

SIMONE WENGRAT

Avaliação das alterações da biodiversidade de diatomáceas recentes e pretéritas em reservatórios com diferentes estados tróficos (áreas de mananciais da RMSP e arredores, SP)

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

São Paulo

2016

SIMONE WENGRAT

Avaliação das alterações da biodiversidade de diatomáceas recentes e pretéritas em reservatórios com diferentes estados tróficos (áreas de mananciais da RMSP e arredores, SP)

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

Orientadora: Prof^a Dr^a DENISE DE CAMPOS BICUDO

AGRADECIMENTOS

Agradeço em especial à minha querida orientadora, Dr^a Denise de C. Bicudo, pela oportunidade de ter compartilhado esses anos de trabalho intensos e valiosos. Obrigada por ter me aceitado prontamente e por ter me desafiado com esse lindo trabalho. Agradeço sua sabedoria, orientação, confiança e inspiração. Sinto-me honrada e extremamente grata por ter sido sua aluna durante essa jornada. Meu muito obrigada.

Ao professor Dr. Rubens Figueira e ao Ms. Paulo Alves de Lima Ferreira (Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo) pela parceria na geocronologia durante esses anos, parceria que gerou muito conhecimento e sem a qual não seria possível abordar as conclusões com tanta qualidade científica. Nosso muito obrigada.

Agradeço a Dr^a Helen Bennion (University College of London) pela calorosa acolhida e supervisão do estágio em Londres, pelos ensinamentos e valiosas discussões dos dados de paleolimnologia.

Ao Dr. André Adrian Padial (Universidade Federal de Curitiba), por me receber prontamente durante o estágio em Curitiba, pelo auxílio inestimável na análise estatística e por me apresentar um mundo ecológico fascinante, até então praticamente desconhecido.

Agradeço em especial a colaboração com os pesquisadores Drs. Carlos Eduardo Wetzel e Luc Ector (Luxembourg Institute of Science and Technology) pelo auxílio e incentivo nos trabalhos de taxonomia, pelo zelo e qualidade com que sempre se dispõem a contribuir.

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

Agradeço ao Prof. William de Queiroz, do Laboratório de Geoprocessamento da Universidade de Garulhos (UnG), pelo excelente trabalho e dedicação na confecção dos mapas utilizados nesse trabalho.

À querida Sand, agradeço em especial por todos os momentos compartilhados, quando eu ainda nem fazia parte das “meninas do sed”, por todos conselhos profissionais e pessoais, agradeço de coração. À querida Lufont, obrigada pelos inúmeros ensinamentos e por compartilhar desse mundo maravilhoso da paleolimnologia.

Ao Dr. Carl Sayer (University College of London) por ter compartilhado comigo todo seu entusiasmo, conhecimento e paixão pela ecologia, obrigada por toda inspiração que me traz.

Aos professores Dr. Erik Jeppesen e Dr. Thomas Davidson (Aarhus University) por me ouvirem atentamente e colaborarem com tanto entusiasmo e conhecimento na discussão de parte dos resultados.

À pesquisadora Dr^a Carla Ferragut por me receber prontamente como estagiária no início de tudo. Muito obrigada por todas contribuições ao longo desses anos.

Aos nossos mergulhadores, Rodolfo Jasão e Hélio dos Santos, agradecemos por se aventurarem no mundo das represas e nos trazerem testemunhos tão preciosos. Obrigada pela parceria durante as divertidas coletas.

Agradeço, em especial, à minha orientadora Denise, à Dorinha, Carol e ao Stéfano e Thiago por participarem das coletas com tanto entusiasmo e comprometimento. A presença de cada um tornou esse momento mais especial e prazeroso.

A todo o “Povo das Águas”, do laboratório de Ecologia Aquática do Instituto de Botânica, conviver e trabalhar com vocês durante esses quatro anos sem dúvida tornou esse trabalho mais leve e prazeroso. Agradeço por todo o companheirismo, troca de conhecimento e experiências profissionais e pessoais. Também é claro... (rs) pelo precioso auxílio na realização das análises laboratoriais, sem a qual esse trabalho não seria possível. Agradeço de coração: Ana Margarita, Elaine Bartozek, Gabrielle Araújo, Gisele Marquardt, Jennifer Moyon, Krysna Stephanny, Livia Costa, Lucineide Santana, Mayara Casartelli, Priscilla Almeida, Samanta Faustino, Simone Alves, Stéfano Zorzal, Stefania biolo, Thiago R. Santos, Yukio da Silva e aos recém-chegados Elton Lehmkuhl e Angela da Sila Lehmkuhl (querida veterana que me apresentou as diatomáceas na iniciação).

Às Panteras do Núcleo de Ecologia, Dorinha, Amarílis e Marli, sempre prontas a nos ajudar no que for preciso, desde análises laboratoriais, limpeza de vidraria, muitos cafezinhos, chás e festinhas, fazendo nossos dias mais animados e divertidos. Dorinha, muito obrigada por toda sua ajuda nas coletas, por pesar os potinhos e os intermináveis cadinhos de estanho (rs), obrigada por tudo!

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 e agradável convívio.

À SABESP, pela parceria no trabalho de campo e pelo comprometimento com nossos objetivos, muito obrigada.

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 doutorado concedida (Processo nº 2012/25366-5), bem como pelo inestimável apoio recebido pelo projeto temático AcquaSed (Processo nº 2009/53898-9) ao qual esta tese está vinculada.

Agradeço, em especial, à Barbie, Gabi, Fê, Jadson pela amizade, companheirismo e por compartilharem os momentos de alegria e tristeza. Muito obrigada.

À querida IBASP, por ser minha família aqui em São Paulo. Mencionar o nome de cada um de vocês não seria possível. Agradeço a todos pela amizade, apoio, carinho e por tantos momentos maravilhosos compartilhados.

À minha querida família, obrigada por todo amor e 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 esposo, Álvaro V. Ribeiro, obrigada pelo seu amor, por ter sido tão presente 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

Estudamos a história ambiental de cinco represas com diferentes produtividades, variando de oligotróficas a eutróficas, ao longo de aproximadamente 50 a 100 anos. Com base na geoquímica orgânica (COT, NT, PT, C/N), isótopos estáveis ($\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$) e diatomáceas, nossos principais objetivos foram: i) reconstruir e comparar as principais mudanças paleolimnológicas ii) avaliar se a eutrofização leva à homogeneização das diatomáceas em represas tropicais e iii) levantar a biodiversidade de diatomáceas desde a construção das represas até o período atual. O histórico das alterações ambientais foi represa-específico e seguiu o gradiente de alterações do estado trófico (no tempo e no espaço), refletindo estressores locais e/ou regionais. As alterações na geoquímica orgânica acompanharam, em grande parte, as mudanças observadas nas diatomáceas e auxiliaram as interpretações ecológicas, principalmente sobre as principais fontes de matéria orgânica e aportes de esgotos não tratados. Associações de diatomáceas foram identificadas em função do estado trófico independentemente do tempo e espaço. Os ambientes (ou fases) oligotróficos pretéritos e recentes foram caracterizados por várias espécies bentônicas de baixa abundância, indicadoras de águas ácidas e oligotróficas, principalmente do gênero *Eunotia* e *Brachysira*. Os ambientes mesotróficos (ou fases) apresentaram associação de quatro espécies principais (*Aulacoseira ambigua*, *A. tenella*, *Discostella stelligera* e *Spicaticriba rudis*), e os eutróficos, associação de quatro táxons principais (*Cyclotella meneghiniana*, *A. granulata* var. *granulata*, *A. granulata* var. *angustissima* e *A. ambigua* var. *japonica*). Os dados permitiram inferir que a represa Ribeirão do Campo permanece oligotrófica desde sua origem, Itupararanga e Paineiras permanecem mesotróficas e que a represa Salto Grande foi eutrófica desde sua construção em 1949. Na represa Rio Grande, a eutrofização teve início na década de 50, apresentando leve melhoria após sua separação da Billings, seguida de perda de qualidade a partir de ~2001. O uso do coeficiente de dissimilaridade SCD (*squared chord distance*) para avaliar a extensão da mudança biológica requerida para atingir boa qualidade ecológica é indicado especialmente para represas que apresentaram grandes alterações ecológicas, como em Rio Grande. A similaridade da comunidade de diatomáceas aumentou significativamente ao longo dos anos nas represas eutróficas, indicando que a eutrofização leva à homogeneização biótica, muito provavelmente mediada pela seleção de nicho. Este é o primeiro estudo paleolimnológico realizado no Brasil que considera represas com diferentes estados tróficos. Fornece novas

informações sobre a variabilidade natural de ecossistemas não degradados, sobre ambientes já degradados desde sua origem, bem como contribui com a caracterização de condições pré-eutrofização. Os resultados reforçam a paleolimnologia como ferramenta importante, até mesmo única, para resgatar o histórico ambiental de represas. Contribuem para a melhor compreensão do processo da eutrofização, fornecendo informações úteis para o gerenciamento de represas tropicais vulneráveis à pressão antropogênica

Palavras chave: biodiversidade, eutrofização, geoquímica orgânica, homogeneização biótica, paleolimnologia

ABSTRACT

We studied the environmental history of five reservoirs with different productivities, ranging from oligotrophic to eutrophic, over ~50 to 100 years. Analyzing organic geochemistry (TOC, TN, TP, C / N), stable isotopes ($\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$) and diatoms, our main objectives are: i) reconstruct and compare the major paleolimnological changes ii) evaluate if eutrophication leads to homogenization of diatom communities and the mechanisms involved in this process iii) evaluate diatom biodiversity since the reservoirs's construction until the present. The history of the environmental changes was specific for each reservoir. It followed the trophic status gradient (space and time), reflecting local and/or regional stressors. Geochemical results mostly followed the diatoms shifts and supported the ecological interpretations, particularly the main organic matter sources and non-treated sewage inputs. Diatoms associations were identified according to the trophic state regardless of space and time. Several benthic species with low abundances, indicator of oligotrophic and acidic waters, mainly *Eunotia* and *Brachysira*, characterized the oligotrophic environments (reservoir or phases). The mesotrophic environments were associated with four main species (*Aulacoseira ambigua*, *A. tenella*, *Discostella stelligera* e *Spicaticriba rudis*), and the eutrophic with five taxa (*Cyclotella meneghiniana*, *A. granulata* var. *granulata*, *A. granulata* var. *angustissima* e *A. ambigua* var. *japonica*). We inferred that Ribeirão do Campo reservoir remains oligotrophic since its construction, Itupararanga and Paineiras remain mesotrophic, and Salto Grande has been eutrophic since its construction in 1949. In Rio Grande reservoir eutrophication began in the 50s, with a slight improvement after its separation from Billings, followed by the decrease in quality since ~2001. The use of the dissimilarity coefficient SCD (squared chord distance) to evaluate the extent of biological change required to achieve good ecological quality is adequate for reservoirs with major ecological changes, as Rio Grande reservoir. The similarity of diatom communities has significantly increased over the years in the eutrophic reservoirs, which indicates that eutrophication leads to biotic homogenization, and probably mediated by niche selection. This work is the first paleolimnological study considering reservoirs with different productivity in Brazil. It provides information about the pre-eutrophication conditions, the natural variability of non-degraded ecosystems and about the systems already degraded since its origin. Present findings reinforce the use of paleolimnology as an important tool, sometimes the unique available, to track the

environmental history of reservoirs. This study contributes to a better understanding of the eutrophication process, and provides useful information for the management of tropical reservoirs vulnerable to anthropogenic pressure.

Keywords: biodiversity, biotic homogenization, eutrophication, organic chemistry, paleolimnology

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL E APRESENTAÇÃO DA TESE	01
2. CAPÍTULO 1	
Histórico paleoambiental da eutrofização e variabilidade natural em reservatórios tropicais do Brasil	09
3. CAPÍTULO 2	
Eutrofização induz à homogeneização das comunidades de diatomáceas em represas tropicais, Brasil	47
4. CAPÍTULO 3	
Composição florística de diatomáceas no registro sedimentar de cinco represas tropicais, Sudeste do Brasil	66
5. CAPÍTULO 4	
Type analysis of <i>Cymbella schubartii</i> and two new <i>Encyonopsis</i> species (Bacillariophyceae) from southeastern Brazil	99
6. CONCLUSÃO E CONSIDERAÇÕES FINAIS	125

INTRODUÇÃO GERAL

Os ecossistemas de água doce cobrem apenas 0,8% da superfície da Terra, porém sustentam elevada biodiversidade, concentrando de 7 a 10% de todas as espécies conhecidas (Dudgeon *et al.* 2006, Darwall *et al.* 2008). As águas doces como um todo são, assim, consideradas *hotspot* da biodiversidade (Strayer & Dudgeon 2010). Há consenso em literatura de que ambientes com boa qualidade ecológica apresentam elevada diversidade e podem apresentar múltiplos estados de equilíbrio (Chase 2007), propiciando maior estabilidade dos ecossistemas ao longo do tempo (Cardinale *et al.* 2012). Contudo, os ambientes aquáticos também são considerados *hotspot* das atividades humanas (Strayer & Dudgeon 2010) e, por isso, são ameaçados pelo processo acelerado de degradação ambiental, principalmente pela eutrofização cultural, considerada a mais perversa ameaça aos ecossistemas aquáticos mundiais (Carpenter *et al.* 1999, 2005). A mesma tem várias consequências sobre os ecossistemas, tais como perda da qualidade ecológica (Schindler *et al.* 2008, Bennion & Simpson 2011), perda de habitat e da diversidade (Vadeboncoeur *et al.* 2003, Jeppesen *et al.* 2005).

A perda de biodiversidade frente à degradação ambiental (Dudgeon *et al.* 2006, Cardinale *et al.* 2012) tem despertado uma série de debates e esforços para compreender como os fatores ecológicos influenciam os padrões da biodiversidade (Chase & Knight 2013). Durante a última década, houve grande avanço no desenvolvimento de métodos que tentam explicar a variação na composição das comunidades, conhecida como diversidade beta, proporcionando novos meios analíticos que contribuem para a compreensão dos padrões da biodiversidade (Anderson *et al.* 2011, Melo *et al.* 2012). Um processo ecológico que vem despertando a atenção dos cientistas é o declínio da diversidade beta, ou seja, o aumento na similaridade de espécies no espaço e no tempo. Este processo, conhecido como homogeneização biótica (Mckinney & Lockwood 1999, Olden & Poff 2004), tem grande relação com as atividades humanas (Olden & Rooney 2006), sendo que a alteração dos ecossistemas por meio do enriquecimento de nutrientes é reconhecidamente um dos fatores que modela os padrões da diversidade beta (Van der Gucht *et al.* 2007, Vilar *et al.* 2014).

A eutrofização normalmente aumenta a severidade das condições ambientais sobre a biota, por exemplo, reduzindo a disponibilidade de recursos tais como luz, oxigênio e modificando a estrutura de habitats, recursos alimentares, predação e outras interações (Jeppesen *et al.* 2005). Para compreender os efeitos da eutrofização sobre a

homogeneização biótica faz-se necessário dados de séries temporais (Olden & Rooney 2006). Porém, dados de longa duração são extremamente escassos, dificultando o estudo da biodiversidade na escala temporal e a compreensão dos processos que podem levar à perda da biodiversidade (Smol 2008, McGill *et al.* 2014).

Considerando a falta de dados de longa duração e a necessidade de se conhecer as condições anteriores ao processo da eutrofização, a paleolimnologia se torna uma ferramenta alternativa e única para conhecer e estudar as condições pretéritas dos ecossistemas (Battarbee *et al.* 2005, Smol 2008, Davidson & Jeppesen 2013). Durante os últimos 20 anos, houve aumento expressivo das pesquisas relacionadas à eutrofização, especialmente no campo da paleolimnologia (Davidson & Jeppesen 2013). O conhecimento das condições naturais (anteriores à eutrofização) pode fornecer informações importantes para comparar e estabelecer metas de mitigação de impactos para uma dada bacia hidrográfica (Solheim 2005, Bennion *et al.* 2011), abordagem que tem sido empregada com sucesso em vários países (Hall & Smol 1992, Dong *et al.* 2008, Bennion & Simpson 2011, Davidson & Jeppesen 2013). Contudo, a aplicação da paleolimnologia em estudos de biodiversidade tem sido pouco explorada e ainda está em seus primórdios (Gregory-Eaves 2011).

Dentre os microorganismos indicadores utilizados, as comunidades de diatomáceas despontam como um dos marcadores mais adequado em estudos paleolimnológicos sobre a eutrofização por apresentarem certas vantagens em relação aos demais grupos de organismos, como: (a) ocorrem em grande abundância e riqueza de espécies na maioria dos ambientes aquáticos; (b) algumas espécies são sensíveis às mudanças ambientais enquanto outras são tolerantes; (c) suas amplitudes ecológicas são relativamente bem conhecidas e (d) suas valvas geralmente se encontram bem preservadas, pois seu envoltório celular é de sílica e resistente à decomposição, permitindo o reconhecimento das espécies nos arquivos sedimentares (Bennion 1995, Smol 2008).

Em função dos atributos das diatomáceas e da escassez de dados de longa duração que abranjam condições pré-impacto, as informações paleolimnológicas com base neste grupo de algas vêm sendo amplamente aplicadas em regiões temperadas, a exemplo de vários estudos que abordaram mudanças climáticas e no uso do solo (Kuwae *et al.* 2004, Barker *et al.* 2005), de salinidade (Blinn & Bailey 2001, Blinn *et al.* 2004), caracterização do registro de nutrientes (Engstrom *et al.* 1985, Yu *et al.* 2007), evolução do estado trófico (Stoermer *et al.* 1985, Anderson 1989, Anderson *et al.* 1993,

Dixit *et al.* 2000, Naya *et al.* 2007, Bennion, & Simpson 2011), usando um ou preferencialmente multitraçadores ambientais, que possibilitam uma visão mais holística das alterações ecológicas (Brenner *et al.* 1999, Lotter 2001, Dalton *et al.* 2005, Birks & Birks 2006, Witkowski *et al.* 2009).

Em regiões tropicais, apesar do aumento das pesquisas paleolimnológicas (*e.g.* Lamb *et al.* 1995, Urrutia *et al.* 2000, Barker *et al.* 2001, Davies *et al.* 2002), os estudos são ainda considerados escassos (Smol 2008). A maior parte desses está mais relacionada à reconstrução climática do que do estado trófico dos ecossistemas, sendo poucos aqueles que avaliaram a eutrofização (Stoof-Leichsenring *et al.* 2011). No Brasil, apenas duas contribuições (Costa-Böddeker *et al.* 2012, Fontana *et al.* 2014) reconstruíram o processo da eutrofização em duas represas urbanas situadas na Região Metropolitana de São Paulo (RMSP) e revelaram grandes alterações nas comunidades de diatomáceas e nos marcadores geoquímicos em função dos impactos antropogênicos.

Considerando que os ecossistemas de água doce em seu conjunto representam *hotspots* de biodiversidade e, conflitantemente, são os mais ameaçados pelas atividades antrópicas, os estudos que propiciam o avanço do conhecimento sobre as condições pré-impacto, sobre a extensão da degradação dos ecossistemas e de seus efeitos sobre a alteração da biodiversidade são fundamentais, contribuindo para ações de gerenciamento, manejo e conservação (Dudgeon *et al.* 2006, Smol 2008, Strayer & Dudgeon 2010, Cardinale 2011). A perda de habitats, muitas vezes acompanhada da perda de espécies, até mesmo ainda desconhecidas, ganha maior relevância em um país com megadiversidade como o Brasil (Forzza *et al.* 2012).

No contexto apresentado, a abordagem paleolimnológica ainda é uma lacuna em regiões tropicais, bem como os estudos de biodiversidade que contemplem longa série temporal. Neste sentido, a partir da abordagem paleolimnológica, a presente proposta foi desenvolvida em cinco reservatórios (2 eutróficos, 2 mesotrófico e 1 oligotrófico) situados em bacias hidrográficas localizadas próximas ou nas áreas de mananciais da RMSP. Tem como objetivo geral reconstruir o histórico ambiental de cinco represas com diferentes produtividades com base em multitraçadores ambientais (diatomáceas, geoquímica orgânica e isótopos estáveis), visando: 1) avaliar se as principais tendências de alteração das comunidades de diatomáceas refletem o processo da eutrofização no tempo e/ou no espaço ao longo do gradiente de produtividade, 2) avaliar se as condições pré-eutrofização correspondem às condições recentes em represas oligotróficas e/ou mesotróficas, 3) avaliar o impacto da eutrofização sobre a homogeneização biótica e os

mecanismos envolvidos neste processo e 4) levantar a biodiversidade de diatomáceas desde a construção das represas até o período atual.

Este é o primeiro estudo paleolimnológico realizado no Brasil que considera represas com diferentes produtividades e localizados em diferentes bacias hidrográficas. Contribuirá para o avanço do conhecimento sobre o processo da eutrofização em represas tropicais, abrangendo as condições basais de represas com diferentes produtividades e a variabilidade natural em represas menos impactadas. Permitirá, ainda, avançar o entendimento dos efeitos da eutrofização sobre a alteração da biodiversidade (homogeneização biótica) no tempo e no espaço, bem como sobre a caracterização das associações de diatomáceas indicadoras de diferentes estados tróficos. Essas informações poderão ser úteis para medidas de conservação da biodiversidade e para o gerenciamento de represas tropicais vulneráveis à pressão antropogênica.

APRESENTAÇÃO DA TESE

O presente trabalho está organizado em quatro capítulos, três dos quais redigidos em formato de artigo, que serão posteriormente submetidos à publicação em revistas especializadas e o último, já publicado em *Phytotaxa*. O primeiro capítulo aborda a reconstrução paleoambiental das represas estudadas no período de ~50 a 100 anos. O segundo trata dos efeitos da eutrofização sobre a biodiversidade, particularmente sobre a homogeneização biótica das comunidades de diatomáceas. Finalmente, os capítulos terceiro (inventário florístico) e quarto (proposição de nova espécie) fornecem a base taxonômica para os capítulos anteriores.

Referências

- Anderson, N.J. 1989. A whole-basin diatom accumulation rate for a small eutrophic lake in Northern Ireland and its paleoecological implications. *Journal of Ecology* 77: 926-946.
- Anderson, M.J., Crist T.O., Chase J.M., Vellend M., Inouye B.D., Freestone A.L. (2011) Navigating the multiple meanings of beta diversity: a roadmap for the practicing ecologist. *Ecology Letters* 14: 19–28.

- Anderson, N.J., Rippey, B. & Gibson, C.E. 1993. A comparison of sedimentary and diatom inferred phosphorus profiles: implications for defining pre-disturbance nutrient conditions. *Hydrobiologia* 253: 357-366.
- Barker, P.A., Pates, J.M., Payne, R.J. & Healey, R.M. 2005. Changing nutrient levels in Grasmere, English Lake District, during recent centuries. *Freshwater Biology* 50: 1971-1981.
- Barker, P.A., Street-Perrott, F.A., Leng, M.J., Greenwood, P.B., Swain, D.L., Perrott, R.A., Telford, R.J. & Ficken, K.J. 2001. A 14,000-year oxygen isotope record from diatom silica in two alpine lakes on Mt. Kenya. *Science* 292: 2307-2310.
- 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.
- 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. & Simpson, G.L. 2011. The use of diatom records to establish reference conditions for UK lakes subject to eutrophication. *Journal of Paleolimnology* 45: 469-488.
- Bennion, H., Battarbee, R.W., Sayer, C.D., Simpson, G.L. & Davidson, T. 2011. Defining reference conditions and restoration targets for lake ecosystems using palaeolimnology: a synthesis. *Journal of Paleolimnology* 45: 533-544.
- 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.
- Blinn, D.W., Halse, S. A., Pinder, A. M., Shiel, R. J. & McRae, J. M. 2004. Diatom and micro-invertebrate communities and environmental the western Australian wheatbelt: a response to salinization. *Hydrobiologia* 528: 229-248.
- Brenner, M., Whitmore, T.J., Lasi, M.A., Cable, J.E & Cable, P.H. 1999. A multiproxytrophic state reconstruction for shallow Orange Lake, Florida, USA: possible influence of macrophytes on limnetic nutrient concentrations. *Journal of Paleolimnology* 21: 215–233.
- Cardinale, B.J. 2011. Biodiversity improves water quality through niche partitioning. *Nature* 472: 86-91.
- Cardinale B.J., Duffy J.E., Gonzalez A., Hooper D.U., Perrings C., Venail P. et al. 2012 Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 486: 59–67.
- 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.
- Carpenter, S.R., Ludwig, D. & Brock, W.A. 1999. Management of eutrophication for lakes subject to potentially irreversible change. *Ecological Applications* 9: 751-771.
- Chase J.M. 2007. Drought mediates the importance of stochastic community assembly. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 104: 17430–17434.

- Chase, J.M. & Knight, T.M. (2013) Scale-dependent effect sizes of ecological drives on biodiversity: why standardized sampling is not enough. *Ecology Letters* 16: 17-26.
- Costa-Böddeker, S., Bennion, H., Jesus, T.A., Albuquerque, A.L.S., Rubens C.L. Figueira & Bicudo, D.C. 2012. Paleolimnologically inferred eutrophication of a shallow tropical urban reservoir, southeast Brazil. *Journal of Paleolimnology* 48: 751-766.
- Dalton, C., Birks, H.J.B., Brooks, S.J., Cameron, R.P.E., 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. *Paleogeography, Paleoclimatology, Paleoecology* 221: 175-201.
- Darwall, W., Smith, K., Allen, D., Seddon, M., Mc Gregor Reid, G., Clausnitzer, V. & Kalkman, V. 2008. Freshwater biodiversity – a hidden resource under threat. In: J.-C. Vié, C. Hilton-Taylor and S.N. Stuart (eds.) The 2008 Review of The IUCN Red List of Threatened Species. IUCN, Gland, Switzerland. 14p.
- Davidson, T.A., & Jeppesen, R. (2013) The role of palaeolimnology in assessing eutrophication and its impact on lakes. *Journal of Paleolimnology* 49: 391–410.
- Davies, S.J., Metcalfe, S.E., Caballero, M.E. & Juggins, S. 2002. Developing diatom based transfer functions for Central Mexican lakes. *Hydrobiologia* 467:199-213.
- Dixit, A. S., Hall, R. I., Leavitt, P. R. Quinlan, R & Smol, J. P. 2000. Effects of sequential depositional basins on lake response to urban and agricultural pollution: a paleoecological analysis of the Qu'Appelle Valley, Saskatchewan, Canada. *Freshwater Biology* 43: 319-337.
- Dong, X., Bennion, H., Battarbee, R., Yang, X.; Yang, H. & Liu, E. 2008. Tracking eutrophication in Taihu Lake using the diatom record: potential and problems. *Journal of Paleolimnology* 40: 413-419.
- Dudgeon, D., Arthington, A.H., Gessner, M.O., Kawabata, Z., Knowler, D.J., Le'vê'que, C., Naiman, R.J., Prieur-Richard, A., Soto, D., Stiassny, M.L.J. & Sullivan, C.A. 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Freshwater biodiversity* 81: 163–182.
- Engstrom, D. R., Swain, E. B., Kingston, J.C. 1985. A paleolimnological record of human disturbance from Harvey's Lake, Vermont: Geochemistry, pigments and diatoms. *Freshwater Biology* 15:261-288.
- Fontana, L., Albuquerque, A.L.S., Brenner, M., Bonotto, D.M., Sabaris, T.P.P., Pires, M.A.F., Cotrim, M.E.B. & Bicudo, D.C. 2014. *Journal of Paleolimnology* 51: 29–43.
- Forzza, R.C., Baumgratz, J.F.A., Bicudo, C.E.M., Canhos, D.A.L., Carvalho Jr., A.A., Coelho, M.A.N., Costa, A.F., Costa, D.P., Hopkins, M.G., Leitman, P.M., Lohmann, L.G., Lughadha, E.N., Maia, L.M., Martinelli, G., et al. 2012. New Brazilian Floristic List Highlights Conservation Challenges. *BioScience* 62: 39–45.
- Gregory-Eaves, I. & Beisner, B.E. 2011. Palaeolimnological insights for biodiversity science: an emerging field. *Freshwater Biology* 56: 2653-2661.
- Hall, R.I. & Smol, J.P. 1992. A weighted-averaging regression and calibration model for inferring total phosphorus concentration from diatoms in British Columbia (Canada) lakes. *Freshwater Biology* 27:417-434.

