonsen var. *granulata*

*Aulacoseira granulata* (Ehr.) Simonsen var. *angustissima* (O. Müller)

Simonsen

*Aulacoseira pusilla* (Meister) Tuji et Houki

*Aulacoseira tenella* (Nygaard) Simonsen

**CLASSE FRAGILARIOPHYCEAE**

**Ordem Fragilariales**

Família Fragilariaceae

Gênero *Fragilaria* Lyngbye

*Fragilaria gracilis* Oestrup

*Fragilaria rumpens* var.1

*Fragilaria crotonensis* Kitton var. *oregona* Soveregein

*Fragilaria* sp.1 (complexo *F. rumpens*)

Gênero *Synedra* Ehrenberg

*Synedra ulna* cf. var. *danica* (Kützing) Van Heurck

Gênero *Ulnaria* (Kützing) Compère

*Ulnaria acus* (Kützing) Aboal

## CLASSE BACILLARIOPHYCEAE

### Ordem Eunotiales

Família Eunotiaceae

Gênero *Eunotia* Ehrenberg Kützing

*Eunotia incisa* Gregory

*Eunotia maegelii* Migula

*Eunotia veneris* (Kützing) De Toni

*Eunotia rhomboidea* Hustedt

*Eunotia* sp.

### Ordem Cymbellales

Família Cymbellaceae

Gêneros *Encyonopsis* Krammer

*Encyonopsis subcapitata* Krammer

*Encyonopsis subminuta* Krammer & Reichardt

### Ordem Achnanthes

Família Achnanthesiaceae

Gêneros *Achnanthes* Kützing

*Achnanthes catenatum* (Bily & Marvan) Lange-Bertalot

*Achnanthes minutissimum* (Kützing) Czarnecki

*Achnanthes* cf. *saprophilum* (Kobayasi & Mayama) Round &

Bukhtiyarova

### Ordem Naviculales

Família Amphipleuraceae

Gênero *Frustulia* Rabenhorst

*Frustulia crassinervia* (Bréb.) Lange-Bertalot & Krammer

Família Brachysiraceae

Gênero *Brachysira* Kützing

*Brachysira brebissonii* Ross

*Brachysira neoexilis* Lange-Bertalot

Família Naviculaceae

Gênero *Navicula* Bory

*Navicula heimansioides* Lange-Bertalot

### **Ordem Surirellales**

Família Surirellaceae

Gênero *Stenopterobia* Brébisson

*Stenopterobia delicatissima* (Lewis) Van Heurck

*Stenopterobia planctonica* Metzeltin & Lange-Bertalot

## Prancha 1

Escala: 10  $\mu$ m

---

**Figuras 1-5.** *Aulacoseira cf. tenella* (Nygaard) Simonsen

**Figuras 6-9.** *Aulacoseira pusilla* (Meister) Tuji et Houki

**Figuras 10-15.** *Aulacoseira tenella* (Nygaard) Simonsen

**Figuras 16-19.** *Aulacoseira granulata* (Ehr.) Simonsen **var. angustissima** (O. Müller) Simonsen

**Figuras 20-22.** *Aulacoseira ambigua* (Grunow) Simonsen

**Figuras 23-24.** *Aulacoseira granulata* (Ehr.) Simonsen

**Figuras 25-29.** *Aulacoseira granulata var. granulata* (Ehr.) Simonsen

Fig. 1-5. Os exemplares diferem de *A. tenella* por apresentarem aréolas mais delicadas e numerosas. Análises ao microscópio eletrônico de varredura são necessárias para elucidar a circunscrição deste táxon.

Fig. 1-2. Vista valvar.

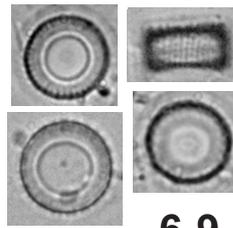
Fig. 3-5. Vista conectival.

Fig. 9-10. Vista conectival.