- Jeppesen E., Sondergaard M., Jensen J.P., Havens K.E., Anneville O., Carvalho L., Coveney M.F., Deneke R., Dokulil M.T., Foy B., Gerdeaux D., Hampton S.E., Hilt S., Kangur K., Köhler J., Körner S., Lammens E. et al. 2005. Lake responses to reduced nutrient loading - an analysis of contemporary long-term data from 35 case studies. *Freshwater Biology* 50: 1747–1771.
- Kuwae, M., Yoshikawa, S., Tsugeki, N. & Inouchi, Y. 2004. Reconstruction of a climate record for the past 140 kyr based on diatom valve flux data from Lake Biwa, Japan. *Journal of Paleolimnology* 32: 19-39.
- Lamb, H.F., Gasse, F., Benkaddour, A., Hamouti, N. El, van der Kaars, S., Perkins, W.T., Pearce, N.J. & Roberts, C.N. 1995. Relation between century-scale Holocene arid intervals in tropical and temperate zones. *Nature* 373: 134-137.
- Lotter, A.F. 2001. The palaeolimnology of Soppensee (Central Switzerland) as evidenced by diatom, pollen and fossil –pigment analyses. *Journal of Paleolimnology* 25: 65-79.
- McGill, B.J., Dornelas, M., Gotelli, N.J. & Magurran, A.E. (2014). Fifteen forms of biodiversity trend in the Anthropocene. *Trends in Ecology & Evolution* 30: 104-113.
- McKinney, M. L., & Lockwood, J. L. (1999). Biotic homogenization: A few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology and Evolution* 14: 450-453.
- Melo A.S., Schnek F., Hepp L.U., Simões N.R., Siqueira T. & Bini L.M. (2012) Focusing on variation: methods and applications of the concept of beta diversity in aquatic ecosystems. *Acta Limnologica Brasiliensia* 23: 318-331.
- Naya, T., Tanimura, Y., Kanai, Y., Kumon, F. & Amano, K. 2007. Natural and anthropogenic aquatic environmental changes reconstructed by paleolimnological analyses in Lake Kitaura, Central Japan. *Journal of Paleolimnology* 37: 547-563.
- Olden, J. D., Poff, N. L., Douglas, M. R., Douglas, M. E., & Fausch, K. D. (2004). Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. *Trends in Ecology & Evolution* 19: 18-24.
- Olden, J. D., & Rooney, T. P. (2006). On defining and quantifying biotic homogenization. *Global Ecology and Biogeography* 15: 113-120.
- Schindler, D.W., Hecky, R.E., Findlay, D.L., Stainton, M.P., Parker, B.R., Paterson, M.J., Beaty, K.G., Lyng, M. & Kasian, S.E.M. 2008. Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: results of a 37-year whole-ecosystem experiment. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105: 11254-11258.
- Smol, J.P. 2008. Pollution of lakes and rivers: a paleoenvironmental perspective. 2 ed. 383p.
- Solheim, A.L. 2005. Indicators and methods for the water framework directive assessment of reference conditions. Draft Version 5; Dec. 30. 105 pp.
- Stoermer, E.F., Wolin, J.A., Schelske, C.L. & Conley, D.J. 1985. An assessment of ecological changes during the recent history of lake Ontario based on siliceous algal microfossils preserved in the sediments. *Journal of Phycology* 21:257-276.
- Stoof-Leichsenring, K.R., Junginger A., Olaka, L.A., Tiedemann, R. & Trauth, M.H. (2011) Environmental variability in Lake Naivasha, Kenya, over the last two centuries. *Journal of Paleolimnology* 45:353–367.

- Strayer, D. & Dudgeon, D. 2010. Freshwater biodiversity conservation: recent progress and future challenges. *J. N. American Benthological Society* 29: 344–358.
- Urrutia, R., Sabbe, K., Cruces, F., Pozo, K., Araneda, A., Vyverman, W. & Parra, O. 2000. Paleolimnological studies of Laguna Chica of San Pedro (VIII Region): Diatoms, hydrocarbons and fatty acid records. Santiago. *Revista Chilena de Historia Natural* 73: 717-728.
- Vadeboncoeur, Y., Jeppesen, E., Vander, Z.M.J., Schierup, H.H., Cristoffersen, K. & Lodge, D.M. (2003) From Greenland to Green Lakes: cultural eutrophication and the loss of benthic pathways in lakes. *Limnol. Oceanogr.* 48: 1408-1418.
- Van der Gucht, K., Cottenie, K., Muylaert, K., Vloemans, N., Cousin, S., Declerck, S. et al. (2007). The power of species sorting: local factors drive bacterial community composition over a wide range of spatial scales. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 104: 20404–20409.
- Vilar, A.G., van Dam, H., van Loon, E.E., Vonk, J.A., van Der Geest, H. & Admiraal, W. (2014) Eutrophication decreases distance decay of similarity in diatom communities. *Freshwater Biology* 59: 1522-1531.
- Witkowski, A., Cedro B. Kierzek, A. & Baranowski, D. 2009. Diatoms as a proxy in reconstructing the Holocene environmental changes in the south-western Baltic Sea: the lower Rega River Valley sedimentary record. *Hydrobiologia* 631:155–172
- Yu G., Xue B., Lay G., Gui F. & Liu X. 2007. A 200-year historical modeling of catchment nutrient changes in Taihu basin, China. *Hydrobiologia* 581: 79-87.

CAPÍTULO 1

Histórico paleoambiental da eutrofização e variabilidade natural em reservatórios tropicais do Brasil

Resumo

Estudamos a história ambiental de cinco represas com diferentes produtividades ao longo de aproximadamente 50 a 100 anos. Nossos principais objetivos foram (a) reconstruir e comparar as mudanças paleolimnológicas analisando geoquímica orgânica, isótopos estáveis ($\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$) e diatomáceas, e (b) avaliar se as condições pré-eutrofização correspondem às condições recentes em represas oligotróficas e/ou mesotróficas. O histórico de alterações ambientais ao longo dos testemunhos foi represa-específico e seguiu o gradiente de alterações no estado trófico, refletindo estressores locais e/ou regionais. A geoquímica orgânica acompanhou em grande parte as mudanças observadas nas diatomáceas e corroborou as interpretações ecológicas, principalmente as fontes de matéria orgânica e aportes de esgotos. Associações de diatomáceas foram identificadas em função do estado trófico independente do tempo e espaço. Os ambientes oligotróficos (ou fases) pretéritos e recentes foram caracterizados por espécies bentônicas de baixa abundância, indicadoras de águas ácidas e oligotróficas, principalmente, do gênero *Eunotia* e *Brachysira*. Os ambientes mesotróficos apresentaram a associação de quatro espécies principais (*Aulacoseira ambigua*, *A. tenella*, *Discostella stelligera* e *Spicaticriba rudis*), e os eutróficos, também quatro (*Cyclotella meneghiniana*, *A. granulata* var. *granulata*, *A. granulata* var. *angustissima* e *A. ambigua* var. *japonica*). Os dados permitiram inferir que a represa Ribeirão do Campo permanece oligotrófica desde sua origem, Itupararanga e Paineiras permanecem mesotróficas e que a represa Salto Grande foi eutrófica desde sua construção em 1949. A eutrofização teve início na represa Rio Grande na década de 50. O uso do coeficiente de dissimilaridade SCD (*squared chord distance*) para avaliar a extensão da mudança biológica requerida para atingir boa qualidade ecológica é indicado especialmente para as represas que apresentaram grandes alterações ecológicas e fases bem definidas, como a Rio Grande. Este é o primeiro estudo paleolimnológico realizado no Brasil que considera represas com diferentes estados tróficos, buscando associar as condições pré-eutrofização e a variabilidade natural dos ecossistemas menos impactados, mostrando resultados úteis para o gerenciamento de represas tropicais.

Palavras chave: diatomáceas, geoquímica, isótopos estáveis, paleolimnologia, Squared chord distance

Introdução

Considerado um dos ecossistemas mais ameaçados, a água doce tem sido afetada severamente pelas atividades humanas (Strayer & Dudgeon 2010), sendo que a eutrofização é reconhecida como um problema global e uma das maiores ameaças para a qualidade das águas superficiais (Carpenter 2005, Bennion & Simpson 2011). Geralmente associada com atividades agrícolas, industriais e esgotos domésticos, a eutrofização leva a vários impactos ambientais, econômicos e sociais (Carpenter *et al.* 1999). Estudos recentes vêm indicando que a maioria dos ecossistemas aquáticos ao redor do mundo tem sido modificados em alguma extensão por atividades humanas (Bennion *et al.* 2004, Bennion *et al.* 2015) e que dados de longas séries temporais são essenciais para compreender e acessar o grau dessas mudanças ao longo dos anos (Battarbee *et al.* 2005). Considerando que os estudos de longa duração são escassos (Smol 2008), a paleolimnologia vem suprimindo essa lacuna e se tornou uma ferramenta padrão para acessar as condições pré-impacto (Bennion & Simpson 2011, Davidson & Jeppesen 2013).

A sensibilidade das diatomáceas em mostrar as mudanças que ocorrem no ambiente com o aumento da produtividade dos ecossistemas fez com que elas se tornassem um dos grupos biondicadores mais usados em estudos paleolimnológicos, principalmente sobre eutrofização (Anderson *et al.* 2005, Smol & Stoermer 2010, Bennion *et al.* 2015). Ainda, abordagens que consideram marcadores auxiliares são extremamente recomendadas, pois permitem uma interpretação ecológica mais ecossistêmica (Bennion *et al.* 2015), como o uso de marcadores geoquímicos, que também são utilizados para traçar o histórico das mudanças tróficas nos ecossistemas (Brenner *et al.* 1999, Torres *et al.* 2012) e podem trazer interpretações ecológicas mais consistentes das mudanças pretéritas (Kenney *et al.* 2010).

A paleolimnologia tem sido amplamente utilizada em lagos naturais (e.g. Hall & Smol 1992, Bennion *et al.* 2004, Battarbee & Bennion 2011), porém sua aplicação em represas tem sido menor ao redor do mundo (Liu *et al.* 2012, Winston *et al.* 2014, Schroeder *et al.* 2016). No Brasil, mais de 70% dos rios têm sido transformados em reservatórios (Kelman *et al.* 2002) para usos bastante variados, incluindo abastecimento,

geração de energia, pesca, recreação, controle de cheias, entre outros (Capobianco & Wathely 2002). Muitos desses ecossistemas estão enfrentando extenso processo de degradação ambiental, inclusive em área de mananciais (Beyruth 2000). Como inexistem séries temporais anteriores ao período degradado, a abordagem paleolimnológica assume papel destacado no país. Apenas dois trabalhos de paleolimnologia avaliaram o processo da eutrofização no Brasil em represas urbanas (Costa-Böddeker *et al.* 2012, Fontana *et al.* 2014), constatando que o processo de eutrofização teve início na década de 70, com grande intensificação após as décadas de 80 e 90 do século XX.

Este estudo tem por objetivo principal reconstruir e comparar as mudanças paleolimnológicas em cinco represas com diferentes produtividades com base nas diatomáceas, geoquímica orgânica e isótopos estáveis. Pretende, ainda, avaliar se as principais tendências de alteração das comunidades de diatomáceas refletem o processo da eutrofização no tempo e/ou no gradiente de produtividade espacial e avaliar se as condições pré-eutrofização correspondem às condições recentes em represas oligotróficas e/ou mesotróficas. Este é o primeiro estudo paleolimnológico realizado no Brasil que considera represas com diferentes estados tróficos e localizados em diferentes bacias hidrográficas. Neste sentido, permitirá avançar o conhecimento sobre as condições basais de represas com diferentes produtividades, sobre a variabilidade natural em represas menos impactadas, bem como sobre o processo da eutrofização. Essas informações poderão ser úteis para elaboração de planos de manejo de represas no país, bem como para o maior entendimento do processo da eutrofização em represas tropicais.

Materiais e Métodos

Área de estudo

As represas selecionadas estão localizadas no sudeste do Brasil, no Estado de São Paulo, em áreas de clima tropical (Cepagri 2015) e inseridas em regiões preservadas e dominadas pela Mata Atlântica até densamente populosas, como a Região Metropolitana de São Paulo (RMSP) com aproximadamente 20 milhões de habitantes (IBGE 2014). Cinco reservatórios foram selecionados com base em um gradiente de estado trófico (Tab. 1): Ribeirão do Campo, Paineiras, Itupararanga, Rio Grande e Salto Grande. Todos reservatórios apresentam profundidade máxima ≥ 7 m para minimizar a

influência direta das diatomáceas com a disponibilidade de substratos, como macrófitas e perifíton (Davidson *et al.* 2013). As represas selecionadas foram construídas antes da década de 60 para abranger o período anterior ao início do processo da eutrofização, que de acordo com Costa-Böddecker *et al.* (2012) e Fontana *et al.* (2014) iniciaram na década de 70 em duas represas urbanas de São Paulo.

As represas localizam-se em quatro bacias hidrográficas (Fig. 1). A Represa Ribeirão do Campo está inserida em área de preservação ambiental da Mata Atlântica, na região de cabeceira da bacia do Alto Tietê. Foi construída em 1958, é oligotrófica e representa a represa mais protegida de impactos antropogênicos neste estudo. A represa Rio Grande está inserida na RMSP e era parte da represa Billings, a qual foi construída em 1927. Em 1982 o braço Rio Grande foi isolado devido à contaminação que recebia do corpo central da Billings e para atender as demandas de água para abastecimento público. Atualmente a maior fonte de contaminação provém dos tributários e lançamento de esgotos pelas ocupações irregulares no entorno (Capobianco & Wathely 2002). A represa é hipereutrófica na entrada dos tributários e meso-eutrófica no local de amostragem deste estudo o qual recebe aplicação de algicidas (Wengrat & Bicudo 2011). O Sulfato de Cobre (CuSO_4) utilizado para esse fim, foi detectado em alta concentração nos sedimentos recentes (Franklin *et al.* 2016). A represa Salto Grande foi construída em 1949, eutrófica, está localizada em uma região densamente populosa, industrializada e com intensa atividade agrícola (Espíndola *et al.* 2004). A represa Itupararanga foi construída em 1914, está inserida em área de agricultura (Cunha & Calijuri 2011) e embora a entrada de alguns tributários seja eutrófica, a represa foi considerada mesotrófica na sua maior extensão (Moschini-Carlos *et al.* 2007). A represa Paineiras, construída em 1911, é a mais antiga deste estudo, é mesotrófica e a maior parte de suas margens é composta por vegetação nativa, pastagens e plantação de Eucalipto (Ferreria 2011).

Amostragem

Os testemunhos sedimentares foram coletados por mergulhadores na região mais profunda da represa, usualmente considerado o local de maior deposição histórica dos sedimentos (Smol 2008). As coletas foram realizadas em 2012-2013, usando tubo de acrílico de 7.6 cm de diâmetro e 150 cm de comprimento. O comprimento do perfil sedimentar amostrado para cada represa e seus respectivos códigos constam da Tabela 1. Os testemunhos foram fatiados no campo a intervalos de 1 cm, exceto RG12, fatiado no

laboratório a cada 2 cm, para as análises físicas (massa seca e teor de água), químicas (COT, NT, PT e isótopos estáveis de $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$) e de diatomáceas.

Tabela 1. Localização das represas, principais características do local de amostragem e dos testemunhos (Índice de Estado Trófico, IET: Banco de dados Projeto AcquaSed).

Bacia hidrográfica	Represa	Coordenadas Local de coleta	Data coleta	Área (km ²)	Prof. max (m)	Comp. perfil sedimentar (cm) #	Código testemunho	IET
Alto Tietê	Ribeirão do campo	23°38'34"S 45°49'55"W	11/13	1,6	10	26	RC13	Oligotrófico
Alto Tietê	Rio Grande	23°45'50"S 46°31'23"W	11/12	16,1	11,3	36	RG12	Meso-eutrófico
PCJ*	Salto Grande	22°43'05"S 47°16'02"W	07/13	9,3	8	28	SG13	Eutrófico
Médio Tietê	Itupararanga	23°37'18"S 47°23'53"W	10/13	24,4	15	46	IT13	Mesotrófico
Alto Parana-panema	Paineiras	23°50'35"S 47°38'26"W	12/13	2,6	9	36	PI13	Mesotrófico

PCJ* = Piracicaba, Capivari, Jundiá. # Comprimento do perfil sedimentar que compreende a fase represa.

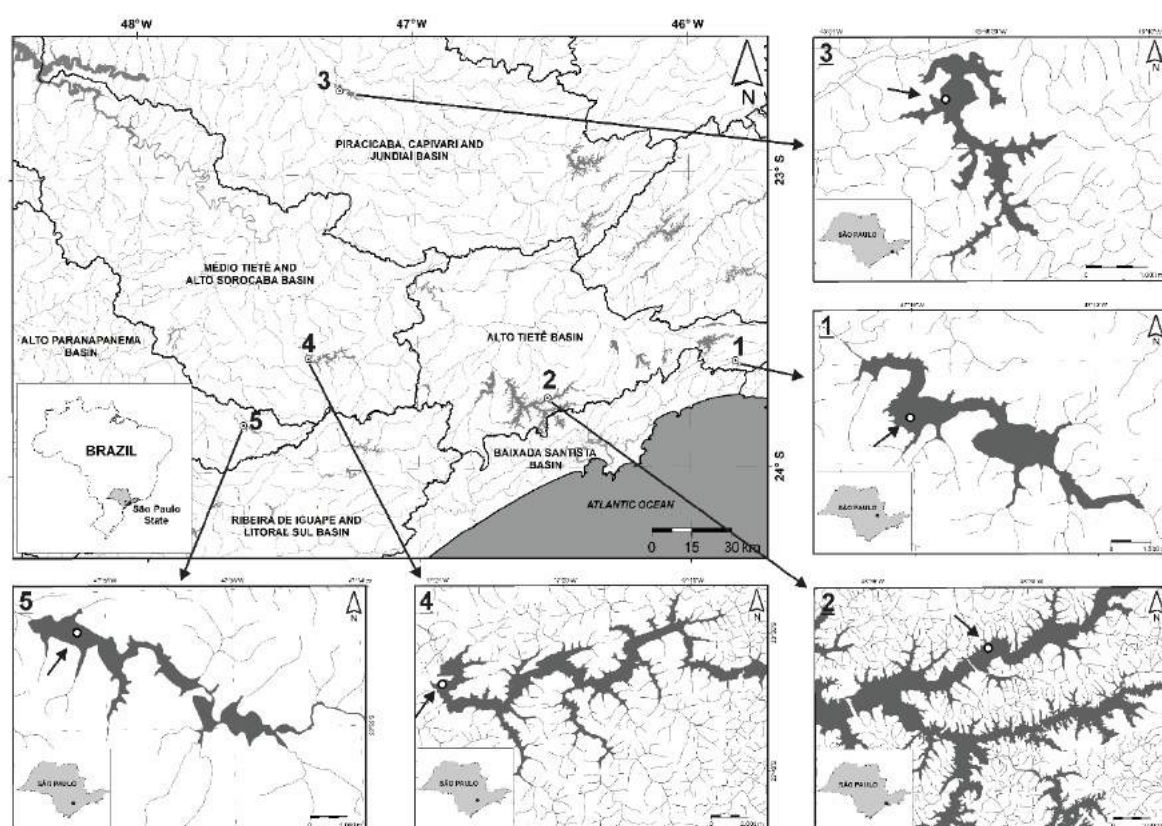


Fig. 1. Localização das represas e das bacias hidrográficas: 1 (represa Ribeirão do Campo), 2 (represa Rio Grande), 3 (represa Salto Grande), 4 (represa Itupararanga) e 5 (represa Paineiras). Setas menores indicam a localização dos locais de amostragem para cada represa.

Cronologia

A cronologia foi determinada pela datação indireta do ^{210}Pb , cuja meia-vida é de 22,4 anos. O ^{210}Pb possui duas formas na natureza, denominadas de ^{210}Pb suportado e ^{210}Pb não suportado. As atividades do ^{210}Pb não suportado foram contadas por espectrometria gama mediante espectrômetro gama EG&G ORTEC (modelo GMX50P) de acordo com metodologia descrita em Neves *et al.* (2014). Os picos das seguintes atividades foram detectados: ^{210}Pb (46.52 keV), ^{226}Ra (609.31 keV) e ^{137}Cs (661.67 keV). A atividade do ^{210}Pb suportado foi estimada pelo equilíbrio radioativo com o ^{226}Ra . Já o pico do ^{137}Cs foi utilizado como um marcador cronológico, devido as atividades nucleares serem detectadas com mais intensidade por volta do ano 1963 no Hemisfério Sul (Lima *et al.* 2015). Dois modelos foram utilizados para calcular as taxas de sedimentação, sendo eles o modelo CIC (*Constant Initial Concentration*) aplicado para ecossistemas que normalmente apresentam taxas de sedimentação constante e o CRS (*Constant Rate of Supply*), recomendado para casos onde as taxas de sedimentação são variáveis ao longo do tempo (Appleby & Oldfield 1978). As amostras foram selecionadas a cada dois centímetros (ex. 0-2 cm, 2-4 cm, 4-6 cm, etc) e foram pesadas (aprox. 10 g seca por amostra), totalizando de 15 a 30 amostras por represa. As análises foram realizadas no LAQIMAR (Laboratório de Química Inorgânica Marinha) do Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo.

Características físicas e químicas do perfil sedimentar

A litologia (cor e textura) foi descrita imediatamente após a coleta de acordo com a Carta de Munsell (1975) para todas as subamostras. Em seguida, no laboratório, foram feitas análises de teor de água e massa seca. As subamostras foram pesadas, secas a 30 °C e pesadas novamente. Carbono orgânico total (COT), nitrogênio total (NT) e os isótopos estáveis ($\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$) foram analisados utilizando analisador automático (ANCA-GSL) interfaceado com um espectrômetro de massas (PDZ Europa 20-20) na Universidade da Califórnia (US Davis Stable Isotope Facility). Os valores para os dados de isótopos estáveis são expressos em relação as normas internacionais V-PDB (Viena PeeDee Belemnite). O fósforo total (PT) foi analisado pelo método colorimétrico (Valderrama 1981) após digestão ácida e nítrica ($\text{NHO}_3 + \text{HCl}$) (Andersen 1976). As análises químicas e isotópicas foram realizadas a cada dois centímetros para todos os perfis sedimentares.

Diatomáceas

As amostras de diatomáceas foram oxidadas com peróxido de hidrogênio (H_2O_2) e ácido clorídrico (HCl) de acordo com Battarbee *et al.* (2001). Lâminas permanentes foram montadas com Naphrax® e as contagens realizadas ao microscópio Zeiss® (Axio Imager A2) no aumento de 1000×. A unidade básica de contagem é a valva e fragmentos foram incluídos desde que se visualize, pelo menos, 50% da valva (Battarbee *et al.* 2001). Dois critérios de contagem foram utilizados conjuntamente: i) mínimo de 400 valvas e ii) eficiência de contagem de 90% (Pappas & Stoermer 1996). A abundância das espécies foi calculada como porcentagem da contagem total de cada subamostra. Para taxonomia e nomenclatura foram utilizadas obras clássicas e recentes (e.g. Round *et al.* 1990, Metzeltin & Lange-Bertalot 2007, Wetzel *et al.* 2010), bem como o catálogo online de nomes válidos para diatomáceas (Fourtanier & Kociolek 2011). O código das espécies seguiu o programa OMNIDIA (Lecointe *et al.* 1993).

Análises dos dados

As principais mudanças nos perfis geoquímicos foram identificadas usando o programa C2, versão 1.3 (Juggins 2003). As mudanças de fontes da matéria orgânica foram avaliadas pela razão C/N e pelos isótopos estáveis (Meyers 2003, Costanzo *et al.* 2005). O diagrama da abundância relativa das espécies foi produzido no TILIAGRAPH 1.7.16 (Grimm 1991) e as principais fases paleolimnológicas das comunidades de diatomáceas foram identificadas pelo CONISS (*Constrained incremental sum of squares*). A análise conjunta das comunidades de diatomáceas foi realizada pela Análise de Coordenadas Principais (PCoA, Gower 1966) utilizando a distância de Bray-Curtis, considerando a abundância das diatomáceas $\geq 2\%$. O grau de mudança das comunidades de diatomáceas entre a base e o topo do perfil foi avaliada usando o coeficiente de dissimilaridade do quadrado da distância de corda (SCD, *squared chord distance*), conforme Overpeck *et al.* (1985) e Bennion & Simpson (2011). Os valores deste coeficiente variam de 0 a 2, sendo valor 0 indicativo de duas subamostras perfeitamente similares, enquanto valor 2 indica duas subamostras perfeitamente dissimilares. Os critérios do grau de mudança variam de acordo com a literatura, podendo ser mais estreitos do que aqueles selecionados neste trabalho (Bennion & Simpson 2011), porém uma vez que as represas apresentam mudanças hidrológicas maiores que os lagos, consideramos os seguintes critérios como adequados para nossa área de estudo: SCDs menores do que 0,45 indicam mudanças mínimas, valores entre 0,45 e 0,6, mudanças

leves, entre 0,6 e 0,93, mudanças moderadas e valores maiores do que 0,93 indicam mudanças maiores. Para as análises da PCoA e SCD nós excluimos as subamostras correspondentes a fase de construção da represa, a fim de evitar o período de instabilidade limnológica da represa.

Resultados

Cronologia

Os resultados permitiram inferir a idade completa para os testemunhos PI13, IT13, SG13 e RG12. A aplicação do modelo de datação CIC foi considerada apropriada para os testemunhos das represas mesotróficas (PI13 e IT13), ambos com duas curvas de decaimento (Fig. 2), enquanto o modelo CRS foi mais apropriado para as represas eutróficas, SG13 e RG12 (Fig. 3). Em todos os perfis é possível observar o decaimento do ^{210}Pb não-suportado (em excesso) até atingir seu equilíbrio radioativo, bem como o pico do ^{137}Cs , que foi usado como marcador cronológico (Material Suplementar, Tab. 1-4). Considerando que o equilíbrio radioativo do ^{210}Pb pode não ser alcançado em represas jovens (Winston *et al.* 2014), foram medidas subamostras anteriores à fase represa para os cálculos da cronologia (Figs. 2 e 3). Embora essas subamostras tenham sido utilizadas para acessar o equilíbrio radioativo do ^{210}Pb , apresentaremos somente os resultados referentes à fase represa conforme os objetivos deste estudo.

Para a represa Paineiras (PI13, Figs. 2a, b, c), o perfil sedimentar apresentou a primeira curva de decaimento entre 0 a 25 cm de profundidade ($r = 0.7$) e a segunda, até a base do testemunho ($r = 0.51$), representando 36 cm de deposição durante os últimos ~100 anos (Fig. 2c). O pico da atividade do ^{137}Cs ocorreu na profundidade de 20 cm. O testemunho da represa Itupararanga (IT13, Figs. 2d, e, f,) apresentou a primeira curva de decaimento entre 0 a 8 cm ($r = 0.79$) e a segunda curva até a base do testemunho ($r = 0.73$) (Fig. 2f), representando 46 cm de deposição durante os últimos ~93 anos. O pico da atividade do ^{137}Cs ocorreu na profundidade de 28 cm. O testemunho da represa Salto Grande (SG13, Figs. 3a, b, c) apresentou taxas de sedimentação diferentes ao longo do testemunho (Fig. 3c), sendo que 28 cm de deposição representaram a acumulação de ~57 anos. O pico da atividade do ^{137}Cs ocorreu na profundidade de 16 cm. O testemunho da represa Rio Grande (RG12) também apresentou diferentes taxas de deposição (Figs. 3d, e, f), representando 36 cm de deposição durante os últimos ~86 anos. Embora não tenha sido possível medir a atividade do ^{210}Pb nas primeiras camadas

do testemunho, a datação foi possível por meio da atividade do ^{137}Cs , cujo pico máximo corresponde ao ano de 1963. Esse pico ocorreu na profundidade de ~16 cm.

Apesar do perfil sedimentar da represa Ribeirão do Campo (RC13) não ter sido datado, as mudanças marcadas e consistentes para litologia, densidade, fósforo total e diatomáceas permitiram inferir que a profundidade de 26 cm corresponde à data de construção do reservatório (1958) (Material suplementar Tab. 5, Fig. 1). Ainda, a ausência de formação de zonas ambientais pelos distintos marcadores, inclusive diatomáceas (resultados e discussão), possibilitou sua interpretação ecológica.