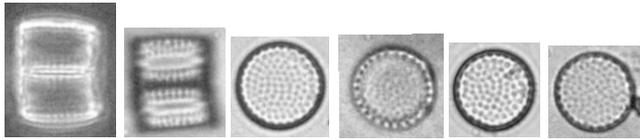
Fig. 11-14. Vista valvar.



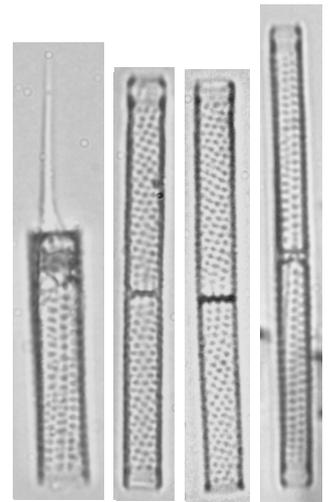
1-5



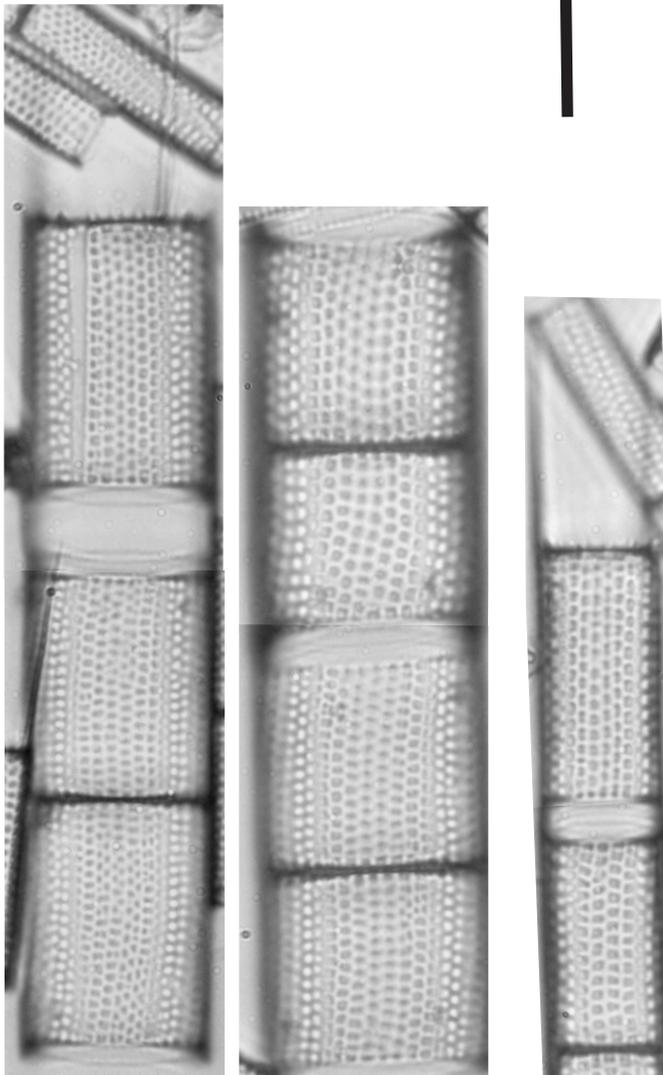
6-9



10-15

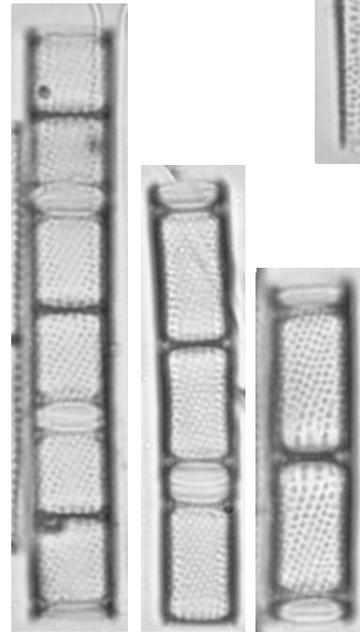


16-19

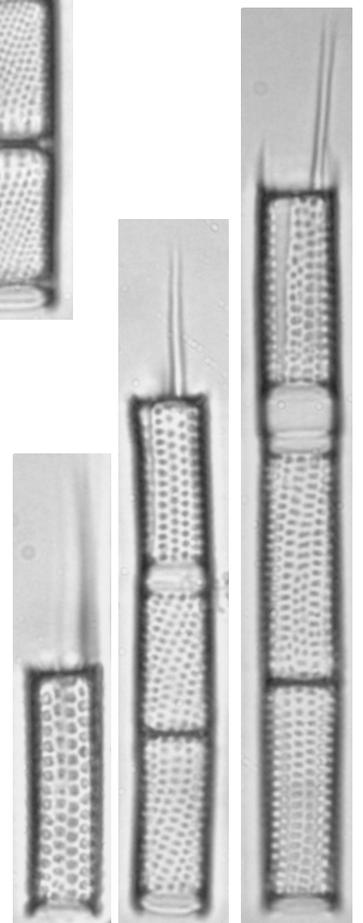


23-24

25-26



20-22



27-29

## Prancha 2

Escala: 10 µm

---

**Figuras 1-4.** *Cyclotella meneghiniana* Kützing

**Figuras 5-7.** *Discostella pseudostelligera* (Hustedt) Houk & Klee

**Figuras 8-12.** *Discostella stelligera* (Cleve & Grun.) Houk & Klee

**Figuras 13-20.** *Fragilaria rumpens* var.1

**Figuras 21-26.** *Fragilaria gracilis* Oestrup

**Figuras 27-35.** *Fragilaria* sp.1 (Complexo *F. rumpens*)

**Figuras 36-38.** *Fragilaria crotonensis* Kitton var. *oregona* Sovereign

**Fig. 13-14.** Valvas sem deformidades: Rio Pequeno (RP05).

**Fig. 15-20.** Exemplares da Represa Rio Grande.

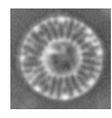
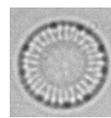
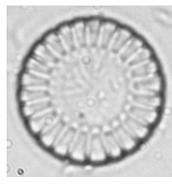
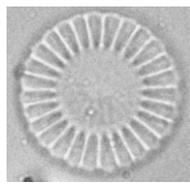
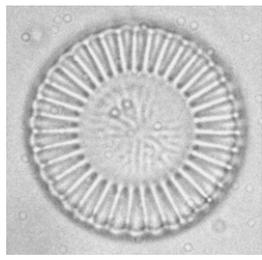
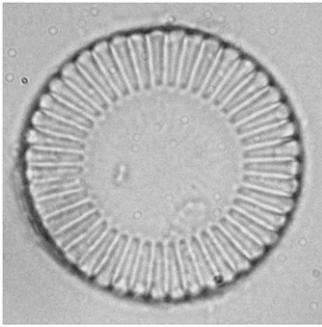