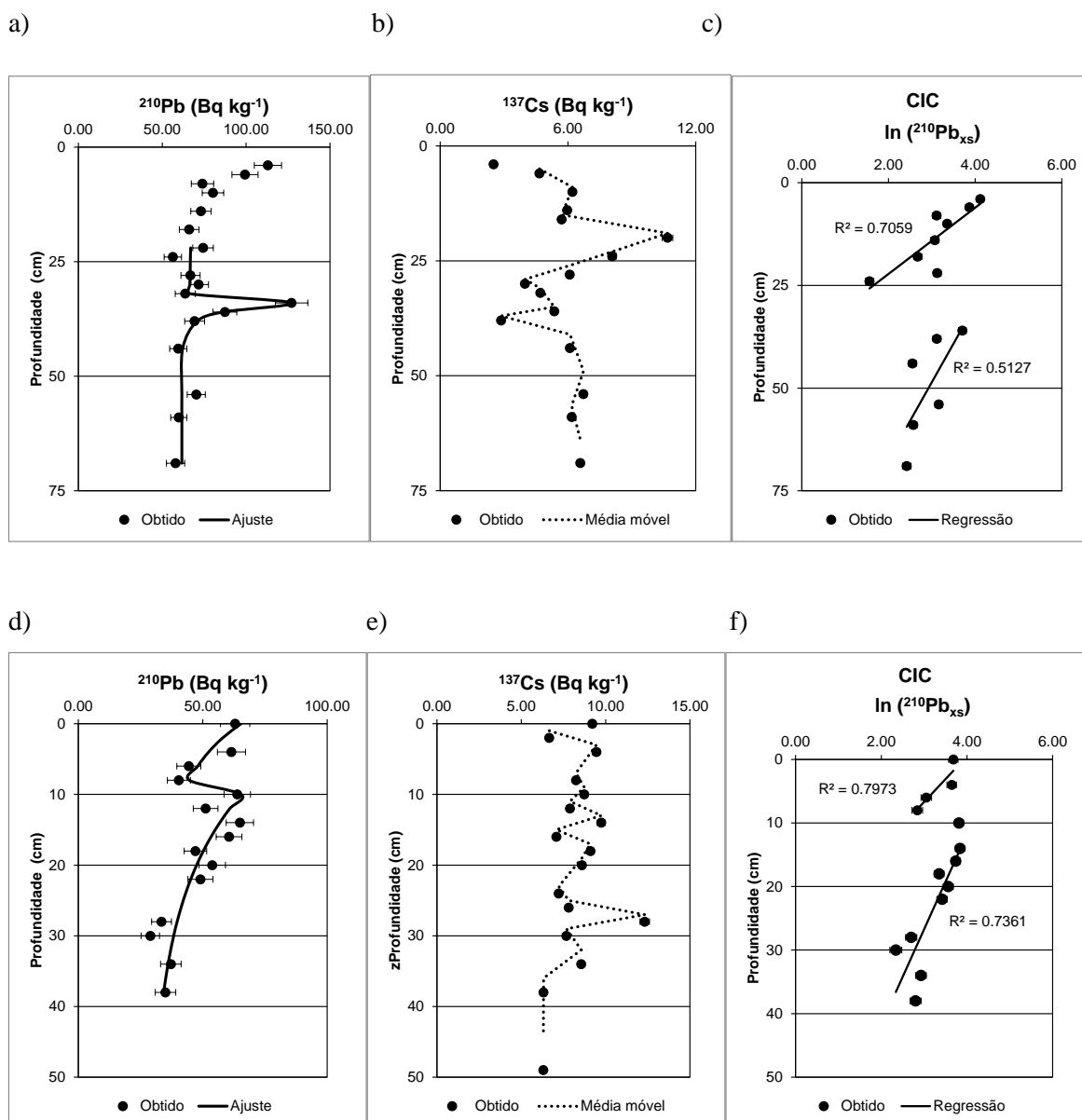


Figura 2. Atividade dos radionuclídeos ^{210}Pb e ^{137}Cs (Bq kg $^{-1}$) e modelo de decaimento (CIC) versus profundidade (cm) dos testemunhos Paineiras PI13 (Figs. 2a, b, c) e Itupararanga IT13 (Figs. 2d, e, f).

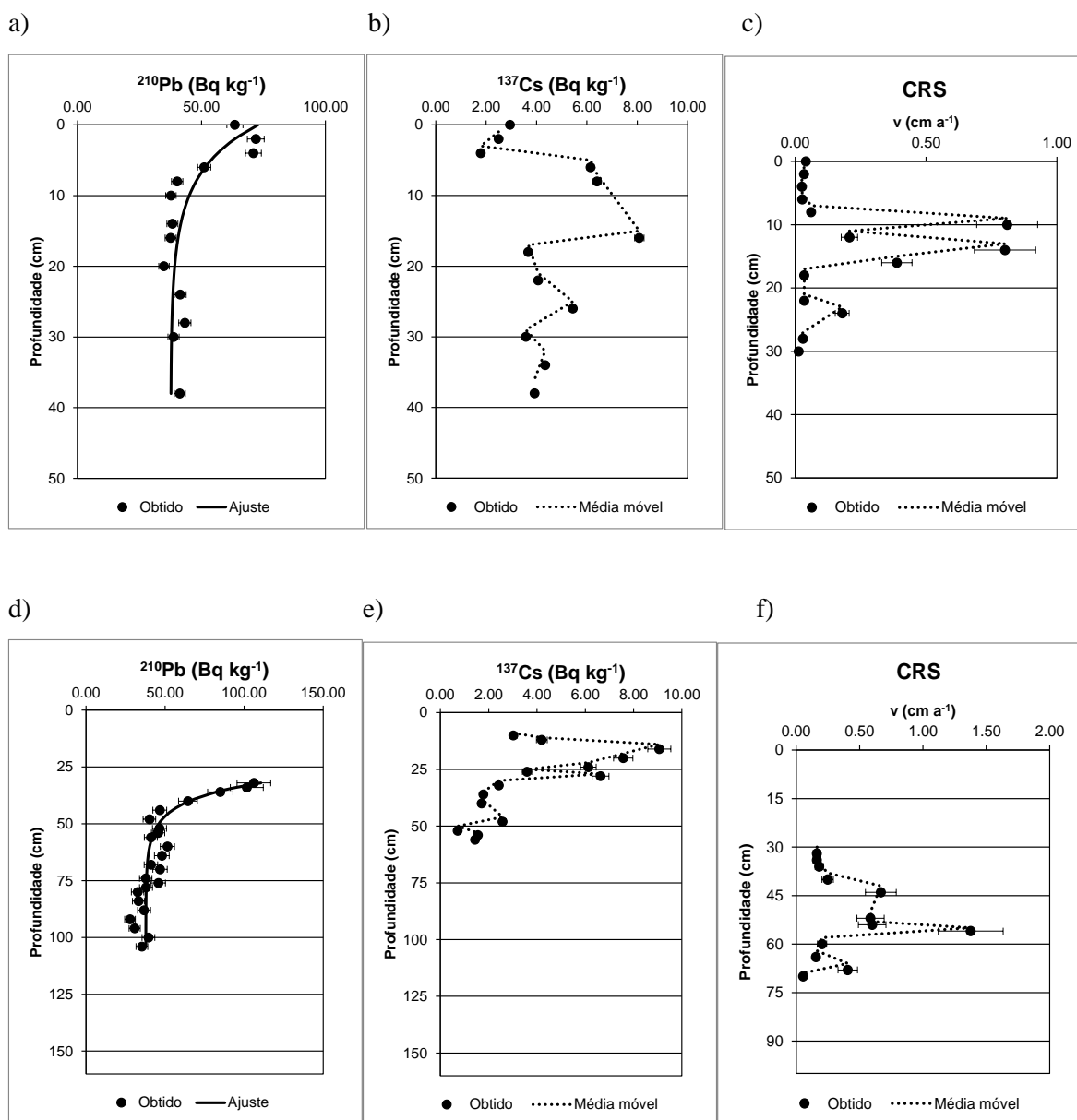


Figura 3. Atividade dos radionuclídeos ^{210}Pb e ^{137}Cs (Bq kg⁻¹) *versus* profundidade (cm) e modelo de decaimento (CRS) da taxa de sedimentação dos testemunhos Salto Grande SG13 (Figs. 3a, b, c) e Rio Grande RG12 (Figs. 2d, e, f).

Características físicas e químicas do perfil sedimentar

Em relação à litologia, as represas Ribeirão do Campo e Paineiras (oligo e mesotrófica) apresentaram sedimentos homogêneos ao longo de todo perfil sedimentar, enquanto que Itupararanga, Salto Grande e Rio Grande (meso e eutróficas) apresentaram mudanças temporais. Os sedimentos de Ribeirão do Campo (RC13) apresentaram coloração acinzentado-escuro (2.5 Y 4/2) e Paineiras (PI13), marrom (2.5 YR 2/4) ao longo de

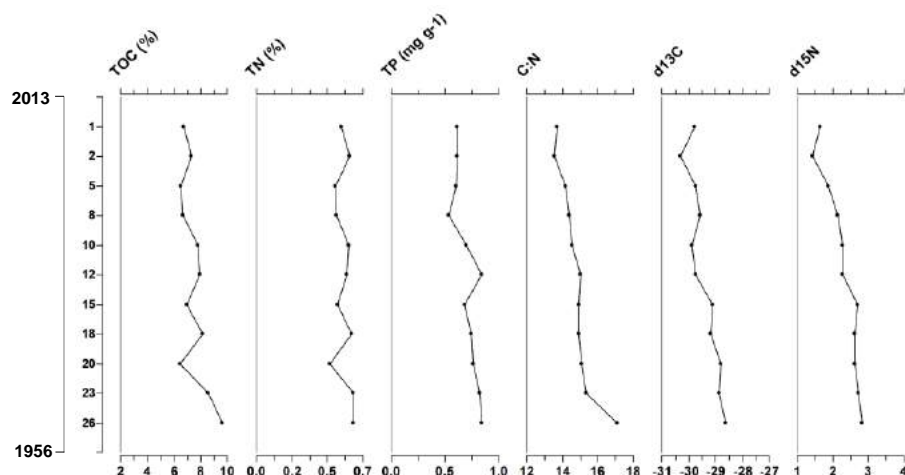
todo testemunho. Itupararanga (IT13) apresentou coloração cinza-oliva (5 Y 3/2) da base até 8 cm, seguido de sedimento marrom-acinzentado (2.5 Y 3/2) até o topo. Os testemunhos dos ambientes eutróficos (SG13 e RG12) apresentaram sedimentos pretos na maior parte do perfil. Salto Grande (SG13) consistiu de sedimento de coloração cinza (5 Y 3/1) na base (26-28 cm) e de sedimentos preto (2.5 Y 2/0) até o topo. Rio Grande (RG12) apresentou sedimentos marrom-acinzentado-escuro (5 Y 3/1) na base (34-36 cm), seguido pela coloração marrom-acinzentada (2,5 Y 3/2) até 28 cm e sedimentos pretos (2,5 YR 2,5/0 e 2,5 YR 2,5/0) até o topo.

Em relação à geoquímica e isótopos estáveis, as zonas ambientais foram mais evidentes nas represas mesotróficas (IT13, PI13) e eutrófica (SG13, RG12). A represa oligotrófica (RC13, Fig. 4a) não apresentou tendências marcadas de variação ao longo do tempo. Neste perfil foram observados os maiores valores de COT (~8,6 %), razão C:N (~15) e os menores valores dos isótopos estáveis $\delta^{13}\text{C}$ (-30 ‰) e $\delta^{15}\text{N}$ (~2,5 ‰). As represas mesotróficas apresentaram duas zonas ambientais. Na represa Paineiras (PI13, Fig. 4b), a zona 1 de 36-34 cm (~1914-1920), os valores geoquímicos foram diferenciados do restante do perfil, principalmente os marcadores COT, NT e razão C/N que diminuíram bruscamente e o PT que apresentou aumento. A partir da zona 2 (34-0 cm) houve certa estabilização dos valores dos marcadores até o topo. A represa Itupararanga (IT13, Fig. 4c) apresentou duas zonas ambientais. Na zona 1 de 46 a 35 cm (~1920-1938) ocorreu brusca diminuição de COT, NT razão C/N e $\delta^{13}\text{C}$. Na zona 2, de 35 cm até o topo, os valores foram mais estáveis, exceto aos isótopos estáveis ($\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$) que apresentaram algumas variações menores, porém não simultâneas, não permitindo o reconhecimento de outra zona ambiental. Ainda, é possível observar uma variação mais consistente na profundidade de 15 cm, com leve pico de COT, NT e PT, bem como declínio gradual de $\delta^{15}\text{N}$ a partir de 10 cm em direção ao topo.

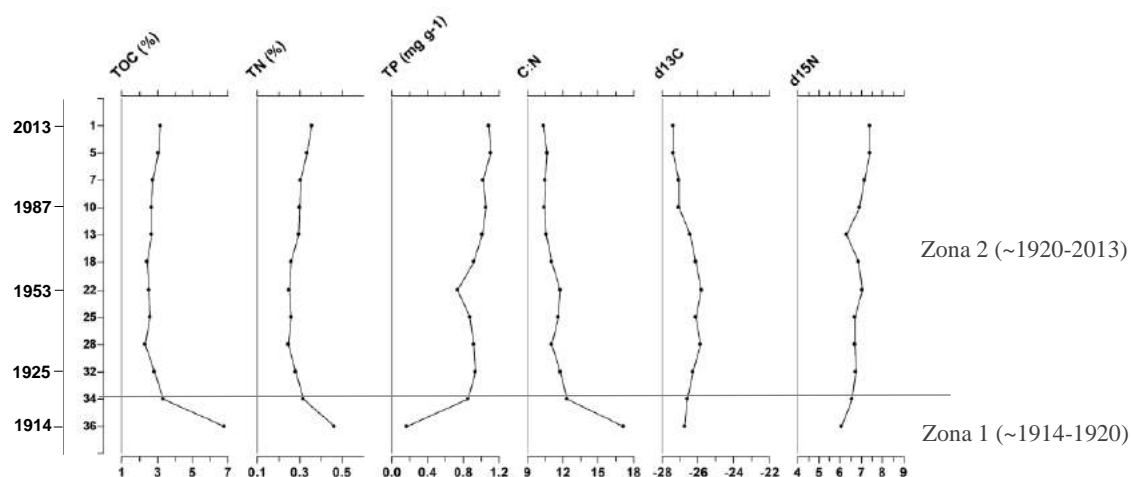
Quanto às represas eutróficas, Salto Grande (SG13, Fig. 5a) apresentou duas zonas ambientais e os valores de PT já começam elevados quando comparados às represas oligo e mesotróficas. Na zona 1 (28-22 cm, ~1950-1963) houve leve aumento de COT e NT, bem como diminuição de PT, razão C/N e $\delta^{13}\text{C}$. A zona 2, a partir de 22 cm (~1963-2012), apresentou tendência contínua de aumento do PT e $\delta^{15}\text{N}$ até o topo. A razão C/N se manteve ao redor de 10 ao longo de todo testemunho. O testemunho Rio Grande (RG12, Fig. 5b) apresentou três zonas ambientais, duas delas subdivididas em duas subzonas. Na subzona 1a (36-34 cm, ~1926-1930) ocorreu diminuição marcada principalmente nos valores de COT, NT e razão C/N, assim como ocorreu nas represas

mesotróficas. Na subzona 1b (34-22 cm, ~1930-1953) COT e NT continuam diminuindo juntamente com a razão C/N, enquanto há tendência de aumento contínuo do PT e $\delta^{15}\text{N}$. Na zona 2 (22-14 cm, ~1953-1976), COT e NT se estabilizaram havendo aumento acentuado de $\delta^{15}\text{N}$ e de PT, o qual atingiu seu valor máximo ao longo do perfil. A Zona 3 foi subdividida em duas subzonas. Na subzona 3a (14-8 cm, ~1976-1992) houve uma inversão nas tendências dos valores de PT e $\delta^{15}\text{N}$, com tendência de diminuição até o 8 cm (subzona 3b: 1992-2012). Nesta ocorre estabilização do PT e $\delta^{13}\text{C}$, com aumento leve de COT e NT e aumento acentuado de $\delta^{15}\text{N}$.

a)



b)



c)

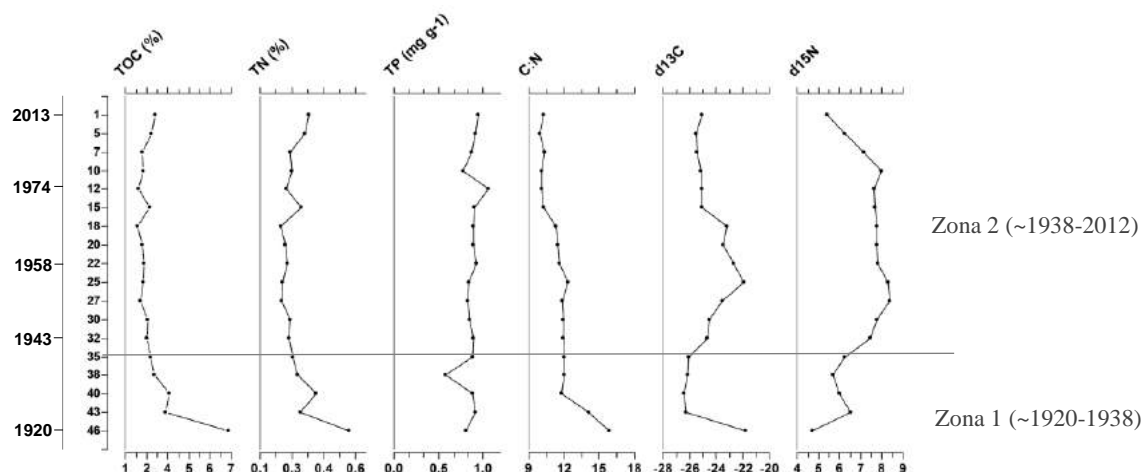
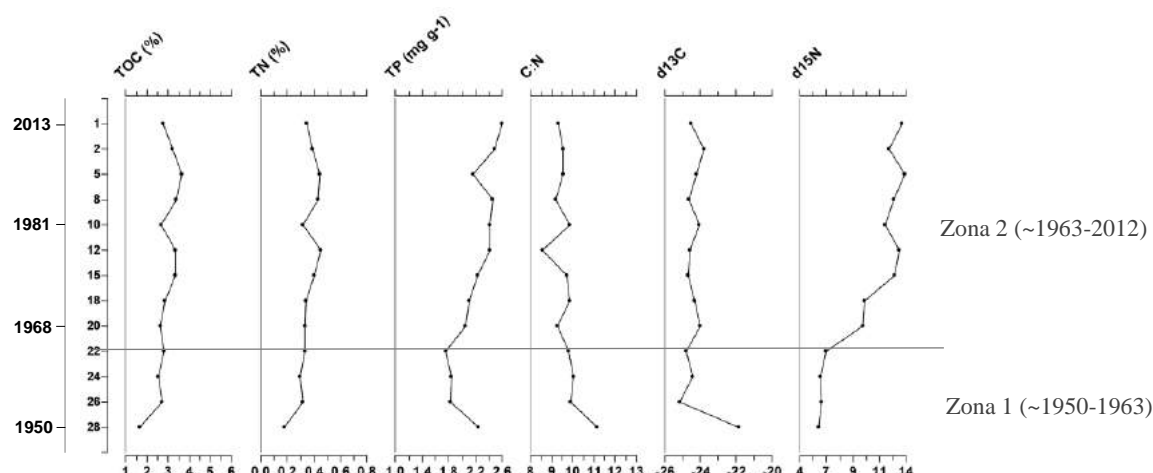


Figura 4. Carbono orgânico total (TOC), nitrogênio total (TN), fósforo total (TP), razão C/N, $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ versus profundidade (cm) nos testemunhos: a) Ribeirão do Campo (RC13), b) Paineiras (PI13) e c) Itupararanga (IT13). Zonas estratigráficas definidas pelas linhas.

a)



b)

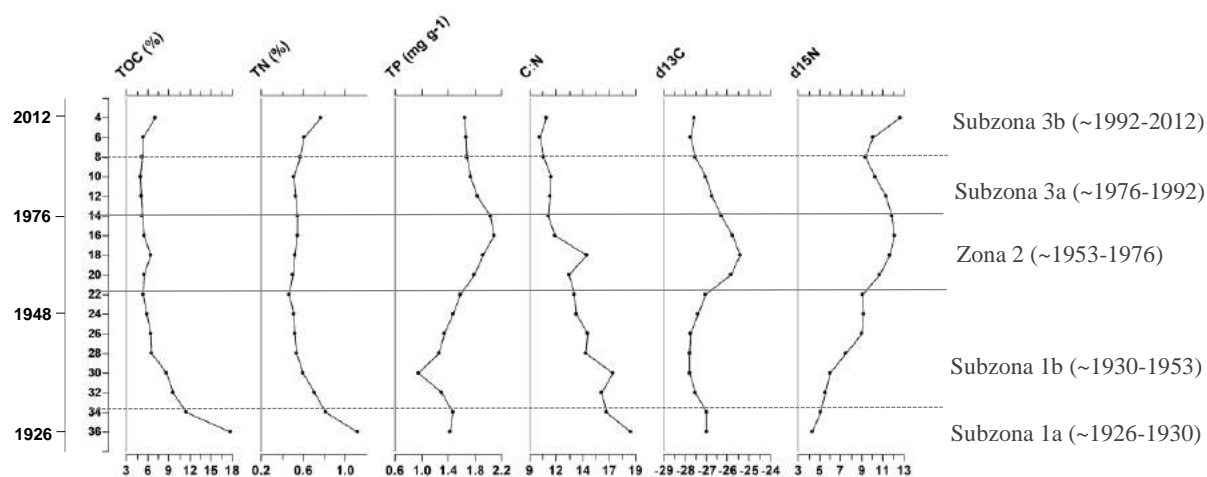


Figura 5. Carbono orgânico total (TOC), nitrogênio total (TN), fósforo total (TP), razão C/N, $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ versus profundidade (cm) nos testemunhos: a) Salto Grande (SG13) e b) Rio Grande (RG12). Zonas estratigráficas definidas pelas linhas, subzonas definidas pela linha tracejada.

Comunidade de Diatomáceas

Represa Ribeirão do Campo (oligotrófica)

O total de 137 espécies foram identificados no testemunho RC13, porém apenas 23 táxons com abundância relativa $\geq 2\%$ foram representados na Fig. 6. A distribuição das diatomáceas não indicou clara formação de zonas ambientais o que foi confirmado pela análise de agrupamento (CONISS). A porcentagem de espécies planctônicas foi relativamente baixa ($\sim 20\%$) e as espécies mais bem representadas (15-25%) distribuíram-se ao longo de todo o perfil sedimentar (e.g. *Brachysira brebissoni*,

Eunotia sp.8, *Encyonopsis sanctipaulensis* e *Frustulia crassinervia*). Ao longo do perfil, principalmente em direção ao topo, outras espécies passaram a contribuir mais, porém ainda em abundâncias relativamente baixas (e.g. *Kobayasiella subtilissima* e *Stenopterobia delicatissima*). De acordo com a análise de similaridade SDC, o score 0,70 indicou mudança moderada na estrutura da comunidade ao longo do tempo.

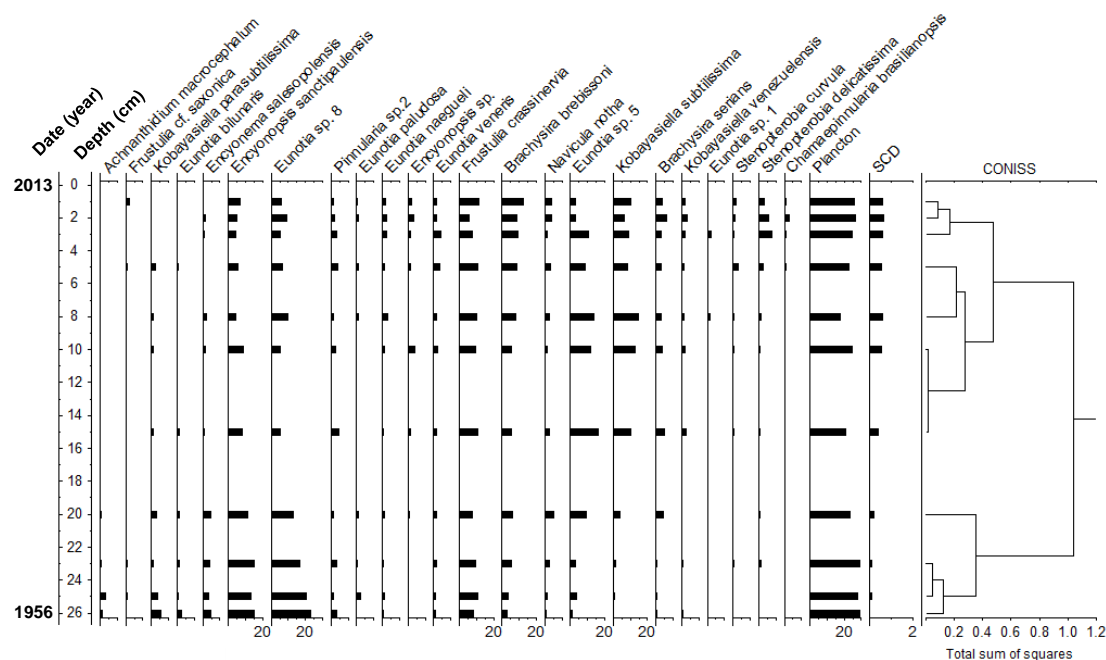


Figura 6. Diagrama do CONISS para a comunidade de diatomáceas da Represa Ribeirão do Campo (RC13), porcentagem de espécies planctônicas e análise de SCD (*squared chord distance*).

Represa Paineiras (mesotrófica)

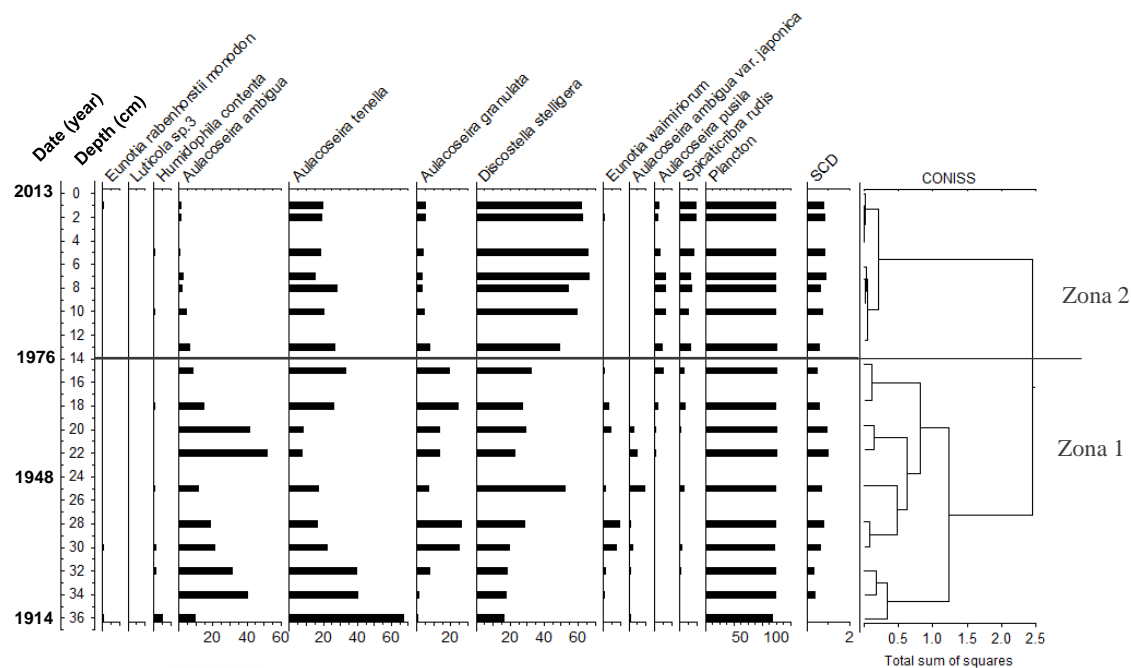
O total de 148 espécies foram identificadas no testemunho PI13, porém apenas 14 táxons com abundância relativa $\geq 2\%$ foram representados na Fig. 7a. Todo o perfil sedimentar foi dominado por espécies planctônicas (~90%). Análise de cluster identificou a formação de duas zonas. Zona 1 (~1914 – 1976) na qual houve grande abundância de *Aulacoseira ambigua* (até 49%) e maior abundância de *A. granulata*. Outros dois táxons, *A. tenella* e *Discostella steligera*, também foram bem representados (até 60%), porém não exclusivos desta zona ambiental. Na zona 2 (~1976 – 2013), houve grande decréscimo de *A. ambigua* var. *ambigua* e *A. granulata*, bem como maior contribuição de *A. tenella* (18-30%) e, principalmente, de *Discostella steligera* (64%) até o topo do testemunho. Outras duas espécies, *A. pusilla* e *Spicaticriba rudis*, passaram a ter maior representação nesta zona, porém com abundâncias relativamente

baixas (<10%). O escore da análise de similaridade SCD de 0,78 indicou mudança moderada na estrutura da comunidade ao longo do tempo

Represa Itupararanga (mesotrófica)

O total de 140 espécies foram identificadas no testemunho IT13, porém apenas 17 táxons com abundância relativa $\geq 2\%$ foram representados na Fig. 7b. Todo o perfil sedimentar foi dominado por espécies planctônicas (~90%). A análise de cluster identificou duas zonas, uma delas divididas em duas subzonas. Na zona 1 (~1920 – 1954), *Aulacoseira ambigua* foi a espécie dominante, atingindo até 87% nesta fase, embora não exclusiva da mesma. *Discostella stelligera* (até 20%), *A. herzogii*, *Nitzschia* cf. *amphibia*, *A. pusilla* e *A. tenella* também ocorreram com abundâncias de 10 a 40% porém mais pontualmente ao longo desta fase. Na subzona 2a (~1954 – 1968), as duas espécies mais comuns na zona anterior (*A. ambigua* e *D. stelligera*) continuaram bem representadas nesta fase. Outras três espécies destacaram-se como o surgimento de *A. granulata* (até 40%), *A. ambigua* var. *japonica* e *S. rudis* (10%). Na subzona 2b (~1968-2012), ocorreu diminuição de *A. granula* (<10%), aumento da abundância de *S. rudis* e de *A. ambigua* (até 40%) até o topo, além da presença de *D. stelligera* e *A. granulata* (~20%). Como tendência geral, *A. ambigua* manteve boa representação ao longo do perfil sedimentar com destaque para a zona 1, enquanto que *D. stelligera* ocorreu em abundância relativamente mais baixa porém em todo perfil. *Aulacoseira granulata* ocorreu na zona 2, preferencialmente na subzona 2a, e *S. rudis* destacou-se na subzona 2b. O escore da análise de similaridade SCD de 0,94 refletiu uma mudança grande na estrutura da comunidade.

a)



b)

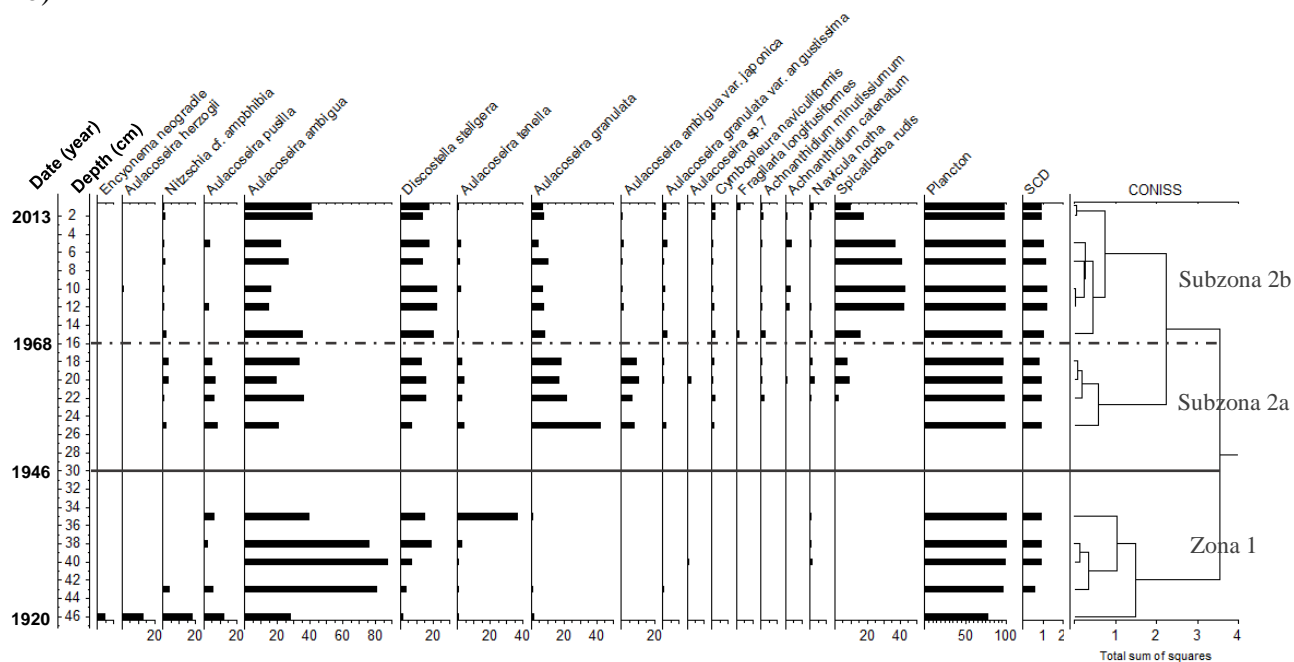


Figura 7. Diagrama do CONISS para a comunidade de diatomáceas das represas a) Paineiras (PI13) e b) Itupararanga (IT13) porcentagem de espécies planctônicas e análise de SCD (*squared chord distance*). Linha horizontal contínua representa o limite de zonas e a tracejada, o limite das subzonas identificadas pelo CONISS.

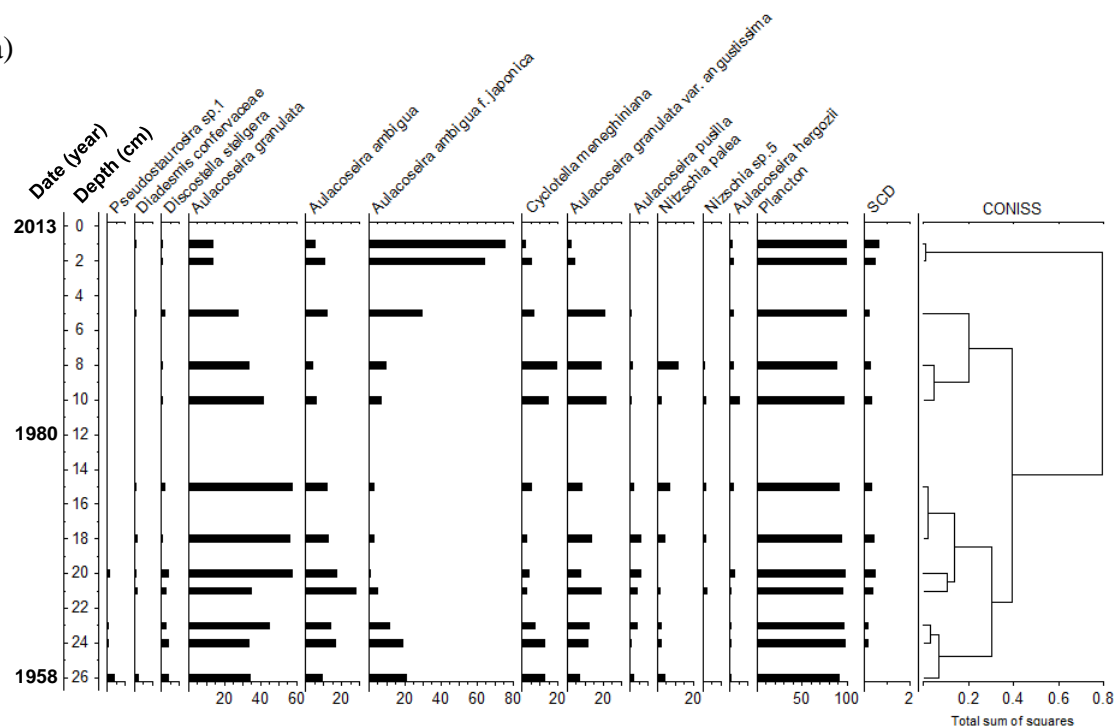
Represa de Salto Grande (Eutrófica)

O total de 118 espécies foram identificados no testemunho SG13, porém apenas 15 táxons com abundância relativa $\geq 2\%$ foram representados na Fig. 8a. Todo o perfil sedimentar foi dominado por espécies planctônicas (~90%). A análise de cluster CONISS não permitiu identificar zonas baseado na estrutura das diatomáceas. *Aulacoseira granulata* foi dominante/abundante em grande parte do testemunho, atingindo até 56%. Outras espécies abundantes foram *Cyclotella meneghiniana* (<20%), *A. granulata* var. *angustissima* (<20%), *A. ambigua* (>25%) e *A. ambigua* var. *japonica*, a qual chegou a dominar no topo (até 72%). A análise de similaridade mostrou mudança moderada de 0,61 na estrutura da comunidade, resultado semelhante à represa Ribeirão do Campo (oligotrófica).

Represa Rio Grande (Meso-eutrófica)

O total de 138 espécies foram identificados no testemunho RG12, porém apenas 33 táxons com abundância relativa $\geq 2\%$ foram representados na Fig. 8b. A análise de cluster identificou três zonas, duas delas subdivididas em subzonas. A subzona 1a (34-36 cm; ~1926-1931) foi representada por várias espécies principalmente do gênero *Eunotia*, todas com baixas abundâncias relativas (< 9%) e a maior porcentagem de espécies bentônicas (~30%) do perfil sedimentar. A subzona 1b (22-34 cm; ~1931-1953) apresentou espécies comuns a outras zonas e táxons preferencialmente planctônicos (~90%), mas se caracterizou pela dominância de *A. ambigua* (38-65%). A única espécie praticamente exclusiva desta subzona foi *A. tenella* (<17%). O final dessa fase foi marcado pelo decréscimo de *A. tenella* e *A. ambigua* e o surgimento de *A. ambigua* f. *japonica*. Na zona 2a (12-22 cm; ~1953-1982), ocorreu o aparecimento de *A. pusilla* (5,7-17,5 %), *C. meneghiniana* (<11,6 %), *Fragilaria* cf. *fusa* (<20,2 %) e *Achnanthes catenatum* (2-12,7 %). A subzona 3a (12-8 cm; ~1982-2001) foi marcada pela dominância de *A. catenatum* (até 47 %), aumento de *D. steligera* (15-29%) e pelo quase desaparecimento das principais espécies da fase anterior. Na subzona 3b (8-0 cm; ~2001-2012), *D. steligera* decresceu novamente e surgiram outras espécies do gênero *Achnanthes* como *A. saprophilum* (4-12 %) e *A. minutissimum* (~20 %). O escore da análise de similaridade SCD revelou grande mudança de 1,67 na estrutura da comunidade ao longo do tempo.

a)



b)

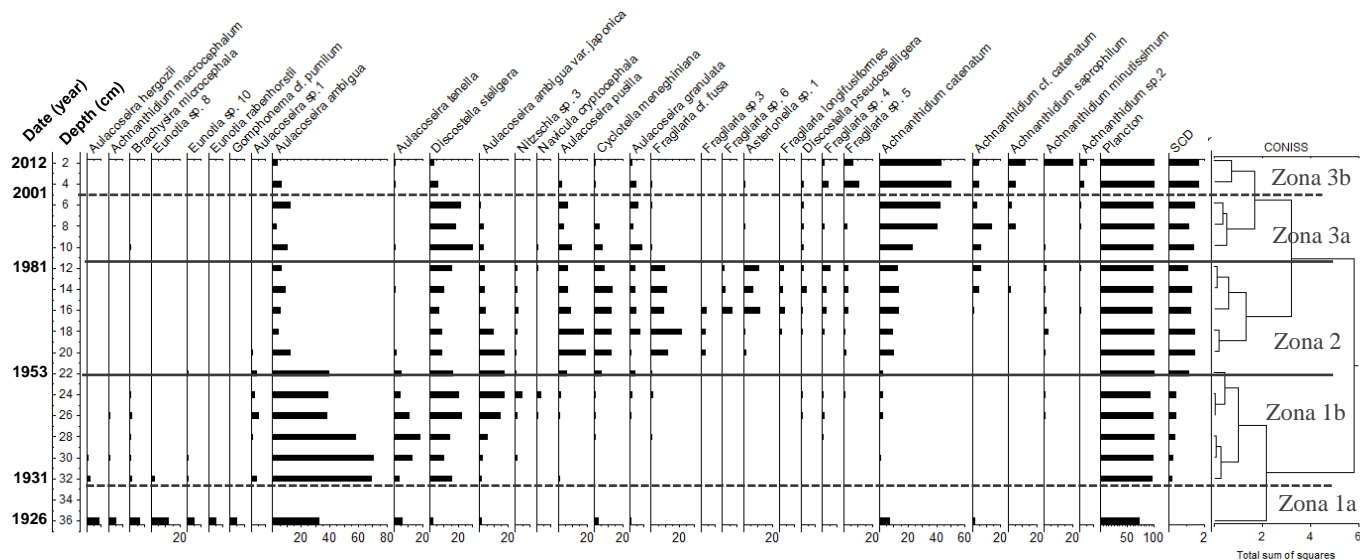


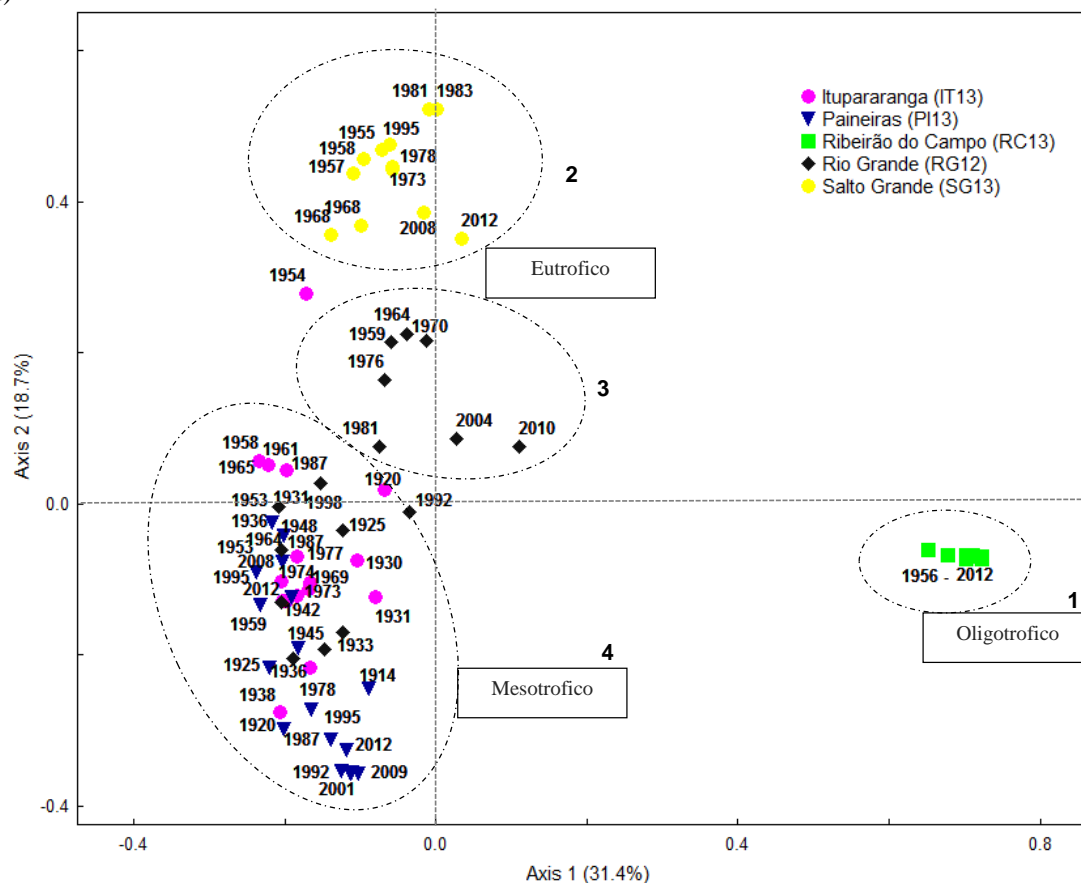
Figura 8. Diagrama do CONISS para a comunidade de diatomáceas das represas a) Salto Grande (SG13) e b) Rio Grande (RG12), porcentagem de espécies planctônicas e análise de SCD (*squared chord distance*). Linhas horizontais contínuas limitam as zonas e as tracejadas, as subzonas.

Análise conjunta das comunidades

A análise da PCoA revelou mudanças substanciais das comunidades de diatomáceas com a formação de quatro grupos principais (Fig. 9a e b). O eixo 1 (31,4% de variação) separou a represa oligotrófica (grupo 1) das demais represas, independentemente da escala temporal. O eixo 2 (18,7% de variação) ordenou em seu extremo superior os grupos 2 (Represa de Salto Grande) e 3 (parte do testemunho da Represa Rio Grande, abrangendo o período 1959-2012, ou seja, parte da zona 2 até a subzona 3b). Em direção ao lado negativo deste eixo, ordenou-se o grupo 4, correspondente a três represas, quais sejam, período compreendido entre 1926 a 1953 da represa Rio Grande (toda zona 1 e parte da subzona 3a) e todo o perfil sedimentar das represas Paineiras e Itupararanga.

Em relação às espécies de diatomáceas (Fig. 8b), grande número de táxons foi associado ao grupo 1 (RC13), destacando *Brachysira brebissoni* (BBRE), *Frustulia crassinervia* (FCRS), *Encyonopsis sanctipaulensis* (ESAN) e espécies do gênero *Eunotia*, como *E. bilunaris* (EBIL), *Eunotia* sp.8 (EUN8), *Eunotia* sp.5 (EUN5). Com relação ao grupo 2 (SG13), as espécies mais associadas foram, principalmente, *A. granulata* var. *angustissima* (AGAA), *C. meneghiniana* (CMEN), *Diadesmis confervacea* (DCONF) e *Nitzschia palea* (NPAL). As principais espécies associadas ao grupo 3 (parte do RG12) foram *Asterionella formosa* (ASTF), espécies de *Fragilaria* (FRA3, FRA6, FFUS) e *Achnanthisidium saprophilum* (ADSA). Um grande número de espécies se associou ao grupo 4 (PI13, IT13 e toda a zona 1 do RG12), destacando *A. tenella* (AUTL), *A. ambigua* (AAMB), *B. microcephala* (BMIC), *Discostella steligera* (DSTE), *E. rabenhorstii* (ERAB) e *Spicaticriba rudis* (SRUD).

a)



b)

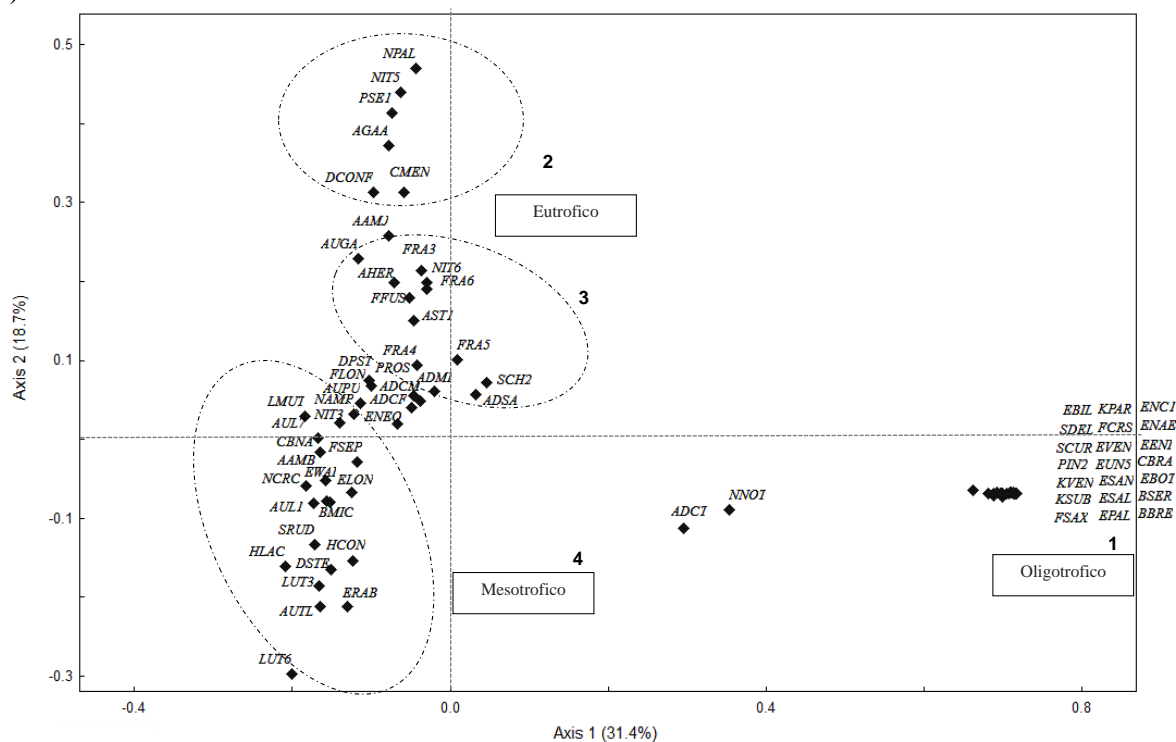


Figura 9. Análise de Coordenadas Principais (PCoA) das comunidades de diatomáceas ($\geq 2\%$) das cinco represas (IT13, PI13, RC13, RG12 e SG13). Grupo 1 (oligotrófico), grupo 2 e 3 (eutrófico) e grupo 4 (mesotrófico). Figura a) plot das subamostras. Figura b) plot das espécies. Códigos segundo OMNIDIA.

Discussão

O histórico ambiental das represas estudadas dependeu de sua origem, do uso e ocupação da bacia hidrográfica, bem como de eventuais ações de manejo. Assim, as tendências de alterações foram mais represa-específicas, exceto às mesotróficas que foram mais similares. A geoquímica orgânica permitiu inferir sobre as maiores mudanças na produtividade das represas e o isótopo estável ^{15}N , sobre aporte de esgoto não tratado. As zonas inferidas pelas diatomáceas seguiram, em parte, as zonas geoquímicas, exceto nas represas mesotróficas. A maior correspondência entre esses marcadores ocorreu na represa na qual o processo de eutrofização foi acentuado ao longo do tempo.

Na represa oligotrófica (Ribeirão do Campo) não foram identificadas zonas ambientais uma vez que os marcadores apresentaram distribuição mais homogênea ao longo do perfil sedimentar. Os altos valores de carbono, nitrogênio, razão C:N e do isótopo estável $\delta^{13}\text{C}$ indicaram predominância de matéria orgânica de origem alóctone, oriunda de material vegetal de plantas C_3 (Meyers 1997, 2003), provavelmente proveniente da Mata Atlântica natural que predomina em toda a Bacia Hidrográfica. Os valores mais baixos de $\delta^{15}\text{N}$ foram encontrados nesta represa, estando de acordo com sua baixa contribuição reportada em ambientes oligotróficos (Torres *et al.* 2012), podendo ser provenientes principalmente da fixação biológica do nitrogênio atmosférico e da decomposição da matéria inorgânica (Martinelli *et al.* 2009). Os valores de todos marcadores geoquímicos (TOC, TP, C:N e isótopos estáveis ^{13}C e ^{15}N) foram comparáveis aos níveis basais das represas Rio Grande (este estudo) e Guarapiranga (zona 1a), situadas na mesma bacia hidrográfica, e que caracterizou a fase de enchimento e de alagamento da vegetação de Mata Atlântica (Fontana *et al.* 2014). A comunidade de diatomáceas foi representada por táxons oligotróficos, bentônicos e tipicamente associados a águas ácidas e pouco enriquecidas tais como várias espécies de *Eunotia*, *Brachysira* (*B. serians*, *B. brebissoni*), *Encyonopsis sanctipaulensis* e *Frustulia crassinervia* (van Dam *et al.* 1994, Wengrat *et al.* 2015, Taylor *et al.* 2007). Este conjunto de espécies sugere boa penetração de luz na coluna d'água de forma a atingir superfícies disponíveis para o crescimento de espécies bentônicas, associados a águas ácidas e oligotróficas (Spaulding *et al.* 2010). O SCD de 0,7 indicou mudança moderada entre a estrutura da comunidade de diatomáceas da base e do topo. Este valor foi bem maior do que usualmente reportado para lagos minimamente impactados na Europa, os quais apresentam variações em escala muito pequena e valores normalmente

menores do que 0,4 (Bennion *et al.* 2011). Provavelmente a mudança considerada moderada em Ribeirão do Campo reflita a maior variabilidade natural de ecossistemas tropicais em relação aos europeus, além da maior dinâmica que existe em represas, principalmente hidrológicas. Em síntese, o conjunto dos marcadores utilizados indica a boa qualidade ecológica desta represa desde a sua formação até o presente, podendo ainda ser considerada de referência para as demais represas principalmente inseridas nesta bacia hidrográfica.

As represas mesotróficas (Paineiras e Itupararanga) apresentaram tendências similares ao longo do tempo, porém os marcadores (geoquímica e diatomáceas) apresentaram tendências diferenciadas. Na zona 1 de ambas represas, os marcadores da geoquímica orgânica apresentaram variações bruscas muito provavelmente associadas à fase inicial de formação das represas. De acordo com a ontogenia observada em reservatórios, a fase inicial logo após a construção e enchimento podem apresentar instabilidades e até mesmo uma maior produtividade, variando de acordo com a região que foi inundada (Hall *et al.* 1999). Diferentemente dos marcadores geoquímicos, as diatomáceas não indicaram essa zona inicial de formação das represas. Na zona 2, os valores da geoquímica tornam-se relativamente mais estáveis e comparáveis à zona 2 de transição (mesotróficas) da represa Guarapiranga (Fontana *et al.* 2014). Tanto Paineiras quanto Itupararanga foram dominadas por espécies planctônicas em todo o perfil sedimentar. Três espécies bem representadas foram comuns a ambas represas (*A. ambigua*, *A. granulata* e *D. stelligera*). *Aulacoseira ambigua* e *A. granulata* são espécies cosmopolitas com amplo espectro de distribuição em relação ao gradiente trófico, ocorrendo em ambientes oligo a eutróficos (Van Dam *et al.* 1994, Stenger-Kovacs *et al.* 2007), mas com preferência de *A. granulata* var. *granulata* a águas eutróficas (Siver & Kling 1997, Bicudo *et al.*, aceito). Estas espécies também podem estar associadas a outras condições ambientais como condições turbidas, eventos de maior fluxo de água e à menor disponibilidade de luz (Siver & Kling 1997, Costa-Böddeker *et al.* 2012). Da mesma forma, *D. stelligera* também apresenta amplo espectro de distribuição, ocorrendo em ambientes oligo a eutróficos (Faustino *et al.*, submetido).

Em mais detalhes, na represa Paineiras, a zona 1 (~1914-1976) foi dominada por *A. ambigua*, bem como por *D. stelligera* e *A. granulata* as quais continuaram abundantes em todo perfil, tornando difícil a interpretação dessas zonas em relação à trofia do sistema. Entretanto, outra espécie que se destacou em todo perfil, mas principalmente na zona 1, foi *A. tenella*, que vem sendo tipicamente reportada em águas

oligotróficas a oligo-mesotróficas e levemente ácidas a neutras (Siver & Kling 1997, Bicudo *et al.*, aceito). Na zona 2 (~1976-2013), houve o aparecimento de duas espécies, *A. pusilla* e *S. rudis*. A primeira vem sendo reportada para ambientes eutróficos (Houk & Klee 2007, Taylor *et al.* 2007) e mesotróficos (Fontana *et al.* 2014). *Spicaticribea rudis* também foi observada no início da zona eutrófica (Fontana *et al.* 2014, Faustino *et al.*, submetido) mas ocorre preferencialmente em ambientes oligotróficos (dados AcquaSed). Este conjunto de espécies, associado aos marcadores geoquímicos, permite inferir que as zonas 1 e 2 de Paineiras representam condições mesotróficas, porém a diminuição das espécies de *Aulacoseira* e surgimento de espécies preferencialmente oligo e mesotróficas (*S. rudis*) indicam uma melhoria na qualidade a partir de ~1970. Na represa Itupararanga, quatro espécies em comum com Paineiras foram as mais importantes (*A. ambigua*, *A. granulata*, *Discostella stelligera* e *S. rudis*). Da mesma forma, *A. ambigua* foi mais abundante na zona 1 (~1920-1954). Na zona 2a (~1954-1968), houve maior contribuição de *A. granulata* e o surgimento de *A. ambigua* f. *japonica*, espécie característica de ambientes eutróficos (Tuji & Williams 2007). Ambas espécies, juntamente com o aumento do $\delta^{15}\text{N}$ nesta fase, indicam ambiente mais produtivo (Costanzo *et al.* 2003). Na zona 2b (~1968-2013), o aumento de *A. ambigua*, diminuição de *A. granulata* e aumento de *S. rudis*, juntamente com a diminuição do $\delta^{15}\text{N}$, sugerem melhoria das condições tróficas. Assim como em Paineiras, o conjunto de marcadores, incluindo a geoquímica, sugere uma fase mesotrófica (zona 1), seguida pela fase com mesotrofia mais acentuada (subzona 2a até 1968), porém com certa recuperação em direção às condições mais recentes (zona 2b). Finalmente, o SCD de 0,94 % encontrado em Itupararanga aponta maior mudança entre as comunidades da base e do topo em relação à de Paineiras (0,78 %).