**Fig. 13-20.** Os exemplares assemelham-se a *Synedra rumpens* var. *fusa* Patrick, especialmente, pela forma alongada das valvas, pela intumescência na região central e constrição no ápice. Porém difere na quantidade de estrias, enquanto *S. rumpens* var. *fusa* possui 15 estrias em 10 µm, os exemplares aqui estudados possuem 17-20 estrias em 10 µm.

**Fig. 28-29.** Valvas sem deformidades.

**Fig. 28-37.** Os exemplares assemelham-se a algumas variedades descritas para *Synedra rumpens*, como a var. *scotica* e a var. *familiaris*. A morfologia valvar desses táxons é muito semelhante, porém os indivíduos do presente diferem, especialmente, pelas estrias lanceoladas e curtas, com presença de um esterno mais acentuado. Análises ao microscópio eletrônico de varredura são necessárias para elucidar a circunscrição deste táxon. Descrito originalmente como *Synedra rumpens* e sinonimizado por Lange-Bertalot (1980) com *Fragilaria capucina* Desmazières, no presente foi circunscrito no complexo *Fragilaria rumpens*, considerado o nome válido para espécie (Tuji e Williams 2006). Além dos poucos exemplares observados com morfologia típica, a deformidade nas valvas foi um fator complicador para a identificação desse táxon, não sendo possível saber quais características são próprias do táxon e quais são de fato, deformidades.