A represa Salto Grande é considerada eutrófica desde o início dos estudos limnológicos em 1969 (Tucci *et al.* 2004) e os presentes resultados indicam que este estado trófico ocorreu desde sua construção. O rápido crescimento urbano e agrícola na bacia após 1875 (Espíndola *et al.* 2004) deve ter concorrido para a eutrofização da represa, que foi construída apenas em 1959. Os níveis de PT, razão C:N, $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ observados correspondem, desde sua fase inicial, à zona eutrófica da Represa Guarapiranga, represa urbana altamente degradada (Fontana *et al.* 2014). O aumento acentuado de PT e de $\delta^{15}\text{N}$ a partir de ~1963 (22 cm) indica o aumento progressivo de efluentes urbanos e industriais não tratados, usualmente enriquecidos no $\delta^{15}\text{N}$ (Savage 2005; Costanzo *et al.* 2005). Os valores de PT já foram elevados desde a fase inicial e

foram os mais elevados do que todas as represas deste estudo. Embora não seja recomendado comparar valores brutos do PT devido a sua mobilidade no sedimento (Ginn *et al.* 2012), esta tendência fornece mais uma evidencia da eutrofização logo no início da represa. Adicionalmente, as comunidades de diatomáceas não indicaram a formação de zonas ambientais, havendo predominância de espécies planctônicas e do gênero *Aulacoseira*, principalmente *A. granulata* (var. típica e var. *angustissima*) e *A. ambigua* que embora apresentam amplo espectro de distribuição em relação ao gradiente trófico (Van Dam *et al.* 1994, Stenger-Kovacs *et al.* 2007), ocorrem preferencialmente em águas eutróficas (Siver & Kling 1997, Zalat & Vildary 2007, Bicudo *et al.*, aceito). Ao longo do testemunho também ocorreu grande contribuição de dois táxons eutróficos: *Aulacoseira ambigua* f. *japonica* (Tuji & Williams 2007) que atingiu dominância (80%) em direção ao topo e *Cyclotella meneghiniana*, que pode ser tolerante a efluentes domésticos e industriais e estar associada a elevadas concentrações de TP e condições hipereutróficas (Sabater & Sabater 1998, Yang *et al.* 2008, Costa-Böddeker *et al.* 2012). Esta associação de espécies permite inferir as condições eutróficas da represa desde sua fase inicial. A coocorrência de *A. ambigua*, *A. granulata* e *Cyclotella meneghiniana* também foi reportada na fase de eutrofização da represa Guarapiranga e as duas últimas com destaque para a fase de maior eutrofização cultural (Fontana *et al.* 2014). De acordo com o SCD, essa represa apresentou o menor valor (0,61), ainda menor do que observado na represa oligotrófica (Ribeirão do Campo – 0,70), indicando a baixa variabilidade das comunidades ao longo do tempo em ambientes eutróficos, onde normalmente ocorre uma simplificação das comunidades biológicas (Jeppesen *et al.* 2000).

Quanto a represa Rio Grande (pertencente a represa Billings até 1982), apresentou grandes alterações ao longo do perfil com três zonas ambientais e quatro subzonas definidas tanto pela geoquímica, quanto pelas diatomáceas. Na fase 1a (192-1931), fase de construção da represa, a geoquímica foi caracterizada pela predominância de matéria orgânica sedimentar oriunda da vegetação (plantas C3) enquanto a razão C/N (17-19) e o sinal $\delta^{13}\text{C}$ (-27 a - 28‰) indicaram plantas vasculares, ricas em celulose e pobres em proteínas (Meyers 1994). Ainda, os baixos valores de $\delta^{15}\text{N}$ são comumente encontrados em ambientes oligo-mesotróficos (Torres *et al.* 2012). As comunidades iniciais de diatomáceas foram representadas por várias espécies em baixas abundâncias principalmente pertencentes aos gêneros *Aulacoseira*, *Achnantheidium* *Eunotia*, *Brachysira* e *Gomphonema*. Com exceção de *Aulacoseira*, tais gêneros são

predominantemente bentônicos e aderidos ao substrato por mucilagem (Spaulding *et al.* 2010), sendo indicadoras de ambientes oligotróficos e levemente ácidos (Metzeltin & Lange-Bertalot 2007). Pelas características geoquímicas discutidas acima, essas condições muito provavelmente foram favorecidas pela inundação da vegetação local (Mata Atlântica), origem similar à represa Guarapiranga situada na mesma Bacia Hidrográfica (Fontana *et al.* 2014). Essa fase foi seguida pela zona 1b (~1930-1953) que apresentou aumento gradual de $\delta^{15}\text{N}$, PT e diminuição da razão C:N, indicando aporte de nutrientes na represa (Meyers 1994, Costanzo *et al.* 2005), muito provavelmente proveniente do corpo central da Billings que passou a receber as águas poluídas do Rio Pinheiros a partir de 1940 (Capobianco & Wathely 2002). As espécies de diatomáceas foram substituídas por elementos planctônicos, principalmente *A. tenella*, *A. ambigua* e *Discostella steligera*, características de ambientes mesotróficos, cuja associação também foi observada na fase de estabilização das represas mesotróficas estudadas e na fase de transição (mesotróficas) da represa Guarapiranga (Fontana *et al.* 2014). A zona 2 (~1953-1982) foi considerada eutrófica por influência direta das atividades humanas, com rápido avanço da eutrofização após a década de 50. Nesse período ocorreram os maiores valores de PT na história da represa, acompanhados pelo decréscimo da razão C:N, bem como pelo enriquecimento de $\delta^{15}\text{N}$. Tais tendências indicam elevada produtividade algal (Meyers 2003), bem como aporte de efluentes não tratados na represa, ricos em nitrogênio e fósforo (Costanzo *et al.* 2003, 2005). Normalmente, as bactérias metabolizam preferencialmente o ^{14}N por ser mais leve, causando enriquecimento do isótopo $\delta^{15}\text{N}$ (Mayer *et al.* 2002). Esta fase apresentou espécies eutróficas tais como *Cyclotella meneghiniana* (Yang *et al.* 2008), *A. granulata* (discutidas anteriormente) e *Achnantheidium catenatum*. A última espécie foi reportada para ambientes mesotróficos a eutróficos (Lange-Bertalot & Steindorf 1996), bem como marcou o início da fase de eutrofização em represa urbana também situada na Bacia do Alto Tietê (Costa-Boddéker *et al.* 2012). Esta zona foi até cerca de 1982, quando o braço Rio Grande foi completamente isolado da represa Billings para fins de abastecimento devido à grande contaminação e florações de cianobactérias tóxicas presentes na Billings (Capobianco & Wathely 2002). Na subzona 3a (~1982-2001), após construção da barragem para isolar a represa Billings, os marcadores indicaram melhoria nas condições tróficas, principalmente pela queda do $\delta^{15}\text{N}$ e aumento da participação de *Discostella steligera* (espécie mesotrófica), diminuição de *Cyclotella meneghiniana* e desaparecimento de várias espécies relacionadas a fase anterior

(eutrófica). Essas alterações influenciaram o índice SCD, cujos valores diminuíram levemente nessa fase, indicando que a comunidade ficou mais similar as diatomáceas da base. Entretanto, a partir de 2001 (zona 3b), espécies eutróficas (*Achnantheidium catenatum* e *A. saprophilum*) tornaram-se dominantes mesmo com a aplicação de algicidas (Franklin *et al.* 2016). Esta alteração foi simultânea ao acentuado enriquecimento do isótopo $\delta^{15}\text{N}$, indicando perda da qualidade ecológica da represa. Essa mudança ambiental muito provavelmente decorreu do aumento de favelas sem saneamento próximas à região da barragem Rio Grande (Capobianco & Wathely 2002) e da entrada de tributários hipereutróficos (Wengrat & Bicudo 2011). O elevado valor de SCD (1,67) demonstra a grande alteração das comunidades de diatomáceas dessa fase, ou seja, recentes (topo) comparando com as pretéritas (base).

Finalmente, os resultados demonstram um padrão de associações de espécies de diatomáceas em função do gradiente trófico. Neste sentido, houve correspondência entre as associações de diatomáceas de ambientes oligotróficos pretéritos (base das represas Rio Grande e Ribeirão do Campo) e recentes (Ribeirão do Campo), destacando várias espécies bentônicas com baixas abundâncias principalmente do gênero *Eunotia*, seguido por *Brachysira* e *Frustulia*. Nos ambientes mesotróficos pretéritos (Rio Grande, Paineiras e Itupararanga) e recentes (Paineiras e Itupararanga), a comunidade se altera para espécies planctônicas, mais abundantes, e coocorrência de três espécies (*Aulacoseira tenella*, *A. ambigua* e *Discostella steligera*) podendo coocorrer com *Sicaticriba rudis*. Nos ambientes eutróficos (pretéritos – Santo Grande e recentes), observa-se três táxons principais (*Cyclotella meneghiniana*, *A. granulata* var. *granulata* e *A. granulata* var. *angustissima*), podendo, ainda, ocorrer grande contribuição ou mesmo dominância de espécies como *Achnantheidium catenatum* ou *Aulacoseira ambigua* var. *japonica*.

A análise conjunta das comunidades de diatomáceas (Fig. 9) revelou que as principais alterações refletiram principalmente o gradiente espacial de eutrofização das represas associado ao uso e ocupação de suas sub-bacias hidrográficas. Neste sentido, Ribeirão do Campo destacou-se das demais pela associação de várias espécies oligotróficas com baixa abundâncias, bentônicas e indicadoras de águas com boa penetração de luz, ácidas e oligotróficas. O valor do SCD confirma a mudança moderada das comunidades da base e do topo ao longo da história ambiental desta represa. Essa associação de espécies muito provavelmente esteja associada à localização de Ribeirão do Campo em área florestada e protegida (Tundisi *et al.* 2006). Em seguida,

a comunidade de Salto Grande separou-se das mesotróficas principalmente pela associação de espécies eutróficas (*C. meneghiniana*, *A. granulata* var. *angustissima*, *A. ambigua* f. *japonica* *Diademesis confervacea* e *Nitzschia palea*). Esta represa apresentou SCD (0,61) menor do que Ribeirão do Campo, indicando alteração moderada da estrutura da comunidade pretérita em relação às condições modernas. Este histórico ambiental reflete a origem já eutrofizada da represa que foi formada em área com rápido crescimento urbano e agrícola desde antes de sua construção (Espíndola *et al.* 2004). As duas represas mesotróficas se agruparam e se associaram a espécies mesotróficas (*A. tenella*, *A. ambigua*, *Discostella steligera* e *Spicaticriba rudis*). Finalmente, apenas na represa Rio Grande a variação da comunidade refletiu a grande alteração de seu histórico ambiental, confirmado pelo elevado valor do SDC (1,67). As diferentes fases foram caracterizadas pela associação de espécies mais similares às comunidades das represas mesotróficas ou eutrófica. Essas alterações ambientais refletem a localização da represa no centro da malha urbana São Paulo e principalmente, o manejo do rio Pinheiros (poluído) para dentro da represa, com o objetivo de aumentar a produção de energia elétrica (Capobianco & Wathely 2002). A eutrofização já evidenciada na década de 50 mostra que o processo de eutrofização foi anterior ao reportado anteriormente para outras duas represas na mesma região (Costa-Böddeker *et al.* 2012, Fontana *et al.* 2014).

Conclusões

A reconstrução do histórico ambiental de represas com diferentes produtividades revelou que as principais alterações refletiram a origem da represa, o uso e ocupação de sua bacia de drenagem, bem como ações de manejo. O uso da geoquímica orgânica e isótopos estáveis permitiram inferir sobre as mudanças mais marcadas das fontes de matéria orgânica, enquanto que as diatomáceas refinaram a informação possibilitando inferir sobre o gradiente de eutrofização espacial e temporal. A maior correspondência entre esses marcadores ocorreu na represa oligotrófica (Ribeirão do Campo) e na represa com acentuado gradiente de eutrofização (Rio Grande).

A represa Ribeirão do Campo permanece oligotrófica desde sua origem uma vez que se situa em área de preservação ambiental, circundada por Mata Atlântica, e pode ser considerada de referência em qualidade ecológica para as demais represas, principalmente as situadas na Bacia do Alto Tietê. Em contraposição, a represa Salto Grande foi considerada eutrófica desde a sua origem devido ao rápido crescimento

urbano e agrícola em sua bacia desde antes de sua formação. A única represa que apresentou fases ambientais bem definidas foi a de Rio Grande. Os marcadores paleoambientais permitiram inferir sobre o processo de eutrofização já na década de 50 e de manejo na década de 80 do século XX. O primeiro influenciado pelo corpo central da Represa Billings (degradada), seguido pela melhoria de sua qualidade ecológica a partir do isolamento do braço Rio Grande da represa Billings para uso em abastecimento público. Posteriormente, com a urbanização à montante da represa Rio Grande as condições eutróficas retornaram.

Nossos resultados também permitiram identificar padrões de associações de espécies no tempo e no espaço em função do gradiente trófico. Espécies oligotróficas pretéritas ocorreram em condições modernas, assim como espécies eutróficas pretéritas ocorreram em condições recentes. Da mesma forma, algumas espécies indicadoras de mesotrofia coocorreram nesta condição ao longo do tempo e espaço entre três represas (Paineiras, Itupararanga e Rio Grande). Finalmente, o coeficiente de dissimilaridade SCD mostrou-se útil na avaliação do grau de mudança da comunidade de diatomáceas entre as condições basais (base) e recentes (topo). Sua aplicação, contudo, deve ser usada em combinação com os dados de espécies, uma vez que a análise não informa quais são as espécies envolvidas. Neste sentido, um valor baixo de SCD não reflete necessariamente condições de boa qualidade ecológica, como ocorreu em Salto Grande, eutrófica desde sua construção.

Este estudo reforça a aplicação da abordagem paleolimnológica mesmo em ambientes mais complexos como represas e contribui para o conhecimento das alterações limnológicas em represas tropicais sujeitas à pressão antrópica (urbanização e/ou agrigultura). O reconhecimento de represa originalmente eutrófica traz novidade para a gestão de reservatórios. A identificação de associações de espécies indicadoras do gradiente de eutrofização propicia mais uma ferramenta auxiliar para os programas de monitoramento e manejo de represas. Finalmente, o uso do coeficiente SCD para avaliar a extensão da mudança biológica requerida para atingir boas condições ecológicas é indicada especialmente para as represas que apresentaram grandes alterações ecológicas e fases bem definidas, como a represa Rio Grande.

Referências

Andersen, J.M. (1976) An ignition method for determination of total phosphorus in lake sediments. *Water Research* 10: 329-331. DOI:10.1016/0043-1354(76)90175-5

- Anderson, N., Jeppesen, E. & Sondergaard, M. (2005) Ecological effects of reduced nutrient loading (oligotrophication) on lakes: an introduction. *Freshwater Biology* 50:1589–1593. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2005.01433.x
- Appleby, P.G. & Oldfield, F. (1978) The calculation of Lead-210 dates assuming constant rate of supply of unsupported ^{210}Pb to the sediment. *Catena* 5:1-8. DOI: 10.1016/S0341-8162(78)80002-2
- Battarbee, R.W., Anderson, N.J., Jeppesen, E. & Leavitt, P.R. (2005) Combining paleolimnological and limnological approaches in assessing lake ecosystem response to nutrient reduction. *Freshwater Biology* 50: 1772-1780. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2005.01427.x
- Battarbee, R.W. & Bennion, H. (2011) Palaeolimnology and its developing role in assessing the history and extent of human impact on lake ecosystems. *Journal of Paleolimnology* 45:399–404. DOI:10.1007/s10933-010-9423-7
- 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. 155-202.
- Bennion, H., Fluin, J. & Simpson, G.L. (2004) Assessing eutrophication and reference conditions for Scottish freshwater lochs using sub-fossil diatoms. *Journal of Applied Ecology* 41:124-138. DOI: 10.1111/j.1365-2664.2004.00874.x
- Bennion, H., & Simpson, G. L. (2011) The use of diatom records to establish reference conditions for UK lakes subject to eutrophication. *Journal of Paleolimnology* 45: 469–488. DOI: 10.1007/s10933-010-9422-8
- Bennion, H., Simpson, G.L., Anderson, N.J., Clarke, G., Dong, X., Hobaek, A., Guilizzoni, P., Marchetto, A., Sayer, C.D., Thies, H. & Tolotti, M. (2011) Defining ecological and chemical reference conditions and restoration targets for nine European lakes. *Journal of Paleolimnology* 45: 415-431. DOI: 10.1007/s10933-010-9419-3
- Bennion, H., Simpson, G.L. & Goldsmith, B.J. (2015) Assessing degradation and recovery pathways in lakes impacted by eutrophication using the sediment record. *Frontiers in Ecology and Evolution* 94: 1-20. DOI: 10.3389/fevo.2015.00094
- 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. DOI: 10.1023/A:1003944726346
- Bicudo, D.C., Tremarin, P.I., Almeida, P.D., Zorzal-Almeida, S., Wengrat, S., Faustino, S.B., Costa, L.F., Bartozek, E.C.R., Rocha, A.C.R., Bicudo, C.E.M & Morales, E.A. Ecology and distribution of *Aulacoseira* species (Bacillariophyta) from tropical reservoirs in Brazil. *Diatom Research* (aceito).
- Brenner, M., Whitmore, T., Curtis, J., Hodell, D. & Schelske, C. (1999) Stable isotope (d^{13}C and d^{15}N) signatures of sedimented organic matter as indicators of historic lake trophic state. *Journal of Paleolimnology* 22: 205–221. DOI: 10.1023/A:1008078222806
- Capobianco, J.P.R. & Whately, M. (2002) Billings 2000, Ameaças e Perspectivas para o maior Reservatório de Água da Região Metropolitana de São Paulo. Instituto Socioambiental. São Paulo. 60p.
- 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.
- Carpenter, S.R., Ludwig, D. & Brock, W.A. (1999) Management of eutrophication for lakes subject to potentially irreversible change. *Ecological Applications* 9: 751-771.
- Cepagri – Centro de Pesquisas Meteorológicas e Climáticas Aplicadas a Agricultura. (2015) A classificação climática de Koeppen para o Estado de São Paulo. – Available online at

<http://www.cpa.unicamp.br/outras-informacoes/clima-dos-municipios-paulistas.html>; searched on September 24, 2015.

Costa-Böddeker, S., Bennion, H., Jesus, T.A., Albuquerque, A.L.S., Figueira, R.C.L. & Bicudo, D.C. (2012) Paleolimnologically inferred eutrophication of a shallow tropical urban reservoir, southeast Brazil. *Journal of Paleolimnology* 48: 751-766. DOI: 10.1007/s10933-012-9642-1

Costanzo, S.D., O'Donohue, M.J. & Dennison, W.C. (2003) Assessing the seasonal influence of sewage and agricultural nutrient inputs in a subtropical river estuary. *Estuaries and Coasts* 26: 857-865.

Costanzo S.D., Udy, J., Longstaff, B. & Jones, A. (2005) Using nitrogen stable isotope ratios ($d^{15}N$) of macroalgae to determine the effectiveness of sewage upgrades: changes in the extent of sewage plumes over four years in Moreton Bay, Australia. *Marine Pollution Bulletin* 51: 212-217. DOI:10.1016/j.marpolbul.2004.10.018

Cunha, D.G.F. & Calijuri, M.C. (2011) Limiting factors for phytoplankton growth in subtropical reservoirs: the effect of light and nutrient availability in different longitudinal compartments. *Lake and Reservoir Management* 27: 162-172. DOI: 10.1080/07438141.2011.574974.

Davidson, T.A., & Jeppesen, R. (2013) The role of palaeolimnology in assessing eutrophication and its impact on lakes. *Journal of Paleolimnology* 49: 391-410. DOI 10.1007/s10933-012-9651-0.

Davidson, T.A., Reid, M.A., Sayer, C.D. & Chilcott, S. (2013) Palaeolimnological records of shallow lake biodiversity change: exploring the merits of single versus multi-proxy approaches. *Journal of Paleolimnology* 49: 431-446. DOI: 10.1007/s10933-013-9696-8.

Espíndola, E.L.G., Faria, O.B. & Leite, M.A. 2004. Reservatório de Salto Grande: uma caracterização geral do sistema. In: Reservatório de Salto Grande: caracterização, impactos e propostas de manejo. (Espíndola, E.L.G., Leite, M.A. & Dornfeld, C.B. eds.) RiMa Editora, São Carlos. p.1-18.

Ferreira, F.C. (2011) Adaptação do índice de assembléia de peixes em reservatórios (IAPR) às áreas das PCH'S- Usina Batista e Jorda Flor, Rio Turvo (SP). Tese de Doutorado, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro. 130 p.

Fontana, L., Albuquerque, A.L.S., Brenner, M., Bonotto, D.M., Sabaris, T.P.P., Pires, M.A.F., Cotrim, M.E.B. & Bicudo, D.C. (2014) *Journal of Paleolimnology* 51: 29-43. DOI 10.1007/s10933-013-9753-3.

Fourtanier, E. & Kociolek, J.P. (2011) Catalogue of Diatom Names. California Academy of Sciences. Disponível em <http://research.calacademy.org/research/diatoms/names/index.asp> (acesso em 24-11-2015).

Franklin, R.L., Fávaro, D.I.T. & Damatto, S.R. (2016) Trace metal and rare earth elements in a sediment profile from the Rio Grande Reservoir, São Paulo, Brazil: determination of anthropogenic contamination, dating, and sedimentation rates. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 307: 99-110. DOI 10.1007/s10967-015-4107-4.

Ginn, B.K., Rühland, K.M., Young, J.D., Hawryshyn, J., Quinlan, R., Dillon, P.J. & Smol, J.P. (2012) The perils of using sedimentary phosphorus concentrations for inferring long-term changes in lake nutrient levels: Comments on Hiriart-Baer et al., 2011. *Journal of Great Lakes Research* 38: 825-829.

Gower, J.C. (1966) Some distance properties of latent root and vector methods used in multivariate analysis. *Biometrika* 53: 325-338. DOI: 10.2307/2333639.

Grimm, (1991) TILIA version 1.11. TILIAGRAPH version 1.18. In: Gear A (ed) A user notebook. Illinois State Museum, Springfield, USA.

- Hall, R.I., Leavitt, P.R., Dixit, A.S., Quinlan, R. & Smol, J.P. (1999) Limnological succession in reservoirs: a paleolimnological comparison of two methods of reservoir formation. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 56: 1109-1121. DOI: 10.1139/f99-047.
- Hall, R. & Smol, J. (1992) A weighted- averaging regression and calibration model for inferring total phosphorus concentration from diatoms in British Columbia (Canada) lakes. *Freshwater Biology* 27: 417–434. DOI: 10.1111/j.1365-2427.1992.tb00551.x.
- Houk, V. (2003) Atlas of freshwater centric diatoms with a brief key and descriptions Part I. Melosiraceae, Orthoseiraceae, Paraliaceae and Aulacoseiraceae. Czech Phycology Supplement, Olomouc, Czech Republic. 114p.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2014) Available from <http://www.cidades.ibge.gov.br/xtras/perfil.php?lang=&codmun=355030&search=sao-paulo|sao-paulo> (accessed: 01december 2014).
- Jeppesen, E., Jensen., Sondergaard, M., Lauridsen, T. & Landkildehus, F. (2000). Trophic structure, species richness and biodiversity in Danish lakes: changes along a phosphorus gradient. *Freshwater Biology* 45: 201-218.
- Juggins, S. (2003) C2 user guide. Software for ecological and palaeoecological data analysis and visualisation. University of Newcastle, Newcastle upon Tyne 69 p.
- Kelman, J., Pereira, M.V.F., Neto, T.A.A., Sales, P.R.H. (2002) Hidreletrecidade. In: Rebouças, A.C., Braga, B., Tundisi, J.G. (eds) Águas Doces do Brasil, Escrituras, São Paulo, Brasil. Freshwater of Brazil, Hydroelectricity, 703p.
- Kenney, W.F., Brenner, M., Curtis, J.H. & Schelske, C.L. (2010) Identifying sources of organic matter in sediments of shallow lakes using multiple geochemical variables. *Journal of Paleolimnology* 44: 1039-1052. DOI: 10.1007/s10933-010-9472-y
- Lecointe, C., Coste, M., Prygiel, J. (1993) “Omnia”: software for taxonomy, calculation of diatom indices and inventories management. *Hydrobiologia* 269/270: 509-513.
- Lima, F., Paulo; Siegle, E., Schettini, C., Mahiques, M., Figueira, R. (2015) Statistical validation of the model of diffusion-convection (MDC) of Cs for the assessment of recent sedimentation rates in coastal systems. *Journal of Radioanalytical & Nuclear Chemistry* 303: 2059-2071.
- Liu, J., Lin, Z., Zhang, H., Han, B.P. (2012) Hydrodynamic change recorded by diatoms in sediments of Liuxihe Reservoir, Southern China. *Journal of Paleolimnology* 47: 17–27. DOI: 10.1007/s10933-011-9543-8
- Mayer, B., Boyer, E. W., Goodale, C., Jaworski, N. A., Van Breemen, N., Howarth, R. W., ... Paustian, K. (2002). Sources of nitrate in rivers draining sixteen watersheds in the northeastern U.S.: Isotopic constraints. *Biogeochemistry* 57-58: 171-197. DOI:10.1023/A:1015744002496.
- Martinelli, L.A., Ometto, J.P.H.B., Ferraz, E.S., Victoria, R.L., Camargo, P.B & Moreira, M.Z (2009). Desvendando questões ambientais com isótopos estáveis. *São Paulo: Oficina de Textos*, v. 1, p. 144.
- Metzeltin, D. & Lange-Bertalot, H. (2007) Tropical diatoms of South America II. Special remarks on biogeography disjunction. In: H. Lange-Bertalot (ed.). *Iconographia Diatomologica*. Annotated Diatom Micrographs. Diversity-Taxonomy-Biogeography. Vol. 18. A.R.G. Gantner Verlag K.G., Ruggell, pp. 1-877.
- Meyers, P.A., (1994) Preservation of elemental and isotopic source identification of sedimentary organic matter. *Chemical Geology* 114: 289–302. DOI: 10.1016/0009-2541(94)90059-0
- Meyers, P.A. (1997) Organic geochemical proxies of paleoceanographic, paleolimnologic, and paleoclimatic processes. *Organic geochemistry* 27: 213-250. DOI: 10.1016/S0146-6380(97)00049-1.

- Meyers, P.A. (2003) Applications of organic geochemistry to paleolimnological reconstructions: a summary of examples. *Organic Geochemistry* 34: 261–289. DOI: 10.1016/S0146-6380(02)00168-7
- Munsell Color Co (1975) Munsell soil color charts. Munsell Color Company, Baltimore.
- Neves, P.A., Ferreira, P.A.L., Bícago, M.C. & Figueira, R.C.L. (2014) Radioanalytical assessment of sedimentation rates in Guajará Bay (Amazon Estuary, N Brazil): a study with unsupported ^{210}Pb and ^{137}Cs modeling. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 299: 407–414.
- Overpeck, J.T., Webb, T., and Prentice, I. C. (1985) Quantitative interpretation of fossil pollen spectra - dissimilarity coefficients and the method of modern analogs. *Quaternary Research* 23: 87–108. DOI: 10.1016/0033-5894(85) 90074-2.
- Pappas, J.L. & Stoermer, E.F. (1996) Quantitative method for determining a representative algal sample count. *Journal of Phycology* 32: 393–696. DOI: 10.1111/j.0022-3646.1996.00693.x
- Round, F.E., Crawford, R.M., Mann, D.G. (1990) The Diatoms – biology and morphology of the genera. Cambridge: University Press 747p.
- Schroeder, L.A., Martin, S.C., Kerns, G.J. (2016) Diatom assemblages in a reservoir sediment core track land-use changes in the watershed. *Journal of Paleolimnology* 55: 17–33. DOI: 10.1007/s10933-015-9860-4
- Siver, P. & Kling, H. (1997) Morphological observations of *Aulacoseira* using scanning electron microscopy. *Canadian Journal of Botany* 75: 1807 – 1835. DOI: 10.1139/b97-894.
- Smol, J.P. (2008) Pollution of lakes and rivers: a paleoenvironmental perspective. 2 ed. 383p.
- Smol, J.P. & Stoermer, E.F. (Eds.) (2010) The Diatoms: Applications for the Environmental and Earth Sciences, 2nd Edition Published by Cambridge University Press. Cambridge University Press.
- Spaulding, S.A., Lubinski, D.J. & Potapova, M. (2010) Diatoms of the United States. <http://westerndiatoms.colorado.edu>. Accessed on 18 January, 2016.
- Stenger-Kovacs, C. Buczkó K., Hajnal E. & Padišák J. (2007) Epiphytic, littoral diatoms as bioindicators of shallow lake trophic status: Trophic Diatom Index for Lakes (TDIL) developed in Hungary. *Hydrobiologia* 589: 141–154.
- Strayer, D. & Dudgeon, D. (2010) Freshwater biodiversity conservation: recent progress and future challenges. *Journal of the North American Benthological Society* 29: 344–358. DOI: 10.1899/08-171.1
- 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.
- Torres, I.C., Inglett, P.W., Brenner, M., Kenney, W.F., Reddy, R.K. (2012) Stable isotope (d^{13}C and d^{15}N) signatures of sediment organic matter in subtropical lakes of different trophic status. *Journal of Paleolimnology* 147: 693–706. DOI: 10.1007/ s10933-012-9593-6.
- Tucci, A., Deberdt, G.L.B. & Deberdt, A.J. (2004) Análise da comunidade de fitoplâncton do reservatório de Salto Grande (Americana, SP): uma revisão dos estudos desenvolvidos em um sistema eutrófico. In: Reservatório de Salto Grande (Americana): caracterização, impactos e propostas de manejo (Eds. E.L.G. Espíndola, M.A. Leite & C.B. Dornfeld). RiMa Editora, São Carlos. pp. 107-153.
- Tuji, A. & Williams, D.M. (2007) Type examination of Japanese diatoms described by Friedrich Meister (1913) from Lake Suwa. *Bulletin of the National Science Museum* 33: 69-79.
- Tundisi, J.G., Abe, D.S., Matsumura-Tundisi, T., Tundisi, J.E. & Vannucci, D. (2006) Reservatórios da região metropolitana de São Paulo: consequências e impactos da eutrofização e perspectivas para o gerenciamento e recuperação. In: Eutrofização na América do Sul: causas,

consequências e tecnologias de gerenciamento e controle. (Eds. J.G. Tundisi, T. Matsumura-Tundisi & C.V. Sidagis-Galli), Instituto Internacional de Ecologia, São Carlos. pp. 161-182.