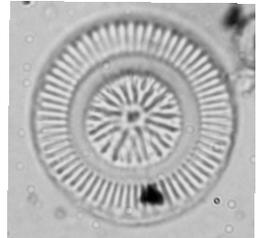
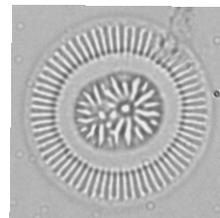
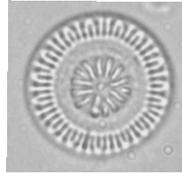
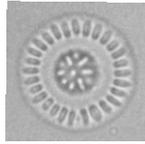
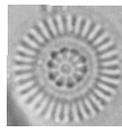
Lange-Bertalot, H. 1980. Zur systematischen Bewertung der bandförmigen kolonien bei *Navicula* und *Fragilaria*. Nova Hedwigia 723-787.

Tuji, A. & Williams, D. 2006. Examination of the type material of *Synedra rumpens* = *Fragilaria rumpens*, Bacillariophyceae. Phycological Research, 54: 99-103.

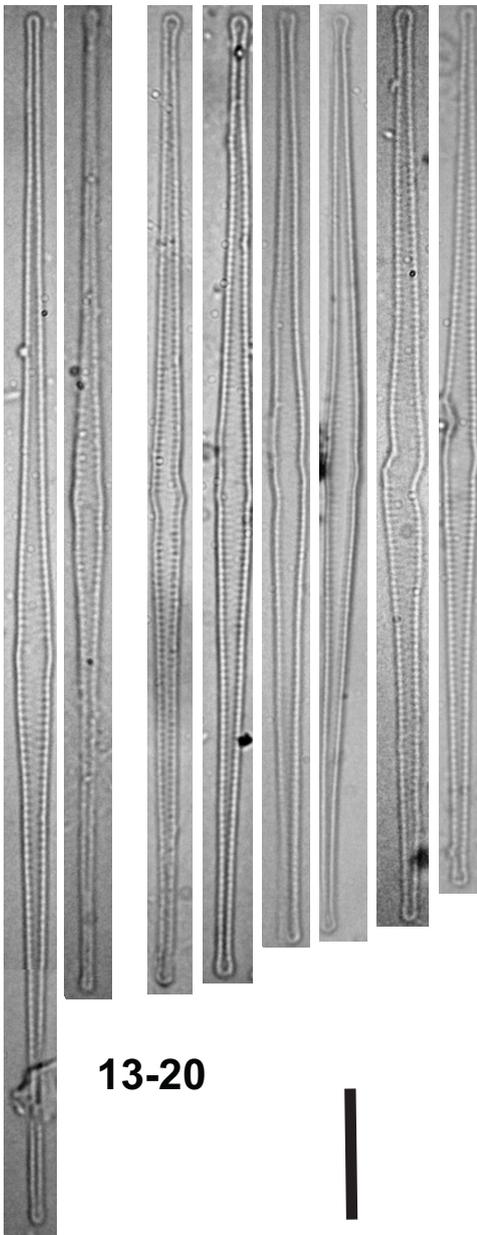


1-4

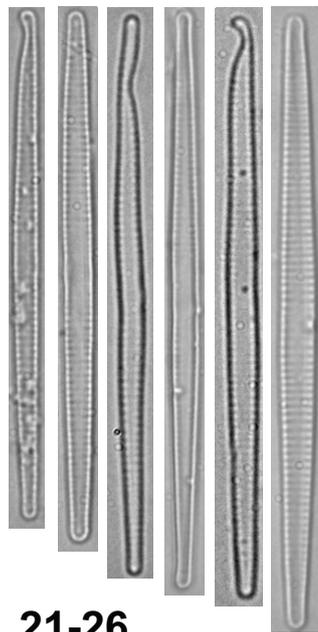
5-7



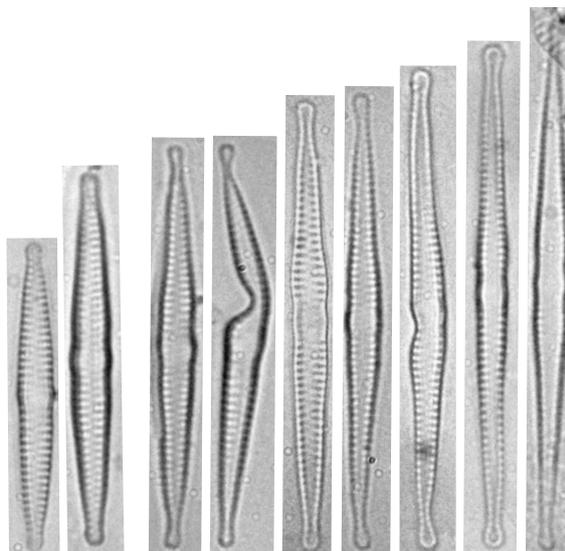
8-12



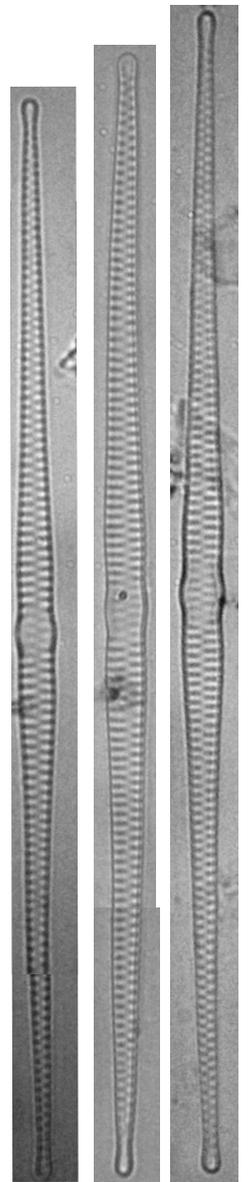
13-20



21-26



27-35



36-38

## Prancha 3

Escala: 10 µm

---