Valderrama, G.C. (1981) The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. *Marine Chemistry* 10: 109-122. DOI: 10.1016/0304-4203(81)90027-X.

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. DOI: 10.1007/BF02334251.

Wengrat, S. & Bicudo, D.C. (2011) Spatial evaluation of water quality in an urban reservoir (Billings Complex, southeastern Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia* 23: 200–216. DOI: 10.1590/S2179-975X2011000200010

Wengrat, S., Marquardt, G.C., Bicudo, D.C., Bicudo, C.E.M., Wetzel, C.E. & Ector, L. (2015) Type analysis of *Cymbella schubartii* and two new *Encyonopsis* species (Bacillariophyceae) from southeastern Brazil. *Phytotaxa* 221: 247–264. DOI: 10.11646/phytotaxa.221.3.3

Wetzel, C.E., Ector, L., Hoffmann, L. & Bicudo, D.C. (2010). Colonial planktonic *Eunotia* (Bacillariophyceae) from Brazilian Amazon: Taxonomy and biogeographical considerations on the *E. asterionelloides* species complex. *Nova Hedwigia* 91: 49–86. DOI: 10.1127/0029-5035/2010/0091-0049

Winston, B., Hausmann, S., Escobar, J., Kenney, W.F. (2014). A sediment record of trophic state change in an Arkansas (USA) reservoir. *Journal of Paleolimnology* 51: 393–403. DOI 10.1007/s10933-013-9762-2

Yang X, Anderson NJ, Dong X, Shen JI (2008) Surface sediment diatom assemblages and epilimnetic total phosphorus in large, shallow lakes of the Yangtze floodplain: their relationships and implications for assessing long-term eutrophication. *Freshwater Biology* 53:1273–1290.

Zalat, A. & Vildary, S.S. (2007) Environmental change in Northern Egyptian Delta lakes during the late Holocene, based on diatom analysis. *Journal of Paleolimnology* 37:273–299.

MATERIAL SUPLEMENTAR

Tabela 1. Valores das atividades dos elementos ^{210}Pb e ^{137}Cs , datação e taxa de sedimentação para o testemunho Paineiras (PI13).

z (cm)	$^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ (Bq kg ⁻¹)		^{137}Cs (Bq kg ⁻¹)		Datação		Taxa de sedimentação (cm a ⁻¹)
	Valor	Erro	Valor	Erro	Ano	Erro	
4	113,04	8,11	2,50	0,06	2001	1	0,36
6	99,34	7,79	4,66	0,11	1995	1	0,36
8	73,99	6,71			1990	2	0,36
10	80,24	6,38	6,21	0,14	1984	3	0,36
14	73,08	6,05	5,97	0,14	1973	4	0,36
16		7,17	5,70	0,13	1967	4	0,36
18	66,06	5,90			1962	5	0,36
20		4,79	10,68	0,25	1956	6	0,36
22	74,33	6,12			1950	6	0,36
24	56,32	5,19	8,08	0,19	1945	7	0,36
28	66,82	5,73	6,09	0,14	1934	7	0,42
30	71,73	5,82	3,98	0,09	1928	8	0,42
32	63,71	5,94	4,71	0,11	1922	9	0,42
34	127,15	9,71			1917	8	0,42
36	87,36	7,07	5,36	0,12	1911	9	0,42
38	69,29	5,95	2,86	0,07	1906	10	0,42
44	59,56	5,12	6,10	0,14	1889	12	0,42
54	70,28	5,42	6,73	0,15	1861	13	0,42
59	59,83	4,81	6,18	0,14	1847	15	0,42
69	57,95	5,45	6,59	0,15	1819	20	0,42

Tabela 2. Valores das atividades dos elementos ^{210}Pb e ^{137}Cs , datação e taxa de sedimentação para o testemunho Itupararanga (IT13).

z (cm)	$^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ (Bq kg ⁻¹)		^{137}Cs (Bq kg ⁻¹)		Datação		Taxa de sedimentação (cm a ⁻¹)
	Valor	Erro	Valor	Erro	Ano	Erro	
0	62,99	5,92	9,21	0,21	2012	0	0,24
2			6,66	0,15	2004	1	0,24
4	61,51	5,63	9,45	0,22	1995	2	0,24
6	44,39	4,85			1987	3	0,24
8	40,39	4,63	8,24	0,19	1979	4	0,24
10	63,85	5,29	8,74	0,20	1976	4	0,63
12	51,12	4,95	7,89	0,18	1972	5	0,63
14	64,91	5,51	9,74	0,22	1969	5	0,63
16	60,54	5,19	7,08	0,16	1966	5	0,63
18	47,05	4,51	9,10	0,21	1963	6	0,63
20	53,81	5,31	8,59	0,20	1960	6	0,63
22	49,06	5,04			1957	7	0,63
24			7,22	0,17	1954	7	0,63

Tabela 2. Continuação.

z (cm)	$^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ (Bq kg ⁻¹)		^{137}Cs (Bq kg ⁻¹)		Datação		Taxa de sedimentação (cm a ⁻¹)
	Valor	Erro	Valor	Erro	Ano	Erro	
26			7,81	0,18	1950	7	0,63
28	33,39	3,98	12,32	0,28	1947	9	0,63
30	28,91	3,69	7,67	0,18	1944	10	0,63
34	37,18	4,12	8,56	0,20	1938	10	0,63
38	34,98	4,13	6,32	0,14	1931	11	0,63
49			6,31	0,14	1914	15	0,54

Tabela 3. Valores das atividades dos elementos ^{210}Pb e ^{137}C , datação e taxa de sedimentação para o testemunho Salto Grande (RG13).

z (cm)	$^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ (Bq kg ⁻¹)		^{137}Cs (Bq kg ⁻¹)		Datação		Taxa de sedimentação (cm a ⁻¹)
	Valor	Erro	Valor	Erro	Ano	Erro	
0	63,47	3,27	2,94	0,07	2012	0	0,04
2	71,91	3,42	2,49	0,06	2004	1	0,03
4	70,97	3,22	1,78	0,04	1995	2	0,03
6	51,09	2,64	6,14	0,14	1986	2	0,03
8	40,17	2,26	6,41	0,15	1981	3	0,06
10	37,64	2,11			1981	3	0,81
12					1979	3	0,21
14	38,24	2,20			1979	3	0,80
16	37,52	2,22	8,08	0,19	1978	3	0,39
18			3,67	0,08	1968	4	0,03
20	34,83	2,10			1968	4	
22			4,07	0,09	1958	4	0,03
24	41,42	2,40			1955	5	0,18
26			5,44	0,13	1955	5	
28	43,29	2,44			1944	5	0,03
30	38,73	2,24	3,58	0,08	1921	7	0,01

Tabela 4. Valores das atividades dos elementos ^{210}Pb e ^{137}C , datação e taxa de sedimentação para o testemunho Rio Grande (RG12).

z (cm)	$^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ (Bq kg ⁻¹)		^{137}Cs (Bq kg ⁻¹)		Datação		Taxa de sedimentação (cm a ⁻¹)
	Valor	Erro	Valor	Erro	Ano	Erro	
0					2012	0	
6					1995	6	
8					1990	8	
10			3,02	0,16	1984	9	
12			4,20	0,22	1978	9	
16			9,06	0,48	1967	10	
20			7,57	0,40	1956	10	
24			6,13	0,32	1945	14	
26			3,59	0,19	1939	14	

Tabela 4. Continuação.

z (cm)	$^{210}\text{Pb}_{\text{xs}}$ (Bq kg ⁻¹)		^{137}Cs (Bq kg ⁻¹)		Datação		Taxa de sedimentação (cm a ⁻¹)
	Valor	Erro	Valor	Erro	Ano	Erro	
28			6,63	0,35	1934	15	
32	106,19	10,70	2,42	0,13	1931	1	0,16
34	101,71	10,44			1929	1	0,16
36	84,92	8,03	1,78	0,09	1922	2	0,18
40	64,45	5,95	1,71	0,09	1914	3	0,25
44	46,65	4,36			1911	4	0,67
48	40,08	4,02	2,58	0,14	1910	4	
52	46,46	4,42	0,72	0,04	1906	5	1906
54	45,58	4,20	1,55	0,08	1904	5	1904
56	41,00	4,12	1,44	0,08	1902	6	1902

Tabela 5. Descrição litológica macroscópica do testemunho RC13 (cor e textura).

Destaque para a fatia onde ocorre mudanças bruscas no padrão litológico, possivelmente correspondente a mudança da fase rio/fase represa.

Prof. (cm)	Descrição macroscópica dos sedimentos
0-4	Camada marrom claro, inconsolidada, aspecto lamacento
4-18	Marrom um pouco mais escuro que a camada superior e um pouco mais consolidado
18-26	Marrom mais escuro e mais consolidado que as camadas superiores
26-27	Mudança brusca de padrão para areia escura e fina
27-31	Camada de areia grossa com coloração clara
31-35	Camada de areia fina com coloração clara
35-38	Camada de areia grossa com coloração clara
38-43	Camada de areia grossa com coloração escura
43-50,5	Camada de areia fina com coloração clara
50,5-52	Camada de areia fina com coloração escura
52-53	Camada de areia fina com coloração clara
53-56	Camada de areia fina com coloração escura
56-59	Camada de areia fina com coloração mesclada em clara/escura
59-72	Camada de areia grossa com coloração bem clara, aspecto esbranquiçado

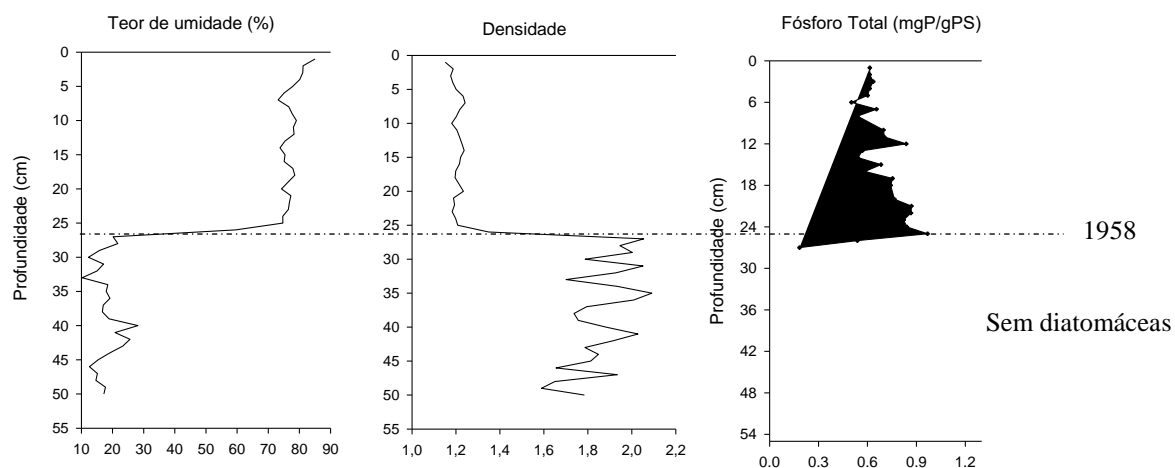


Figura 1. Análises de teor de umidade, densidade e fósforo total para a represa Ribeirão do Campo (RC13). Linha tracejada indica mudança brusca em 26-27 cm. Abaixo dessa linha não há diatomáceas. Profundidade assumida como sendo o ano de construção da represa (1958): 26 cm.

CAPÍTULO 2

Eutrofização induz à homogeneização das comunidades de diatomáceas em represas tropicais, Brasil

Resumo

A eutrofização normalmente aumenta a severidade das condições ambientais sobre a biota, podendo alterar a dinâmica dos ecossistemas aquáticos e conduzir à homogeneização biótica. Apesar dos estudos crescentes neste tema com diferentes organismos, os mecanismos que levam ao aumento da similaridade das comunidades de diatomáceas não são conhecidos. A partir de um conjunto de dados paleolimnológicos de sete represas, em intervalos de 60 a 90 anos, nossos objetivos foram: i) avaliar se a eutrofização leva à homogeneização das diatomáceas em represas tropicais, ii) inferir os mecanismos envolvidos e iii) avaliar se a comunidade de diatomáceas foi similar na fase inicial (construção das represas). Para tanto avaliamos a beta diversidade espacial e temporal das diatomáceas a partir da abordagem ‘betadisper’, considerando i) todas as represas, ii) somente as represas eutróficas e iii) as represas separadas por idade de construção. Os resultados indicam que a colonização inicial foi diferente para cada represa, ou seja, o processo de construção e/ou inundação das represas não levou à similaridade das diatomáceas. Contudo, detectamos homogeneização da comunidade de diatomáceas em função da eutrofização, com diminuição contínua da diversidade beta especialmente a partir dos anos 80 nas represas eutróficas. A seleção de nicho parece ser o mecanismo que mais concorreu para a homogeneização biótica. Os dados paleolimnológicos foram fundamentais para avaliar as comunidades iniciais e para elucidar os mecanismos que podem estar induzindo a maior similaridade das diatomáceas. Por fim, destaca-se a necessidade de avaliar os efeitos da eutrofização em escala regional (não apenas local) para avançar no entendimento dos mecanismos que direcionam a homogeneização biótica em ecossistemas tropicais.

Palavras chave: Beta diversidade, homogeneização biótica, paleolimnologia, represa tropical, seleção de nicho.

Introdução

A biodiversidade é uma das características mais notáveis da vida (Cardinale *et al.* 2012) e, de acordo com Chase & Knight (2013), talvez nenhum outro assunto na ecologia tenha despertado tanto debate e controvérsia como os fatores ecológicos que influenciam os padrões da biodiversidade. Dois aspectos contribuem para esse cenário e precisam ser considerados para promover o avanço na compreensão desse tema: a escala espacial do estudo e o tipo de biodiversidade que está sendo medido (Sax & Gaines 2003, McGill *et al.* 2014). Durante a última década houve grande avanço no desenvolvimento de métodos que tentam explicar a variação na composição das comunidades, conhecida como diversidade beta, proporcionando novos meios analíticos que contribuem para a compreensão dos padrões da biodiversidade (Anderson *et al.* 2011, Melo *et al.* 2012).

Um processo ecológico que vem despertando a atenção dos cientistas é o declínio da diversidade beta, ou seja, o aumento na similaridade de espécies no espaço e no tempo. Este processo é conhecido como homogeneização biótica e pode ocorrer nos níveis genético, taxonômico e/ou funcional (Mckinney & Lockwood 1999, Olden & Poff 2004). É importante destacar que o processo da homogeneização biótica não ocorre apenas ao longo do espaço e que a homogeneização temporal das comunidades é igualmente importante para identificar o processo e os padrões da diversidade beta (Keith *et al.* 2009, Langenheder *et al.* 2012). Muitos fatores podem estar envolvidos na homogeneização, os quais incluem alterações ambientais, extinções e invasão de espécies (Olden *et al.* 2004, Naeem *et al.* 2012, Menezes *et al.* 2015).

Atividades humanas têm grande relação com os fatores que levam ao aumento na similaridade das espécies (Olden & Rooney 2006), sendo que a alteração dos ecossistemas por meio do enriquecimento de nutrientes é reconhecidamente um dos fatores que modela os padrões da diversidade beta (Van der Gucht *et al.* 2007, Vilar *et al.* 2014). A eutrofização normalmente aumenta a severidade das condições ambientais sobre a biota, por exemplo, reduzindo a disponibilidade de recursos tais como luz, oxigênio e modificando a estrutura de habitats, recursos alimentares, predação e outras interações (Jeppesen *et al.* 2005). Entretanto, a relação do enriquecimento dos nutrientes com a variação da diversidade beta não está clara na literatura e os estudos têm revelado padrões conflitantes. Muitos trabalhos encontraram aumento na similaridade de espécies em função da eutrofização em escala local e/ou regional (Lougheed *et al.* 2008, Menezes *et al.* 2015), mediados principalmente por mecanismos da estrutura de nicho

(Chase & Myers 2011) e perda de habitat (Donohue *et al.* 2009). Outros trabalhos sugerem um padrão oposto ao identificar relação positiva entre produtividade e beta diversidade (Chase & Leibold 2002, Langenheder *et al.* 2012). Nesse caso, o aumento da produtividade deve estar associado a processos estocásticos (nascimento, morte, colonização, extinção) que aumentam a diversidade beta (Chase 2010, Bini *et al.* 2014). Esse cenário contribui para a falta de tendências encontrada por McGill *et al.* (2014), que destacaram a escassez de padrões observados nas alterações das comunidades considerando o espaço e tempo conjuntamente.

Estudos em paleoecologia são considerados essenciais para elucidar padrões de biodiversidade especialmente por integrarem longas séries temporais de dados, muito difíceis de serem obtidas pela neolimnologia (Willis & Birks 2006, Froyd & Willis 2008). Porém, sua aplicação para essa finalidade está apenas no início (Gregory-Eaves & Beisner 2011), especialmente em áreas com alta biodiversidade e que concentram elevada densidade de espécies, como os ecossistemas tropicais (Willis & Birks 2006). Apesar do grande potencial da paleolimnologia para elucidar padrões de diversidade, não encontramos estudos que tenham utilizado dados paleolimnológicos com o intuito de avaliar a homogeneização biótica *per se*. No Brasil, estudos paleolimnológicos realizados em represas urbanas do sudeste do Brasil sugerem que há grandes mudanças na composição e estrutura das comunidades de diatomáceas devido à eutrofização induzida pela atividade humana (Costa-Böddeker *et al.* 2012, Fontana *et al.* 2014). Os estudos sobre homogeneização biótica são recentes e vêm crescendo rapidamente no país (Solar *et al.* 2015, Vallejos *et al.* 2016); os trabalhos realizados em ambientes aquáticos englobam comunidades de peixes (Vitule *et al.* 2012, Petesse & Petrere Jr., 2012 Daga *et al.* 2015) e metacomunidades de rios tropicais (Siqueira *et al.* 2015), os quais sugerem que a invasão de espécies e as alterações na paisagem são os principais causadores da homogeneização biótica.

Neste contexto, a partir de um conjunto de dados obtidos de sete represas, em intervalos de 60 a 90 anos, nossa pergunta principal foi: existe homogeneização espacial nas comunidades de diatomáceas ao longo do tempo em represas? Nossa expectativa é de que a variação espacial decresce ao longo dos anos dado ao conhecido padrão de degradação que as represas têm enfrentado ao longo das últimas décadas. Adicionalmente, esperamos que a eutrofização seja um dos mecanismos que pode levar à homogeneização biótica.

Materiais e métodos

Área de estudo

Foram avaliados dados de sete represas localizadas em quatro bacias hidrográficas no Estado de São Paulo, em regiões de clima tropical (Cepagri 2015). As represas foram construídas entre 1894 e 1958 e, com base em dados recentes, apresentam gradiente trófico (Tab. 1). Quatro represas eutróficas estão inseridas em áreas urbanas: Lago das Garças (Bicudo *et al.* 2007, Costa-Böddeker *et al.* 2012), Guarapiranga (Fontana *et al.* 2014), Rio Grande (Wengrat *et al.* 2011) e Salto Grande (Cetesb 2010). Duas mesotróficas (Itupararanga e Paineiras) localizam-se em área de atividades agropecuárias (Cunha & Calijuri 2011) e a represa oligotrófica (Ribeirão do Campo), em área de preservação da Mata Atlântica (Tundisi *et al.* 2006). A escolha de represas construídas antes de 1960 baseou-se nos estudos de Costa-Böddeker *et al.* (2012) e Fontana *et al.* (2014) que inferiram o início da eutrofização por volta da década de 70 em duas represas urbanas situadas na Região Metropolitana de São Paulo (Garças e Guarapiranga, respectivamente). Estas represas também foram incluídas neste estudo. As outras duas represas eutróficas possuem vários estudos demonstrando a deterioração de suas águas pelo menos desde 1969 na represa Salto Grande (Tucci *et al.* 2004) e desde 1951 na Represa Rio Grande/Billings (Branco 1966). A última era originalmente um braço da represa Billings, o qual foi isolado por barramento em 1982 devido à grande contaminação oriunda do corpo central da Billings e visando seu uso para abastecimento público (Capobianco & Wathely 2002).

Tabela 1. Principais características dos reservatórios, ano de construção, área, profundidade média da represa e média das variáveis para coluna d'água (verão e inverno) do local de amostragem. (PCJ* = Piracicaba, Capivari e Jundiaí). Fonte: banco de dados do projeto Acquased.

Bacia hidrográfica	Reservatório	Ano de construção	Área (km ²)	Prof. média (m)	PT $\mu\text{g L}^{-1}$	NT $\mu\text{g L}^{-1}$	Clo-a $\mu\text{g L}^{-1}$	Secchi (cm)	IET
Alto Tietê	Garças	1894	0,07	2,1	105,3	1933,4	67,2	0,32	Hiper
Alto Tietê	Guarapiranga	1909	27,60	7	127,3	1483,9	30,4	0,98	Eutr
Alto Tietê	Rio Grande	1927	16,17	6	23,0	1078,7	10,4	1,84	Meso
Alto Tietê	Ribeirão do campo	1958	1,65	8	4,4	418,6	1,8	1,96	Oligo
PCJ*	Salto Grande	1949	9,35	9	112,7	2050,4	125,3	0,85	Super
Médio Tietê	Itupararanga	1914	24,48	7,8	15,9	1735,8	4,0	1,34	Meso
Alto Parana-panema	Paineiras	1912	2,68	4,5	17,4	285,8	2,76	3,88	Meso

Amostragem e análises

Os testemunhos foram coletados por mergulhadores com tubo de acrílico, um por represa, em 2005 (Garças), 2010 (Guarapiranga) e 2012-2013 (Rio Grande, Ribeirão do Campo, Paineiras e Itupararanga), na região mais profunda de cada sistema. Os testemunhos foram fatiados a cada 1 cm (exceto Rio Grande, fatiado a cada 2 cm). As amostras selecionadas para este trabalho constam no Material Suplementar 1 e 2. As datações foram realizadas por meio do ^{210}Pb e estão publicadas em Costa-Böddeker *et al.* (2012), Fontana *et al.* (2014) para Garças e Guarapiranga, respectivamente, e em Wengrat *et al.* (Capítulo 1, *in prep.*) para as demais represas. Amostras de diatomáceas foram oxidadas com H_2O_2 e HCl (Battarbee *et al.* 2001) e lâminas permanentes foram montadas utilizando Naphrax®. As diatomáceas foram analisadas de acordo com os critérios de Battarbee *et al.* (2001). As informações sobre a estrutura das comunidades de diatomáceas do Lago das Garças e da represa Guarapiranga basearam-se, respectivamente, em Costa-Böddeker *et al.* (2012) e Fontana *et al.* (2014) e passaram por revisão taxonômica visando a harmonização dos dados entre testemunhos. As diatomáceas foram classificadas de acordo com o hábitat, sendo bentônico (incluindo perifíticas) ou planctônico, de acordo com literatura especializada (Moro & Fürstenberg 1997, Spaulding *et al.* 2010a). As variáveis limnológicas apresentadas na tabela 1 foram extraídas do banco de dados do projeto AcquaSed, cujas análises seguiram APHA (2005) e o cálculo do índice de estado trófico baseou-se em Lampareli (2004).

Análises estatísticas

Para estimar a variação da diversidade beta espacial foi usada a abordagem conhecida como ‘betadisper’ (Anderson *et al.* 2006). Para tal, consideramos a média da distância das represas em relação ao centroide de um certo período, em um espaço multivariado da análise de coordenadas principais (PCoA, Gower 1966). Para a PCoA, usamos a matriz de distância de Sorensen calculada com base na presença/ausência das diatomáceas. Considerando que a comparação da diversidade beta no espaço (entre testemunhos) requer dois tempos iguais e que essa precisão é muito dificultada com dados de geocronologia, nós dividimos o tempo em períodos de cinco anos, ou seja, desde o ano da primeira represa construída até a última coleta (considerando todas as represas nesse intervalo de tempo). Este procedimento permitiu englobar o maior número (n) possível de represas dentro do mesmo período de comparação. Assim, para calcular a beta diversidade, adotamos a seguinte estratégia: primeiro dividimos todo o

tempo do registro sedimentar (desde a construção de cada represa até o ano da coleta de seu testemunho) em períodos de cinco anos, depois selecionamos apenas os períodos que continham no mínimo duas represas correspondentes no tempo. Analisamos apenas uma amostra por reservatório dentro de cada período, a qual foi selecionada aleatoriamente. O total de 20 períodos foram utilizados para calcular a beta diversidade (Material suplementar 1 e 2). Em seguida, regredimos a beta diversidade contra o número de reservatórios usados para calculá-la. Os resíduos de tal regressão foram usados para estimar a beta diversidade, livre da dependência do número de reservatórios. O número de espécies encontrado também é apresentado no Material suplementar 2, porém adicionamos somente os dados das represas eutróficas, pois o n de represas entre os períodos foi mais similar, ou seja, é possível observar um padrão na riqueza sem fazer a análise de regressão. Finalmente, consideramos que há homogeneização quando a beta diversidade decresce ao longo do tempo, para dois conjuntos de dados, ou seja, i) considerando as sete represas e ii) considerando apenas as quatro represas eutróficas.

Adicionalmente, foi avaliada se a similaridade das diatomáceas era maior nas fases iniciais das represas, quando foram construídas. Para tal, a beta diversidade foi avaliada entre os reservatórios em idades correspondentes, ou seja, foram selecionadas oito classes onde cada um dos sete reservatórios foi incluído de acordo com a idade, sendo a idade 0 correspondente ao ano da construção. As classes foram: 0; de 4 a 7 anos; 8 a 12; 13 a 17; 18 a 24; 28 a 35; 37 a 44 e 50 a 52 anos. A dissimilaridade de cada período de idade foi calculada pelo método ‘betadisper’, usando a matriz de distância de Sorensen na PCoA, com dados de presença/ausência. As análises foram realizadas no R versão 3.1.3 (R Core Team 2015), usando o pacote vegan (Oksanen *et al.* 2015). Os gráficos foram gerados no programa STATISTICA v. 7.1 (StatSoft 2005).

Resultados

O total de 291 espécies foram identificadas nas amostras incluídas para avaliar a diversidade beta em todas as represas, e o total de 201 espécies quando consideradas apenas as represas eutróficas.

Não foi observado tendência de aumento ou diminuição espacial da beta diversidade ao longo dos anos ($R^2 = 0.009$, $P = 0.685$) quando consideramos todas as represas oligotrófica, mesotróficas e eutróficas (Fig.1a). Porém, quando analisamos somente as represas eutróficas, houve acentuada diminuição da beta diversidade ($R^2 =$

0.441, $P = 0.003$) ao longo dos anos, com queda brusca a partir de ~1980 (Fig.1b). Não foi observada maior similaridade das espécies quando as represas foram construídas (fase inicial), bem como na diferenciação da diversidade beta quando comparadas em idades semelhantes ao longo do tempo ($F = 0.273$, $P = 0.966$) (Fig. 2).

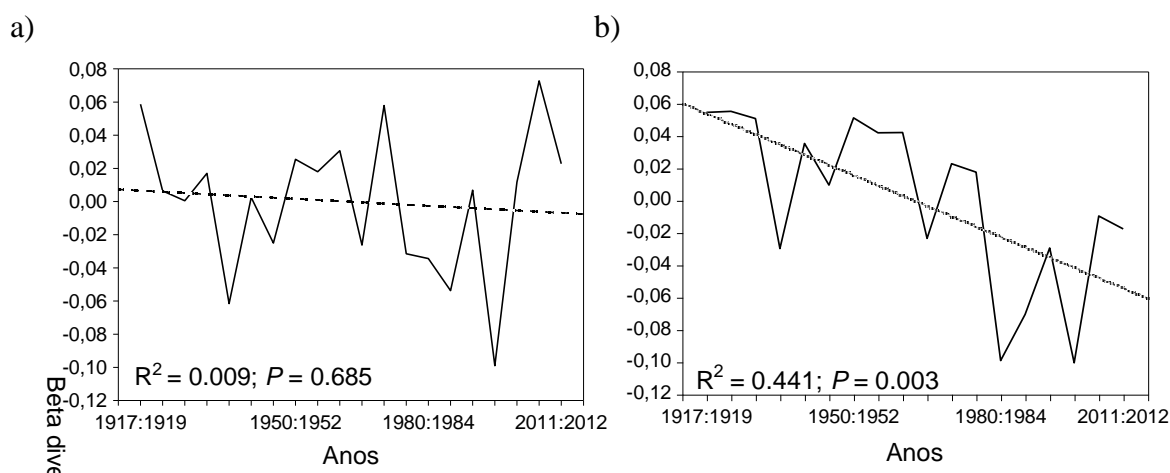


Figura 1. Beta diversidade espacial ao longo do tempo calculada pela distância média do centroide de cada período temporal (número de espécies controlado pelo número de reservatórios), considerando a) sete represas independentemente do estado trófico e b) somente as quatro represas eutróficas.

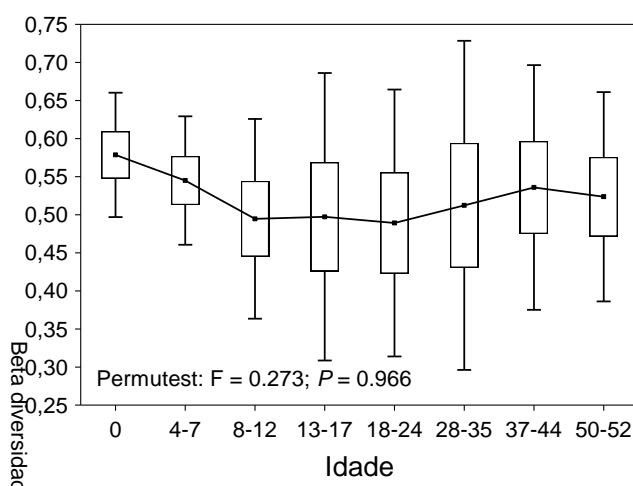
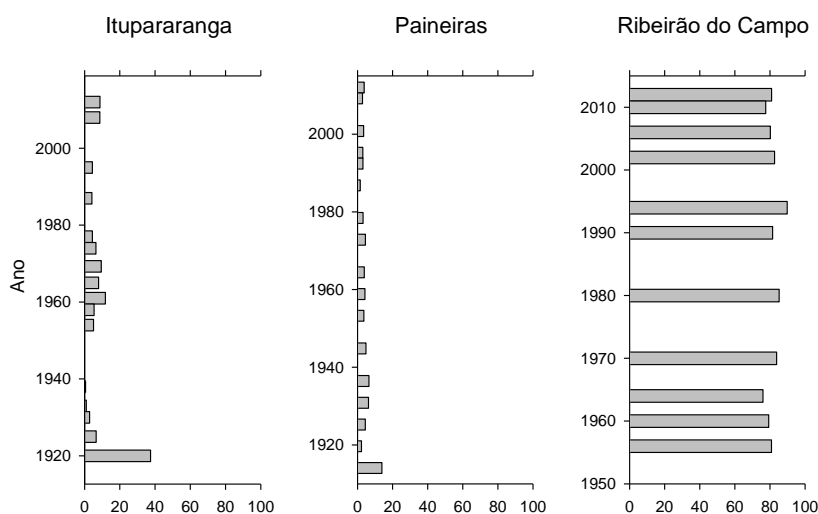


Figura 2. Beta diversidade da variação espacial dos reservatórios em idades similares (anos), calculada pela distância média do centroide (caixa: erro padrão; barras: desvio padrão).

a)



b)

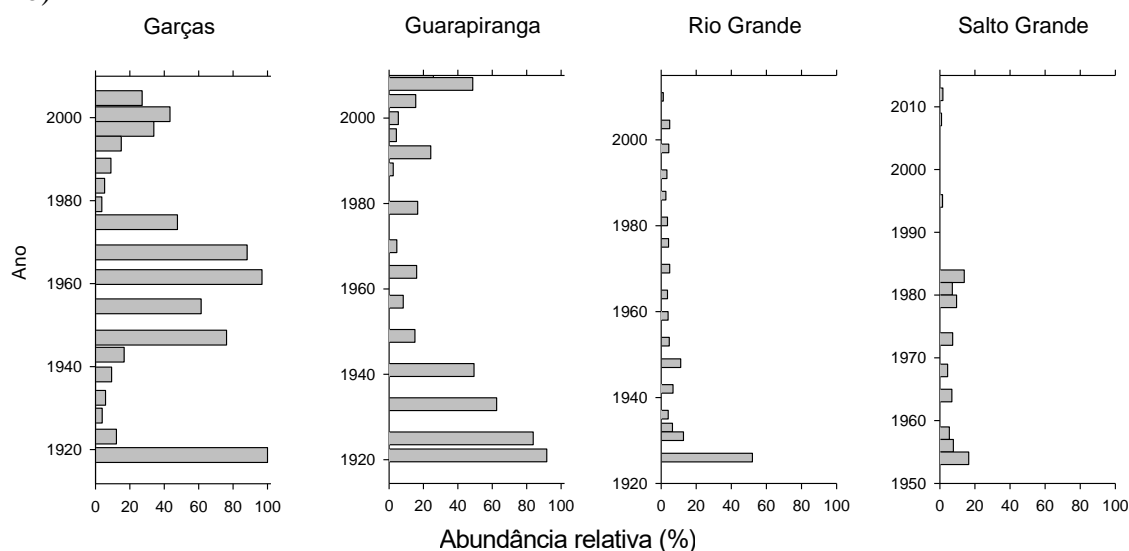


Figura 3. Abundância relativa (%) das espécies de diatomáceas bentônicas encontradas ao longo do tempo para cada represa. a) represas mesotróficas (Itupararanga e Paineiras) e oligotrófica (Ribeirão do Campo) e b) represas eutróficas (Garças, Guarapiranga, Rio Grande e Salto Grande). A seta indica o ano aproximado (década) que a eutrofização começou de acordo com os trabalhos publicados (veja metodologia).

Considerando as espécies de diatomáceas bentônicas, não se observou um padrão de distribuição em relação ao estado trófico das represas ao longo do tempo (Fig. 3a, b). A represa Ribeirão do Campo (oligotrófica) apresentou elevada porcentagem de espécies bentônicas ao longo de todo testemunho (~80%). As represas Itupararanga e Paineiras (mesotróficas) apresentaram baixas abundâncias de espécies bentônicas ao longo do testemunho, exceto na base (< 40%). Padrão similar foi observado por represas que atualmente são eutróficas, como Rio Grande (< 12%) e Salto Grande (< 15%). As

duas outras represas eutróficas apresentaram maior abundância de espécies bentônicas ao longo do tempo (~2-98%), porém relativamente maior apenas nas fases iniciais da represa Guarapiranga.

Discussão

O padrão que emerge deste estudo é a diminuição da heterogeneidade espacial de diatomáceas entre reservatórios eutróficos ao longo do tempo (Fig. 1). Isso sugere que a eutrofização seja um causador de homogeneização biótica de diatomáceas em reservatórios. Esta inferência é reforçada pelo fato da variação entre os reservatórios eutróficos e os não eutróficos flutuar em torno de uma média ao longo do tempo, e por aparentemente não haver mudanças na heterogeneidade espacial quando a idade do reservatório é padronizada (Fig. 2).

O papel da eutrofização na homogeneização reforça a hipótese de que as espécies são selecionadas em uma metacomunidade dependendo de processos relacionados ao nicho ecológico (Chase 2007). Nesse caso, a eutrofização atuaria como um severo filtro ecológico. Essa condição pode reduzir a importância dos processos estocásticos (e.g. nascimento, morte, colonização e extinção) na estruturação das comunidades, reduzindo a heterogeneidade entre reservatórios com essa severa condição ambiental. É bem descrito o fenômeno de que grande número de espécies é eliminado por filtros ecológicos por não tolerar condições extremas (Chase & Myers 2011). Uma das evidências sobre a influência da seleção de nicho é a redução do ‘pool’ regional de espécies (Lougheed *et al.* 2008, Chase & Myers 2011), conforme também observado no presente estudo para as represas eutróficas (considerando o mesmo *n* de represas, Mat. Supl. 2). Devido à complexidade de avaliar a riqueza de espécies em registros sedimentares (Smol 1981), os resultados obtidos poderiam refletir diferenças na taxa de sedimentação ao longo de testemunhos com impacto antropogênico. Contudo, ao considerarmos um intervalo de tempo integrado de 5 anos, as diferenças entre as taxas de sedimentação foram minimizadas dentro desta escala. Este procedimento nos permitiu inferir que o ‘pool’ regional de espécies muito provavelmente diminuiu a partir da década de 80, coincidindo com o principal decréscimo na diversidade beta.

Um segundo mecanismo que potencialmente poderia explicar a homogeneização biótica causada pela eutrofização é a perda de habitat (Donohue *et al.* 2009, Menezes *et al.* 2015). A complexidade e heterogeneidade de habitat disponibilizam substrato e

refúgio para muitos organismos, como perifíton, invertebrados e peixes (Jeppesen *et al.* 1997), promovendo o aumento da diversidade (Declerck *et al.* 2007, Thomaz *et al.* 2008). Entretanto, os efeitos indiretos da eutrofização, principalmente o sombreamento, são mecanismos que reduzem a disponibilidade de habitat para macrófitas submersas e algas bentônicas (Jeppesen *et al.* 2005). Embora a heterogeneidade de habitat não tenha sido avaliada de forma direta, o sedimento integra todos os habitats do ecossistema (Smol 2008) e as espécies bentônicas fornecem indícios sobre a disponibilidade de habitat. Trabalhos de paleolimnologia relatam a perda de espécies bentônicas associadas à eutrofização (Vadeboncoeur *et al.* 2003, Bennion *et al.* 2015). Entretanto, não observamos indícios de perda de espécies bentônicas associadas ao processo da eutrofização nos ambientes eutróficos (Fig. 3), mas somente a diminuição da variação espacial da diversidade. Em duas represas eutróficas (Garças e Guarapiranga) a maior representação de espécies bentônicas (incluindo perifíton) esteve principalmente associada a fatores físicos e hidrológicos (Costa-Böddeker *et al.* 2012, Fontana *et al.* 2014), ao desenvolvimento de macrófitas flutuantes no período da eutrofização mais severa (Costa-Böddeker *et al.* 2012) e à inundação de vegetação na fase de enchimento (Fontana *et al.* 2014). Na represa Rio Grande, as espécies bentônicas também ocorreram principalmente na base do testemunho, muito provavelmente pela inundação da vegetação natural para formação da represa, procedimento similar à da Guarapiranga (Fontana *et al.* 2014), enquanto a represa Salto Grande foi eutrófica desde sua construção (Wengrat *et al.* in prep. Capítulo 1), também não sendo possível observar relação com táxons bentônicos.

Outro mecanismo que poderia levar à homogeneização biótica é a introdução de espécies exóticas (Olden *et al.* 2004). Cada vez mais surgem evidências de que existe estrutura espacial e geográfica entre as diatomáceas (Vyverman *et al.* 2007, Heino *et al.* 2010, De Bie *et al.* 2012) e que o homem pode ser um agente potencial de introdução de espécies, tanto fisicamente quanto alterando os ambientes, tornando-os propícios à introdução de espécies tolerantes (Kociolek & Spaulding 2000). Relatos de espécies exóticas e invasoras de diatomáceas englobam várias regiões (Blanco & Ector 2009, Olemina *et al.* 2010, Spaulding *et al.* 2010b), sendo a paleolimnologia um forte aliado para descobrir espécies exóticas potenciais (e.g. Stoermer *et al.* 1993, Harper 1994). Embora os reservatórios sejam considerados ambientes com alto potencial para invasão de espécies (até 300 vezes mais suscetíveis do que lagos naturais) (Johnson *et al.* 2008), as represas no estado de São Paulo foram construídas séculos após a chegada dos

primeiros colonizadores (ano 1500). Ainda, a falta de conhecimento geral sobre a biogeografia das diatomáceas tropicais e quais espécies seriam exóticas ou invasoras, a inferência sobre espécies não-nativas, que poderiam interferir tanto no ‘pool’ inicial de espécies quanto no atual, torna-se muito especulativa. Apesar desses limites, a análise da beta diversidade considerando a idade das represas (Fig. 2) demonstra que as comunidades de diatomáceas não eram similares quando as represas foram construídas, o que indica uma biota própria para cada represa. Embora algumas espécies tolerantes tenham surgido a partir da década de 60, como *Achnanthidium saprophilium* e *Asterionella formosa*, as mesmas não ocorreram em todos os testemunhos. Ainda, quando o ‘pool’ regional de espécies atual é reduzido (Anexo 1, tab. 2), a probabilidade da invasão de espécies exóticas afetar a homogeneização é baixa (Urban & De Messter 2009).

A escala temporal de estudo (1920-2012) foi fundamental para compreender qual dos mecanismos poderia mediar a homogeneização biótica pela eutrofização cultural. Os presentes resultados indicaram que a seleção de nicho causada pela eutrofização é, muito provavelmente, o principal mecanismo que leva ao aumento da similaridade das espécies ao longo do tempo em reservatórios. Este fato difere de outros trabalhos realizados em ecossistemas aquáticos temperados com invertebrados (Donohue *et al.* 2009) e peixes (Menezes *et al.* 2015), nos quais o principal mecanismo associado à eutrofização parece ser a perda de hábitat.

Independentemente do mecanismo envolvido, os estudos demonstram que o processo de homogeneização mediado pela eutrofização está ocorrendo em vários níveis tróficos e em diferentes ecossistemas, sendo que a maior parte dos estudos tem sido documentada em ambientes temperados para comunidades terrestres e aquáticas e em organismos de tamanhos variados como invertebrados bentônicos (Donohue *et al.* 2009), peixes (Menezes *et al.* 2015), florestas (Keith *et al.* 2009) e aves (Devictor *et al.* 2008). Considerando que nosso estudo encontrou a mesma tendência de homogeneização biótica em relação a ambientes temperados, a eutrofização parece exercer importante controle sobre as espécies, aumentando a similaridade entre as comunidades também nos trópicos.

Com base nesses resultados, a homogeneização biótica acompanhada da perda de espécies pode ter impactos maiores sobre o equilíbrio dos ecossistemas e relação à homogeneização sem perda de espécies. Há inúmeras evidências de que a biodiversidade aumenta a estabilidade dos ecossistemas e que a perda de espécies entre

os níveis tróficos tem o potencial de influenciar mais fortemente o funcionamento dos ecossistemas (Cardinale *et al.* 2012). Considerando que as diatomáceas desempenham papel relevante na biodiversidade, como produtores primários e como elo inicial da cadeia alimentar (Round *et al.* 1990), a homogeneização biótica causada pela eutrofização, incluindo a perda de espécies, pode trazer impactos para a estrutura e o funcionamento dos ecossistemas aquáticos.

Finalmente, é importante ressaltar que a utilização de dados paleolimnológicos foram fundamentais para avaliar as comunidades no momento da construção das represas e para elucidar os mecanismos que podem induzir a maior similaridade das diatomáceas. Destaca-se, ainda, a necessidade de avaliar os efeitos da eutrofização em escala regional (não apenas local), pois só assim podemos dimensionar os impactos da eutrofização e avançar no entendimento dos mecanismos que direcionam a homogeneização biótica em ecossistemas tropicais.

Referências

- Anderson, M.J., Crist T.O., Chase J.M., Vellend M., Inouye B.D., Freestone A.L. (2011) Navigating the multiple meanings of beta diversity: a roadmap for the practicing ecologist. *Ecology Letters* 14: 19–28.
- Anderson, M.J., Ellingsen, K.E. & McArdle, B.H. (2006) Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. *Ecology Letters* 9: 683–693.
- Apha (2005) Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 21st Edition, American Public Health Association, Washington, DC, 1368 pp.
- 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. (Eds.). *Tracking Environmental Change Using Lake Sediments*. Kluwer Academic Publishers, London, 3: 155-203.
- Bennion, H., Simpson, G.L & Goldsmith, B.J (2015) Assessing degradation and recovery pathways in lakes impacted by eutrophication using the sediment record. *Frontiers in Ecology and Evolution* 3: 1-20.
- Bini, L.M., Landeiro, V.L., Padial, A.A., Siqueira, T. & Heino, J. (2014) Nutrient enrichment is related to two facets of beta diversity for stream invertebrates across the United States. *Ecology* 95: 1569-1578.
- Blanco, S. & Ector, L. (2009). World distribution, ecology and nuisance effects of the freshwater invasive diatom *Didymosphenia geminata* (Lyngbye) M. Schmidt: a literature review. *Nova Hedwigia* 88: 347-422.
- Branco, S.M. 1966. Estudos das condições sanitárias da Represa Billings. *Ardros. Fac. Hig. Saúde Públ. Univ. São Paulo* 20: 57-86.

- Cardinale B.J., Duffy J.E., Gonzalez A., Hooper D.U., Perrings C., Venail P. et al. (2012) Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 486: 59–67.
- Cetesb. 2010. Relatório de qualidade das águas superficiais do Estado de São Paulo: 2009. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB). São Paulo: 310p.
- Chase J.M. (2007) Drought mediates the importance of stochastic community assembly. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 104: 17430–17434.
- Chase J.M. (2010) Stochastic community assembly causes higher biodiversity in more productive environments. *Science* 328: 1388–1391.
- Chase J.M. & Leibold M.A. (2002) Spatial scale dictates the productivity-biodiversity relationship. *Nature* 416: 427–430.
- Chase, J. M. and Myers, J. A. (2011) Disentangling the importance of ecological niches from stochastic processes across scales. *Phil. Trans. R. Soc. B.* 366: 2351 – 2363.
- Chase, J.M. & Knight, T.M. (2013) Scale-dependent effect sizes of ecological drives on biodiversity: why standardized sampling is not enough. *Ecology Letters* 16: 17–26.
- Cepagri – Centro de Pesquisas Meteorológicas e Climáticas Aplicadas a Agricultura. (2015) A classificação climática de Koeppen para o Estado de São Paulo. – Available online at <http://www.cpa.unicamp.br/outras-informacoes/clima-dos-municipios-paulistas.html>; searched on September 24, 2015.
- Costa-Böddeker, S., Bennion, H., Jesus, T.A., Albuquerque, A.L.S., Figueira, R.C.L. & Bicudo, D.C. (2012) Paleolimnologically inferred eutrophication of a shallow, tropical, urban reservoir in southeast Brazil. *Journal of Paleolimnology* 48: 751–766.
- Cunha, D.G.F. & Calijuri, M.C. (2011) Limiting factors for phytoplankton growth in subtropical reservoirs: the effect of light and nutrient availability in different longitudinal compartments. *Lake and Reservoir Management* 27: 162–172.
- Daga VS, Skóra F, Padial AA, Abilhôa V, Gubiani EA, Vitule JRV. (2014) Homogenization dynamics of the fish assemblages in Neotropical reservoirs: comparing the roles of introduced species and their vectors. *Hydrobiologia* 746: 327–347 doi: 10.1007/s10750-014-2032-0.
- De Bie, T. De Meester, L., Brendonk, L., Martens, K., Goddeeris, B., Ercken, D., Hampel, H., Denys, L., Vanhecke, L., Van der Gucht, K., Van Wichelen, J., Vyverman, W & Declerck, S.A.J. (2012) Body size and dispersal mode as key traits determining metacommunity structure of aquatic organisms. *Ecological Letters* 15: 740 – 747.
- Declerck S., Vanderstukken M., Pals A., Muylaert K. & De Meester L. (2007) Plankton biodiversity along a gradient of productivity and its mediation by macrophytes. *Ecology* 88: 2199–2210.
- Devictor V., Julliard R., Clavel J., Jiguet F., Lee A. & Couvet D. (2008) Functional biotic homogenization of bird communities in disturbed landscapes. *Global Ecology and Biogeography* 17: 252–261.
- Donohue I., Jackson A.L., Pusch M.T. & Irvine K. (2009) Nutrient enrichment homogenizes lake benthic assemblages at local and regional scales. *Ecology* 90: 3470–3477.

- Fontana, L., Albuquerque, A.L.S., Brenner, M., Bonotto, D.M., Sabaris, T.P.P., Pires, M.A.F, Cotrim, M.E.B. & Bicudo, D.C. (2014) The eutrophication history of a tropical water supply reservoir in Brazil. *Journal of Paleolimnology* 51: 29–43.
- Froyd, C.A. & Willis, K.J. (2008) Emerging issues in biodiversity & conservation management: The need for a palaeoecological perspective. *Quaternary Science Reviews* 27: 1723-1732.
- Gower, J. C. (1966) Some distance properties of latent root and vector methods used in multivariate analysis. *Biometrika* 53: 325–338.
- Gregory-Eaves, I. & Beisner, B.E. 2011. Palaeolimnological insights for biodiversity science: an emerging field. *Freshwater Biology* 56: 2653-2661.
- Harper, M. A. (1994). Did Europeans introduce *Asterionella formosa* Hassall to New Zealand? *Memoirs of the Californian Academy of Sciences* 17: 479-86.
- Heino, J., Bini, L.M., Karjalainen, S.M., Mykka, H., Soininen, J., Vieira, L.C.G. & Diniz-Filho, J.A.F., 2010. Geographical patterns of micro-organismal community structure: are diatoms ubiquitously distributed across boreal streams? *Oikos* 119: 129-137.
- Jari Oksanen, F. Guillaume Blanchet, Roeland Kindt, Pierre Legendre, Peter R. Minchin, R. B. O'Hara, Gavin L. Simpson, Peter Solymos, M. Henry H. Stevens and Helene Wagner (2015). *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.2-1. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- Jeppesen E., Jensen J.P., Sondergaard M., Lauridsen T., Pedersen L.J. & Jensen L. (1997) Top-down control in freshwater lakes: the role of nutrient state, submerged macrophytes and water depth. *Hydrobiologia* 342: 151–164.
- Jeppesen E., Sondergaard M., Jensen J.P., Havens K.E., Anneville O., Carvalho L., Coveney M.F., Deneke R., Dokulil M.T., Foy B., Gerdeaux D., Hampton S.E., Hilt S., Kangur K., Köhler J., Körner S., Lammens E., Lauridsen T.L., Manca M., Miracle M.R., Moss B., Nöges P., et al. (2005) Lake responses to reduced nutrient loading - an analysis of contemporary long-term data from 35 case studies. *Freshwater Biology* 50: 1747–1771.
- Johnson, P.T.J., Olden, J.D. & Zanden, M.J.V. (2008) Dam invaders: impoundments facilitate biological invasions into freshwaters. *Frontiers in Ecology and the Environment* 6: 357-363.
- Keith, S.A., Newton, A.C., Morecroft, M.D., Bealey, C.E. & Bullock, J.M. (2009) Taxonomic homogenization of woodland plant communities over 70 years. *Proceedings of the Royal Society* 276: 3539-3544.
- Kociolek, J. P. & Spaulding, S. A (2000). Freshwater diatom biogeography. *Nova Hedwigia* 71: 223-241.
- 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.
- Langenheder, S., Berga, M., Örfjan, Ö & Székely, A.J. (2012) Temporal variation of β -diversity and assembly mechanisms in a bacterial metacommunity. *International Society for Microbial Ecology* 6: 1107-1114.

- Lougheed V.L., McIntosh M.D., Parker C.A. & Stevenson R. (2008) Wetland degradation leads to homogenization of the biota at local and landscape scales. *Freshwater Biology* 53: 2402–2413.
- McGill, B.J., Dornelas, M., Gotelli, N.J. & Magurran, A.E. (2014). Fifteen forms of biodiversity trend in the Anthropocene. *Trends in Ecology & Evolution* 30: 104-113.
- McKinney, M. L., & Lockwood, J. L. (1999). Biotic homogenization: A few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology and Evolution* 14: 450-453.
- Melo A.S., Schnek F., Hepp L.U., Simões N.R., Siqueira T. & Bini L.M. (2012) Focusing on variation: methods and applications of the concept of beta diversity in aquatic ecosystems. *Acta Limnologica Brasiliensia* 23: 318-331.
- Menezes, R.F., Borchsenius, F., Svenning, J-C., Davidson, T.A., Sondergaard, M., Lauridsen, T.L., Landkildehus, F. & Jeppesen, E. (2015) Homogenization of fish assemblages in different lake depth strata at local and regional scales. *Freshwater Biology* 60: 745-757
- Naeem S., Duffy J.E. & Zavaleta E.S. (2012) The functions of biological diversity in a an age of extinction. *Science* 336: 1401–1406.
- Olden, J. D., Poff, N. L., Douglas, M. R., Douglas, M. E., & Fausch, K. D. (2004). Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. *Trends in Ecology & Evolution* 19: 18-24.
- Olden, J. D., & Rooney, T. P. (2006). On defining and quantifying biotic homogenization. *Global Ecology and Biogeography* 15: 113-120.
- Olemina, I., Wasmund, N., Hajdu, S., Jurgensone, I., Gromisz, S., Kownacka, J., Toming, K., Vaiciute, D. & Olenin, S. (2010) Assessing impacts of invasive phytoplankton: The Baltic Sea case. *Marine Pollution Bulletin* 60: 1691-1700.
- Pettesse, M.L. & Petrere Jr., M. (2012) Tendency towards homogenization in fish assemblages in the cascade reservoir system of the Tietê river basin, Brazil. *Ecological Engineering* 48: 109-116.
- R Core Team (2015). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.
- Sartory, D.P. & Grobbelaar, J.U. (1984) Extraction of chlorophyll a from freshwater phytoplankton for spectrophotometric analysis. *Hydrobiologia* 114: 177–187.
- Sax, D.F. and Gaines, S.D. (2003) Species diversity: from global decreases to local increases. *Trends Ecol. Evol.* 18: 561–566
- Siqueira, T., Lacerda, C.G.T. & Saito, V.S. (2015) How does landscape modification induce biological homogenization in tropical stream metacommunities? *Biotropica* 1: 1-8.
- StatSoft, Inc. (2005). STATISTICA (data analysis software system), version 7.1. www.statsoft.com.
- Smol, J.P. 2008. Pollution of lakes and rivers: a paleoenvironmental perspective. 2 ed. 383p.

- Smol, J. (1981) Problems associated with the use of “species diversity” in paleolimnological studies. *Quaternary research* 15: 209-212.
- Solar, R.R.C., Barlow, J., Ferreira, J., Berenguer, E., Lees, A.C., Thomson, J.R., et al. (2015) How pervasive is biotic homogenization in human-modified tropical forest landscapes? *Ecology Letters* 18: 1108–1118. doi: 10.1111/ele.12494.
- Stoermer, E. F., Wolin, J. A., & Schelske, C. 1. (1993) Paleolimnological comparison of the Laurentian Great Lake based on diatoms. *Limnology and Oceanography* 38: 13-16.
- Spaulding, S.A., Lubinski, D.J. and Potapova, M. (2010a). Diatoms of the United States. <http://westerndiatoms.colorado.edu> Accessed on 18 January, 2016.
- Spaulding, S.A., C. Kilroy, and M.B. Edlund. 2010b. Chapter 32: Diatoms as non-native species. In: *The Diatoms: Applications for the environmental and earth sciences*. New York: Cambridge University Press. 560-569.
- Thomaz, S.M., Dibble, E.D., Evangelista, L.R., Higuti, J. & Bini, L.M. 2008. Influence of aquatic macrophyte habitat complexity on invertebrate abundance and richness in tropical lagoons. *Freshwater Biology* 53: 358-367.
- Tundisi, J.G., Abe, D.S., Matsumura-Tundisi, T., Tundisi, J.E. & Vannucci, D. 2006. Reservatórios da região metropolitana de São Paulo: consequências e impactos da eutrofização e perspectivas para o gerenciamento e recuperação. In: *Eutrofização na América do Sul: causas, consequências e tecnologias de gerenciamento e controle*. (Eds. J.G. Tundisi, T. Matsumura-Tundisi & C.V. Sidagis-Galli), pp. 161-182, Instituto Internacional de Ecologia, São Carlos.
- Urban M.C. & De Meester L. (2009) Community monopolization: local adaptation enhances priority effects in an evolving metacommunity. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 276: 4129–4138.
- Vadeboncoeur, Y., Jeppesen, E., Vander, Z.M.J., Schierup, H.H., Cristoffersen, K. & Lodge, D.M. (2003) From Greenland to Green Lakes: cultural eutrophication and the loss of benthic pathways in lakes. *Limnol. Oceanogr.* 48: 1408-1418.
- Vallejos, M.A.V., Padial, A.A. & Vitule, J.R.S. (2016) Human-Induced landscape changes homogenize Atlantic Forest bird assemblages through nested species loss. *Plos One* 11(2): e0147058. doi:10.1371/journal.pone.0147058
- Van der Gucht, K., Cottenie, K., Muylaert, K., Vloemans, N., Cousin, S., Declerck, S. et al. (2007). The power of species sorting: local factors drive bacterial community composition over a wide range of spatial scales. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 104: 20404–20409.
- Vilar, A.G., van Dam, H., van Loon, E.E., Vonk, J.A., van Der Geest, H. & Admiraal, W. (2014) Eutrophication decreases distance decay of similarity in diatom communities. *Freshwater Biology* 59: 1522-1531.
- Vyverman, W., Verleyen, E., Sabbe, K., et al. (2007) Historical processes constrain patterns in global diatom diversity. *Ecology* 88: 1924-1931.
- Vitule, J.R.S., Skóra, F. & Abilhoa, V. (2011) Homogenization of freshwater fish faunas after the elimination of a natural barrier by a dam in Neotropics. *Diversity and Distributions* 18: 111-120.