**Figuras 1-2.** *Ulnaria acus* (Kützing ) Aboal

**Figuras 3-4.** *Synedra ulna* cf. var. *danica* (Kützing) Van Heurck

**Figuras 5-10.** *Eunotia incisa* Gregory

**Figuras 11-15.** *Eunotia rhomboidea* Hustedt

**Figuras 16-18.** *Eunotia rhomboidea* Hustedt

**Figuras 19-24.** *Eunotia* sp.

**Figuras 25-26.** *Eunotia veneris* (Kützing) De Toni

**Figuras 27-28.** *Eunotia veneris* (Kützing) De Toni

**Figuras 29-30.** *Eunotia naegelii* Migula

Figuras 3-4. Muitos táxons do gênero *Synedra* estão sendo transferidos para o gênero *Ulnaria*, dentre os quais *Ulnaria ulna* (Nitzsch) Compère. Todavia, como não foi realizada uma revisão, muitos táxons ainda aguardam essa transferência (Tuji 2009), como é o caso de *Synedra ulna* cf. var. *danica*.

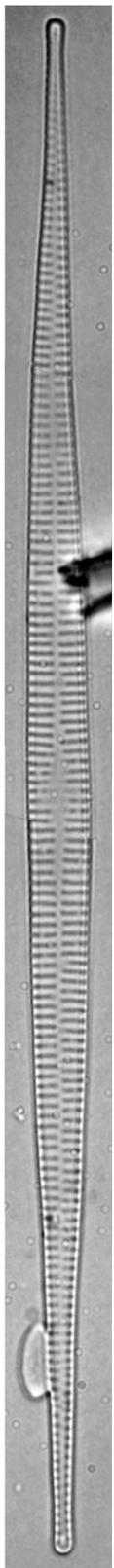
Figuras 11-15. Exemplos do braço Taquacetuba (TQ10)

Figuras 16-18. Exemplos da Represa Rio Grande (RG01)

Figuras 25-26. Exemplos do plâncton

Figuras 27-28. Exemplos do sedimento superficial

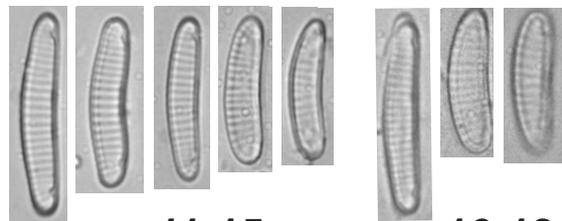
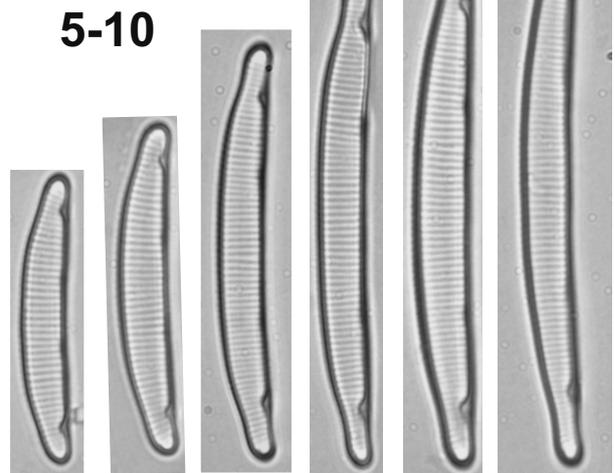
Tuji, A. 2009. The transfer of two Japanese *Synedra* species (Bacillariophyceae) to the Genus *Ulnaria*. Bull. Natl. Mus. Nat. Sci., Ser. B, 35 (1) 11-16.



1-2

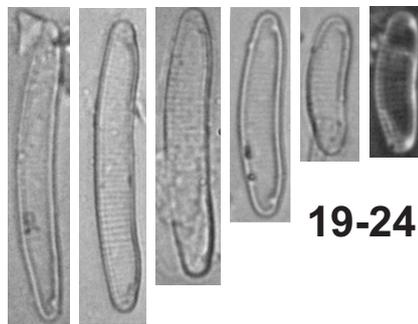


3-4

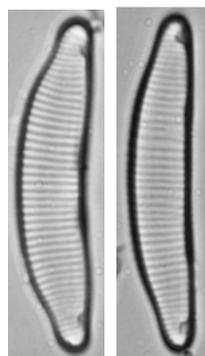


11-15

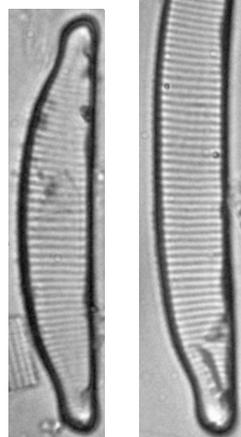
16-18



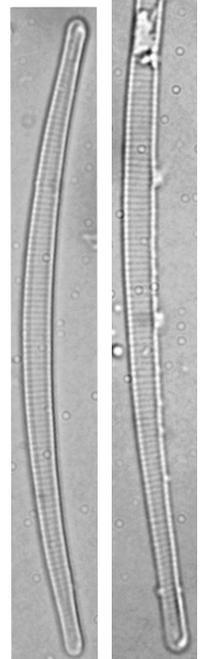
19-24



25-26



27-28



29-30

## Prancha 4

Escala: 10 µm

---

**Figuras 1-4.** *Encyonopsis subcapitata* Krammer

**Figuras 5-9.** *Encyonopsis subcapitata* Krammer

**Figuras 10-12.** *Encyonopsis subcapitata* Krammer

**Figuras 13-15.** *Encyonopsis subminuta* Krammer & Reichardt

**Figuras 16-18.** *Achnantheidium minutissimum* (Kützing) Czarnecki

**Figuras 19-22.** *Achnantheidium catenatum* (Bily & Marvan) Lange-Bertalot

**Figuras 23-27.** *Achnantheidium cf. saprophyllum* (Kobayasi & Mayama) Round & Bukhtiyarova

**Figuras 28-30.** *Frustulia crassinervia* (Bréb.) Lange-Bertalot & Krammer

**Figuras 31-33.** *Brachysira neoexilis* Lange-Bertalot

**Figuras 34-38.** *Brachysira brebissonii* Ross

**Figuras 39-42.** *Navicula heimansioides* Lange-Bertalot (= *Navicula notha* Wallace)

**Figura 43.** *Stenopterobia delicatissima* (Lewis) Van Heurck

**Figura 44.** *Stenopterobia planctonica* Metzeltin & Lange-Bertalot

Fig. 1-4, 5-10. Fitoplâncton, mesma população. As extremidades, embora diferentes, conferem com a variabilidade do material tipo ilustrado por Krammer 1997.

Fig. 10-12. Exemplos do sedimento superficial.

Fig. 19. Vista conectival.

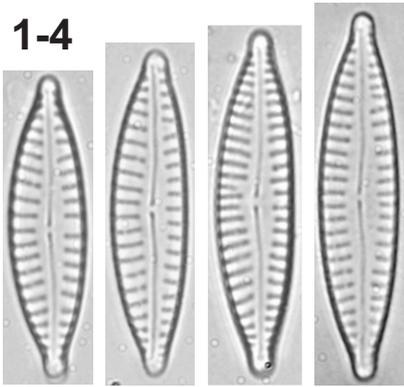
Fig. 30-42. Segundo harmonização taxonômica, *Navicula heimansioides* e *Navicula notha* representam variações morfológicas de uma única espécie (Morales 2001). Até que seja proposta a sinonimização dos táxons, foi adotado *N. heimansioides* por apresentar medidas que conferem com os representantes em Krammer & Lange-Bertalot (1986).

Krammer, K. 1997. Die cymbelloiden Diatomeen. Ein Monographie der weltweit bekannten Taxa. Teil 2. Encyonema part., Encyonopsis and Cymbellopsis. Bibliotheca Diatomologica 37:463 pp.

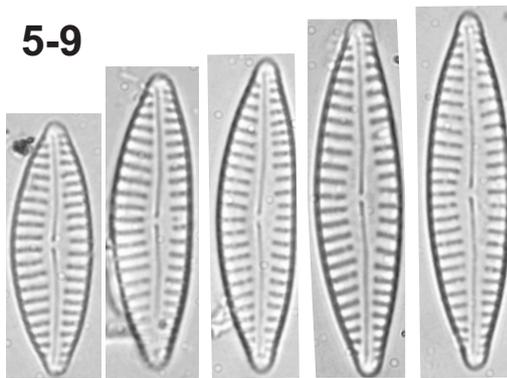
Krammer, K. & Lange-Bertalot, H. 1986. Bacillariophyceae: Naviculaceae. In: Sübwas. Mitteleuropa. (H. Ettl, J. Gerloff, H. Heynig & D. Mollenhauer). G. Fischer, Jena, 876p.

Morales, E. 2001. Fourth NAWQA Taxonomy Workshop on Harmonization of Algal Taxonomy. The Academy of Natural Sciences. 41p.

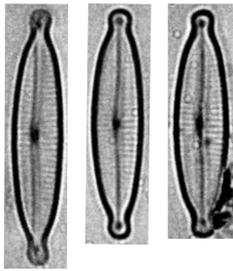
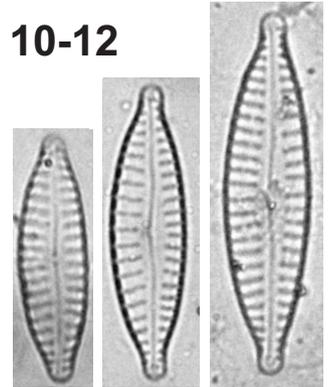
1-4



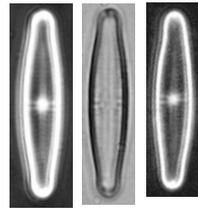
5-9



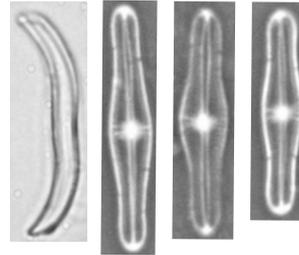
10-12



13-15

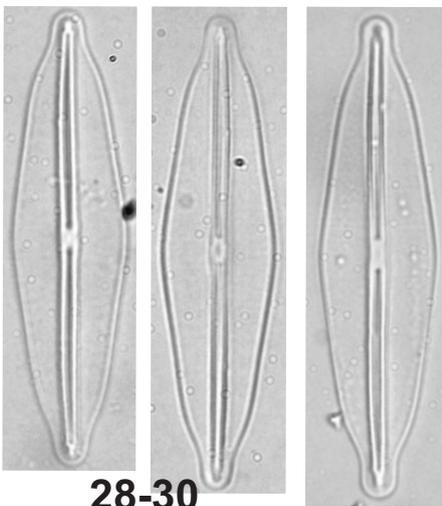
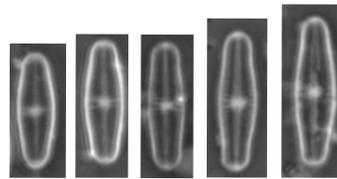


16-18

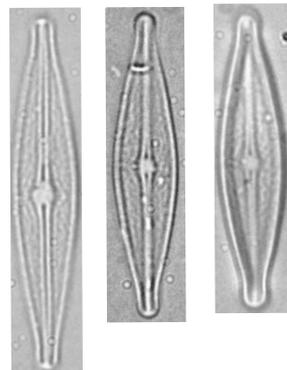


19-22

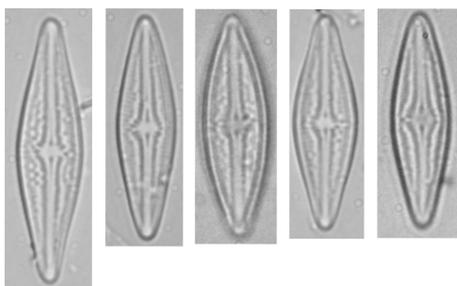
23-27



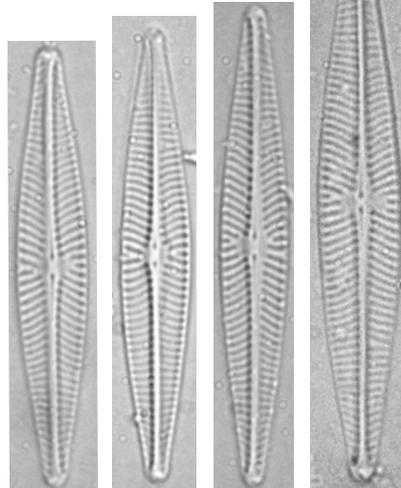
28-30



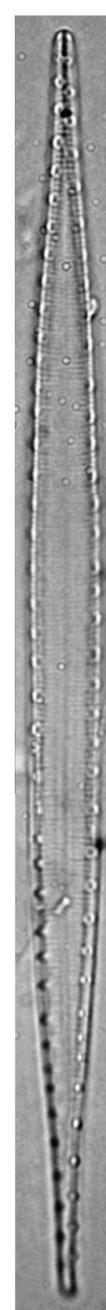
31-33



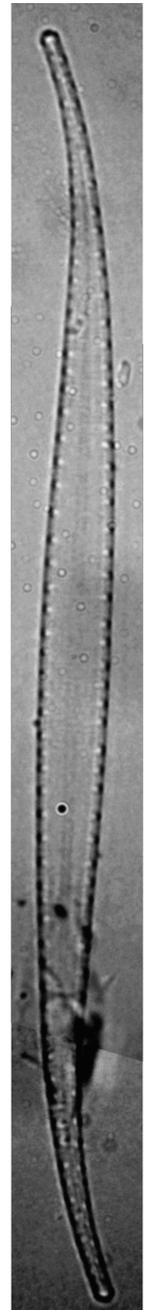
34-38



39-42



43



44