- Vörösmarty, C.J., McIntyre, P.B., Gessner, M. O.; Dudgeon, D., Prusevich, A., Green, P., Glidden, S., Bunn, S.E., Sullivan, C.A., Liermann, C.R. & Davies, P.M. 2010. Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature* 467: 555–561.
- Willis, K.J. & Birks, H.J.B. (2006) What is natural? The need for a long-term perspective in biodiversity conservation. *Science* 314: 1261-1265.

Material suplementar 1. Sequência dos 20 períodos utilizados para cálculo da diversidade beta espacial e temporal das sete represas, independente do estado trófico e do número de represas para cada período selecionado. Os dados de riqueza não foram apresentados, pois o n foi muito variável.

Sequência	Período	n (número de represas)
1	1917-1919	2
2	1922-1923	4
3	1928-1929	4
4	1932-1934	4
5	1938-1939	3
6	1940-1944	5
7	1945-1947	4
8	1950-1952	6
9	1956-1958	7
10	1961-1964	7
11	1967-1968	4
12	1970-1973	5
13	1975-1978	6
14	1980-1984	7
15	1985-1986	3
16	1990-1991	6
17	1995-1996	5
18	2000-2004	6
19	2005-2006	3
20	2011-2012	6

Material suplementar 2. Sequência dos 18 períodos utilizados para o cálculo da diversidade beta espacial e temporal das quatro represas eutróficas, número de represas para período e riqueza. Os valores de riqueza foram regredidos contra o número de reservatórios de cada período para eliminar a interferência do n na composição da riqueza (detalhes em métodos). Os períodos que apresentam o mesmo n de represas foram destacados na tabela.

Sequência	Período	n (número de represas)	S (Riqueza)
1	1922-1923	3	58
2	1928-1929	3	45
3	1932-1934	3	37
4	1938-1939	3	53
5	1940-1944	3	32
6	1945-1947	3	36
7	1950-1952	4	49
8	1956-1958	4	52
9	1961-1964	4	55
10	1967-1968	4	48
11	1970-1973	3	51
12	1975-1978	4	57
13	1980-1984	4	28
14	1985-1986	2	17
15	1990-1991	3	28
16	1995-1996	4	30
17	2000-2004	3	24
18	2011-2012	3	27

CAPÍTULO 3

Composição florística de diatomáceas no registro sedimentar de cinco represas tropicais, sudeste do Brasil

Resumo

O estudo apresenta a composição florística de diatomáceas no perfil sedimentar de cinco represas com diferentes produtividades do Estado de São Paulo. Abrange um período de 50 a 100 anos ao longo de um gradiente trófico temporal e espacial: Ribeirão do Campo (oligotrófica), Paineiras e Itupararanga (mesotróficas), Salto Grande e Rio Grande (eutróficas). Um testemunho foi coletado na região mais profunda de cada represa e foram fatiados a cada 1 ou 2 cm para análise taxonômica das diatomáceas. Ao todo, 58 táxons foram identificados distribuídos em 22 gêneros, 46 táxons de níveis específico e intraespecífico e 12 apenas em nível gênero, os quais podem representar novas espécies. *Aulacoseira* e *Eunotia* foram os gêneros mais bem representados em número de táxons. *Eunotia* distribui-se em ambientes oligotróficos (perfil de Ribeirão do Campo e base do testemunho de Rio Grande) e *Aulacoseira* teve ampla distribuição em ambientes mesotróficos e eutróficos. A represa Rio Grande apresentou o maior número de táxons (33), seguida por Ribeirão do Campo (23), Itupararanga (17), Paineiras (14) e Salto Grande (12). A primeira, devido ao marcado gradiente de mudanças no estado trófico temporal (oligo a eutrófico), provavelmente favoreceu a maior variabilidade de táxons. Destaca-se ainda a represa oligotrófica que possivelmente propiciou a maior permanência de espécies ao longo dos anos. Em contraposição, a represa Salto Grande, eutrófica desde sua formação, teve a menor diversidade de espécies. Este estudo indica a maior biodiversidade de diatomáceas em ambientes oligotróficos e/ou que apresentaram grandes mudanças ambientais, salientando a importância da abordagem paleolimnológica para acessar a biodiversidade e suas alterações frente a pressões antrópicas.

Palavras chaves: paleolimnologia, eutrofização, biodiversidade, *Aulacoseira*, *Eunotia*.

Introdução

A rápida perda global de espécies tem mobilizado os cientistas e gestores para compreender, prever e gerenciar a biodiversidade existente no planeta (Pimm & Raven 2000, Millennium Assessment 2005). O Brasil abriga a maior reserva de água doce do Planeta, sendo reconhecido como um dos líderes mundiais em florística e diversidade, especialmente por apresentar ‘hotspots’ de biodiversidade (Forzza *et al.* 2012). Contudo, a eutrofização é uma ameaça global crescente e coloca em risco a biodiversidade (Davidson & Jeppesen 2013, Cumming *et al.* 2015) que, muitas vezes, nem é conhecida. Neste panorama, os dados paleolimnológicos são extremamente importantes para acessar e compreender as mudanças que ocorrem na biodiversidade ao longo do tempo e qual é o impacto das atividades humanas sobre ela (Gregory-Eaves & Beisner 2011).

As diatomáceas compreendem um grupo de algas que desperta grande interesse nos estudos paleolimnológicos (Smol & Stoermer 2010, Bennion *et al.* 2015). O fato de serem bastante diversas, compreendendo ao redor de 15.000 espécies vivas descritas (Mann & Droop 1996, Williams & Reid 2006), serem consideradas excelentes bioindicadores das alterações ambientais (Smol & Stoermer 2010), permanecerem bem preservadas nos depósitos sedimentares, permitindo sua identificação (Smol 2008) têm tornado as diatomáceas um dos grupos mais utilizados em estudos paleolimnológicos (Velghe *et al.* 2012, Davidson *et al.* 2013). Entretanto, tal emprego das diatomáceas requer alta precisão taxonômica, uma vez que identificações equivocadas podem modificar completamente a interpretação dos dados ecológicos (Stoermer 2001, Wetzel & Ector 2014).

Com relação ao estudo das diatomáceas no Brasil, vários trabalhos vêm sendo publicados com novidades taxonômicas para o país (ex. Metzeltin & Lange-Bertalot 2007, Wetzel *et al.* 2010, Tremarin *et al.* 2014), bem como levantamentos florísticos de espécies (ex. Bertolli *et al.* 2010, Silva *et al.* 2010, Bartozek *et al.* 2013). O estudo das diatomáceas presentes em sedimentos é mais recente e se restringe a poucos trabalhos florísticos (Fontana & Bicudo 2009, 2012, Silva & Bicudo 2014) e de descrição de novas espécies (Almeida *et al.* 2015, Wengrat *et al.* 2015, Marquadt *et al.*, no prelo, Almeida *et al.*, no prelo). Contudo, trabalhos que realizem o levantamento florístico das diatomáceas ao longo do tempo por meio de dados paleolimnológicos são extremamente escassos neste momento. Existem poucos trabalhos que utilizaram diatomáceas sedimentares para avaliar a alteração florística em escala temporal ampla, abordando

lista de espécies, ilustração e comentários ecológicos relevantes (Santiago-Hussein & De Oliveira 2005, Souza *et al.* 2007). Em São Paulo, dois trabalhos de paleolimnologia foram realizados, ambos de abordagem ecológica (Costa-Böddeker *et al.* 2012, Fontana *et al.* 2014), e reportaram grandes alterações na comunidade de diatomáceas em função da eutrofização. Estes trabalhos confirmam o potencial do estudo de diatomáceas nos sedimentos, contribuindo para o levantamento da biodiversidade de ambientes tropicais severamente ameaçados pelas atividades humanas. Finalmente, existe apenas um trabalho eminentemente florístico sobre as diatomáceas pretéritas (100 anos) e recentes que foi realizado a partir dos registros sedimentares da represa Guarapiranga, situada na Região Metropolitana de São Paulo (Faustino *et al.* 2016).

O objetivo do presente estudo foi contribuir para o conhecimento da biodiversidade de diatomáceas do país, tendo por base o estudo paleolimnológico de cinco represas com diferentes produtividades, em escala espacial que variou de 50 a 100 anos. Considerando a composição integrada de todos os habitats nos registros sedimentares, este trabalho pretende contribuir para o conhecimento histórico (pretérito e atual) da comunidade de diatomáceas, avaliando sua composição desde a construção das represas até o período atual.

Material e Métodos

Área de estudo

Cinco reservatórios localizados no Estado de São Paulo foram selecionados com base em um gradiente de estado trófico: Ribeirão do Campo, Paineiras, Itupararanga, Rio Grande e Salto Grande e estão localizadas em quatro bacias hidrográficas (Tab. 1). A represa Ribeirão do Campo está inserida em área de preservação ambiental da Mata Atlântica. Foi construída em 1958, é oligotrófica e representa a represa mais protegida de impactos antropogênicos neste estudo. A represa Rio Grande está inserida na Região Metropolitana de São Paulo (RMSP) e era parte da represa Billings, a qual foi construída em 1927. Em 1982, a eutrofização da Billings levou à separação por barramento do braço Rio Grande para fins de abastecimento público. Atualmente a maior fonte de contaminação provém dos tributários e lançamento de esgotos pelas ocupações irregulares no entorno da represa Rio Grande. A represa Salto Grande foi construída em 1949, é eutrófica e está localizada em uma região densamente populosa, industrializada e com intensa atividade agrícola (Espíndola *et al.* 2004). A represa

Itupararanga foi construída em 1914, está inserida em área de agricultura (Cunha & Calijuri 2011) e, embora a entrada de alguns tributários seja eutrófica, a represa foi considerada mesotrófica na sua maior extensão (Moschini-Carlos *et al.* 2007). A represa Paineiras, construída em 1911, é a mais antiga deste estudo, é mesotrófica e a maior parte de suas margens é composta por vegetação nativa, pastagens e plantação de Eucalipto (Ferreria 2011).

Amostragem

Os testemunhos sedimentares foram coletados por mergulhadores na região mais profunda da represa, usualmente considerado o local de maior acumulação dos sedimentos (Smol 2008). As coletas foram realizadas em 2012-2013, usando tubo de acrílico de 7,6 cm de diâmetro e 150 cm de comprimento. O comprimento do perfil sedimentar amostrado para cada represa e seus respectivos códigos constam na Tabela 1. Os testemunhos foram fatiados no campo a intervalos de 1 cm, exceto RG12, fatiado no laboratório a cada 2 cm, para a análise de diatomáceas.

Tabela 1. Localização e principais características das represas (Índice de Estado Trófico, IET: Banco de dados Projeto AcquaSed).

Bacia hidrográfica	Represa	Coordenadas	Coordenadas	Área (km ²)	Prof. coluna d'água (m)	Comp. perfil sedimentar (cm)	Código	IET
Alto Tietê	Ribeirão do campo	23°38'34"S 45°49'55"W	23°38.572'S 45°49.921'W	1,6	10	26	RC13	Oligotrófico
Alto Tietê	Rio Grande	23°45'50"S 46°31'23"W	23°45.835'S 46°31.381'W	16,1	11,3	36	RG12	Eutrófico
PCJ*	Salto Grande	22°43'05"S 47°16'02"W	22°43'05''S 47°16'02''W	9,3	8	28	SG13	Eutrófico
Médio Tietê	Itupararanga	23°37'18"S 47°23'53"W	23°37.302'S 47°23.879'W	24,4	15	46	IT13	Mesotrófico
Alto Parana-panema	Paineiras	23°50'35"S 47°38'26"W	23°50.592'S 47°38.436'W	2,6	9	36	PI13	Mesotrófico

PCJ* = Piracicaba, Capivari, Jundiaí.

Diatomáceas

As amostras foram oxidadas com H₂O₂ e HCl de acordo com Battarbee *et al.* (2001). Para confecção das lâminas permanentes foi utilizado Naphrax como meio de inclusão. As amostras coletadas estão sendo incorporadas ao acervo do Herbário Científico do

Estado “Maria Eneyda P. Kauffmann Fidalgo” (SP) do Instituto de Botânica da Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo.

As análises qualitativa e quantitativa e as fotomicrografias foram realizadas em microscópio óptico binocular Zeiss Axioskop 2 plus com câmara fotográfica acoplada (modelo MRc5) em aumento de 1000 \times . A análise taxonômica foi realizada em base populacional, registrando-se a variabilidade morfológica dos táxons específicos e infraespecíficos. As micrografias foram manipuladas e as pranchas foram criadas no CorelDraw X6. Informação métrica foi providenciada para cada táxon (C: comprimento, L: largura, D: diâmetro, M: altura do manto, E: estria, A: aréola). Neste trabalho, foram relacionados os táxons com abundância relativa $\geq 2\%$. Comentários taxonômicos foram providenciados para os táxons menos conhecidos ou identificados apenas em nível de gênero.

A classificação sistemática seguiu o sistema de Medlin & Kaczmarek (2004) para os níveis supra-ordinais e Round *et al.* (1990) para os subordinais, exceto para os gêneros publicados posteriormente a estas duas obras. A identificação baseou-se em obras taxonômicas clássicas e publicações recentes (ex. Metzeltin & Lange-Bertalot 1998, Metzeltin *et al.* 2005, Spaulding *et al.* 2010, Metzeltin & García-Rodríguez 2012), sendo que a atualização da nomenclatura foi efetivada por catálogos e publicações ‘on-line’ constantemente atualizados, como o “algaebase” e o “westerdiatom” (Guiry & Guiry 2016, Spaulding *et al.* 2010).

Para avaliar a alteração da flora ao longo dos anos (~50-100 anos) nas cinco represas foram consideradas as fases paleoambientais identificadas e interpretadas no capítulo 1.

Resultados e Discussão

A composição taxonômica das diatomáceas totalizou 437 táxons entre espécies e variedades taxonômicas. Desses, 58 apresentaram abundância relativa $\geq 2\%$ e foram relacionados abaixo, sendo 46 identificados em nível específico e 12 em nível de gênero. Os táxons comuns, com suas dimensões e distribuição nas represas estudadas encontram-se na tabela 2.

Aulacoseiraceae Crawford

Aulacoseira Thwaites

Aulacoseira sp. 1

(Pl. 3, fig. 20-26)

Dimensões - D: 6,5-11 µm; E: estrias inconspícuas.

Comentários: O manto valvar deste material assemelha-se ao de *Aulacoseira ambigua* e *A. laevissima*, porém, não apresenta a fileira de aréolas marginais característica na face valvar das duas últimas espécies. Mais observações são necessárias para identificar a vista lateral deste material.

A espécie ocorreu somente na represa Rio Grande, na zona 1b (mesotrófica).

Aulacoseira sp. 7

(Pl. 3, fig. 15-19)

Dimensões - D: 5,2-7,6 µm; E: estrias inconspícuas.

Comentários: Esta espécie é muito semelhante a *A. pusilla* (Meister) Tuji & Houk, a qual apresenta um anel de espessamento (“ringleiste”) bem desenvolvido situado mais próximo do centro da valva e estrias grosseiras. *Aulacoseira* sp. 7 apresenta um anel de espessamento (“ringleiste”) bem próximo da margem e estrias delicadas, praticamente inconspícuas.

A espécie ocorreu na represa Itupararanga, somente na zona 2a (mesotróficas).

Fragilariaceae Greville

Fragilaria Lyngbye

Fragilaria acquaplus Lange-Bertalot & Ulrich, *Lauterbornia* 78: 32, pl. 13, fig. 15-19, pl. 14, fig. 9-14. 2014.

(Pl. 5, fig. 5-10)

Dimensões - C: 32-45,5 µm; L: 1,8-2,5 µm; E: 19-21 em 10 µm.

Comentários: A espécie apresenta valvas lineares com um leve intumescimento mediano bilateral e rimopórtula em cada um dos ápices subcapitados. Foi recentemente descrita por Lange-Bertalot & Ulrich (2014) com cujo material-tipo concorda, apesar de apresentar menor densidade de estrias (22-24 em 10 µm). É morfologicamente próxima de *Fragilaria gracilis*, da qual se separa pelas valvas levemente mais estreitas (3,6 µm em *F. gracilis*, Tuji 2007), pelo intumescimento mediano e pelas rimopórtulas. Segundo

Tuji (2007), em *F. gracilis* a rimopórtula está presente em um dos ápices valvares; além disso, não é encontrada intumescência mediana nas ilustrações do material-tipo.

A espécie ocorreu na represa Rio Grande, somente nas zonas 2 e 3 (eutrófica).

Fragilaria cf. fusa

(Pl. 5, fig. 11-19)

Dimensões - C: 32-60 μm ; L: 2-2,6 μm ; E: 16-17 em 10 μm .

Comentários: A população atualmente examinada apresentou valvas alongadas, estreitas e lanceoladas, com os ápices atenuados e subcapitados e a margem central inflada nos dois lados. Os espécimes nessa população concordaram com a descrição e as medidas apresentadas em Patrick (1940) para material do Ceará, porém é necessária análise do material tipo, uma vez que o trabalho apresenta apenas desenho feito a mão.

A espécie ocorreu na represa Rio Grande, somente nas zonas 2 e 3 (eutrófica).

***Fragilaria* sp. 3**

(Pl. 5, fig. 20-21)

Dimensões - C: 82,0-87,5 μm ; L: 2,0-2,8 μm ; E: inconspícuas.

Comentários: A população examinada caracterizou-se pelas valvas longas, em formato de agulha (aciculares), ápices atenuados e área central inflada nos dois lados. Assemelha-se a *Fragilaria tenera* (W. Smith) Lange-Bertalot, mas esta apresenta menor densidade de estrias (17-20 em 10 μm , Krammer & Lange-Bertalot 1991) e área central retilínea.

A espécie ocorreu na represa Rio Grande, somente nas zonas 2 e 3 (eutrófica).

***Fragilaria* sp. 4**

(Pl. 5, fig. 1-4)

Dimensões - C: 47-53 μm ; L: 1,2-1,8 μm ; E: estrias inconspícuas.

Comentários: O material presentemente estudado apresentou valvas lineares, com um leve intumescimento mediano bilateral e estrias inconspícuas. Assemelha-se a *F. aquaplus* Lange-Bertalot & Ulrich (2014) com relação à forma da valva, porém, esta apresenta estrias visíveis e menor comprimento (32-45,5 μm).

A espécie ocorreu na represa Rio Grande, somente nas zonas 2 e 3 (eutrófica).

Família Eunotiaceae

***Eunotia* Ehrenberg**

***Eunotia* sp. 1**

(Pl. 7, fig. 25-27)

Dimensões - C: 29,5-65 μm ; L: 1,8-2,5 μm ; E: estrias inconspícuas.

Comentários: Os espécimes examinados não apresentaram o formato retangular característico do gênero, sendo mais semelhantes aos representantes do grupo das fragilarioides, que possui as valvas longas, no formato de agulha. Porém, a rafe curta presente próximo do ápice caracteriza esse material como sendo do gênero *Eunotia*. Estas características peculiares identificam os atuais exemplares como representantes de uma espécie única neste gênero. Esta espécie está sendo proposta como nova por Costa *et al.* (2016, submetido).

A espécie ocorreu apenas na represa Ribeirão do Campo (oligotrófica).

***Eunotia* sp. 5**

(Pl. 7, fig. 28-35)

Dimensões - C: 12-23 μm ; L: 3-3,8 μm ; E: 15-17 em 10 μm .

Comentários: A população analisada assemelha-se a *E. gracilimoides* Metzeltin & Lange-Bertalot, que apresenta ápices menos destacados do corpo valvar e nódulo terminal mais discreto. *Eunotia* sp. 5 é característica por conta dos ápices valvares pronunciados, destacados do corpo valvar e dorsalmente fletidos. Esta espécie está sendo proposta como nova por Costa *et al.* (em preparação).

A espécie ocorreu apenas na represa Ribeirão do Campo (oligotrófica), ao longo de todo o testemunho.

***Eunotia* sp. 8**

(Pl. 7, fig. 10-21)

Dimensões - C: 10,6-14,2; L: 2,4-2,5; E: 18-19 em 10 μm .

Comentários: Os espécimes atualmente examinados assemelham-se aos de *Eunotia botuliformis* Wild, Nörpel & Lange-Bertalot, contudo, apresentam valvas mais estreitas e ápices arredondados mais agudos. Também são próximos aos de *E. rhomboidea* Hustedt, dos quais diferem por sua isopolaridade e maiores dimensões da largura valvar. Esta espécie está sendo proposta como nova por Costa *et al.* (em preparação).

A espécie ocorreu ao longo do testemunho da represa Ribeirão do Campo (oligotrófica) e na base do testemunho da represa Rio Grande (zona oligotrófica).

***Eunotia* sp. 10**

(Pl. 7, fig. 22-24)

Dimensões - C: 10,6-14,2 μm ; L: 2,4-2,5; E: 18-19 em 10 μm .

Comentários: *Eunotia* sp. 10 assemelha-se a *Eunotia camelus* Ehrenberg, inclusive, vários exemplares vêm sendo comumente identificados como tal na literatura brasileira e mesmo na internacional (Metzeltin & LangeBertalot 1998, Tremarin *et al.* 2008). Contudo, a análise do material-tipo revelou diferenças no material original, que possui extremidades capitadas, com maior flexão dorsal e ondulações mais largas e profundas. Esta espécie está sendo proposta como nova por Costa *et al.* (em preparação).

A espécie ocorreu apenas na base (fase de enchimento) das represas mesotróficas Itupararanga, Paineiras e na fase oligotrófica de Rio Grande.

Família Gomphonemataceae

***Encyonema* Kützing**

Encyonema neogracile Krammer, Bibliotheca Diatomologica 36: 177, pl. 82, fig. 1-13, pl. 83, fig. 1-3, pl. 85, fig. 7-10, pl. 86, fig. 9-12, pl. 90, fig. 6, pl. 91, fig. 1-2. 1997.

(Pl. 9, fig. 1-4)

Dimensões - C: 35,0-44,8 μm ; L: 6-6,5 μm ; E: 14-15 em 10 μm .

Comentários: A espécie é típica pelas valvas estreitas com ápices estreito-arredondados. A variedade típica de *Encyonema neogracile* Krammer difere da var. *tenuipunctatum* Krammer da mesma espécie pelo número de aréolas nas estrias, o que dificulta a identificação neste nível taxonômico sem a utilização de microscopia eletrônica de varredura. Os materiais analisados assemelham-se ao morfotipo 2 da população estudada por Krammer (1997), apesar deste apresentar menor número de estrias (12-13 em 10 μm).

A espécie ocorreu apenas na base do testemunho da represa Itupararanga (mesotrófico).

***Encyonopsis* Krammer**

Encyonopsis sanctipaulensis Wengrat, Marquardt & Wetzel, Phytotaxa 221: 254, fig. 36-54. 2015.

(Pl. 8, fig. 10-18)

Dimensões - C: 21,4-32,0 μm ; L: 5,2-6,5 μm ; E: 9-11 em 10 μm .

Comentários: A espécie faz parte do complexo *Encyonopsis schubartii*, de cujas espécies é diferente, principalmente, pelos ápices rostrados e pela área axial mais ampla e lanceolada. *Encyonopsis sanctipaulensis* foi descrita recentemente para o Estado de São Paulo (Wengrat *et al.* 2015), sendo que no presente estudo ocorreu somente na represa Ribeirão do Campo (oligotrófica) ao longo de todo o testemunho.

***Encyonopsis* sp. 1**

(Pl. 8, fig. 1-9)

Dimensões - C: 35-68 μm ; L: 4,8-7,0 μm ; E: 13-14 em 10 μm .

Comentários: A espécie caracteriza-se pela leve dorsiventralidade das valvas nos espécimes de maior tamanho e lanceoladas nos de menor tamanho. Os ápices são rostrados e a área central é ampla. *Encyonopsis* sp. 1 difere de *Encyonopsis spicula* (Hustedt) Krammer especialmente no número de estrias, que é maior nesta última (16-17 em 10 μm). Esta espécie está sendo proposta como nova por Marquardt *et al.* (no prelo).

A espécie ocorreu apenas na base do testemunho da represa Ribeirão do Campo (oligotrófica).

Achnanthidiaceae Mann

***Achnanthidium* Kützing**

Achnanthidium* cf. *catenatum (Bily & Marvan) Lange-Bertalot in Lange-Bertalot & Genkal 1999: 271 [in corrected printing 277].

(Pl. 9, fig. 29-35)

Dimensões - C: 12,2-16,5 μm ; L: 2,5-3 μm ; E: inconspícuas.

Comentários: os espécimes examinados são muito semelhantes aos de *Achnanthidium catenatum* (Bily & Marvan) Lange-Bertalot, principalmente, nas dimensões valvares, mas diferem por não formarem colônias e principalmente no contorno valvar, cujas ondulações características de *A. catenatum* (Hlúbíková & Hoffmann 2011) não estão presentes na população analisada.

A espécie ocorreu apenas na represa Rio Grande (zonas 2 e 3, eutrófica).

Achnanthidium macrocephalum (Hustedt) Round & Bukhtiyarova, Diatom Research 11: 349. 1996.

(Pl. 9, fig. 40-46)

Dimensões - C: 8,0-10,6 µm; L: 2,0-2,2 µm; E: estrias inconspícuas.

Comentários: Esta espécie difere das demais de *Achnanthidium* especialmente pelo contorno valvar, mas também pelos ápices capitados e o menor tamanho de seus representantes.

O táxon ocorreu especialmente na base do testemunho da represa Rio Grande e na base do testemunho da represa Ribeirão do Campo, ambas oligotróficas.

***Achnanthidium* sp. 2**

(Pl. 9, fig. 9-16)

Dimensões - C: 5-7 µm; L: 2,2-3 µm; E: inconspícuas.

Comentários: A população examinada assemelha-se a *A. saprophilum* no contorno valvar, porém, *Achnanthidium* sp. 2 apresenta valvas com menor comprimento e ápices arredondados. Assemelha-se, também, a *A. straubianum* (Lange-Bertalot) Lange-Bertalot (C: 6,1-7,8 µm; L: 3-3,1 µm), entretanto, a análise do material em microscopia eletrônica de varredura é necessária para a caracterização das estriais na população, característica importante na separação de espécies no gênero.

Esta espécie ocorreu apenas nos sedimentos recentes da represa Rio Grande, classificada como eutrófica.

Humidophila Lowe, Kociolek & Johansen

Humidophila* cf. *lacunose (Gerd Moser, Lange-Bertalot & Metzeltin) Lowe, Kociolek, Johansen, Van de Vijver, Lange-Bertalot & Kopalová 2014: 358.

(Pl. 10, fig. 24-30)

Dimensões - C: 8-14 µm; L: 2-2,2 µm; E: estrias inconspícuas.

Comentários: A população analisada lembra muito *Humidophila lacunosa* (Lange-Bertalot) Lowe *et al.*, entretanto, esta última apresenta maiores dimensões (C: 16,1-21,3 µm; L: 2,9-3,3 µm) bem como estrias bastante visíveis.

O táxon ocorreu apenas na base do testemunho da represa Paineiras (mesotrófica).

Família Brachysiraceae

***Brachysira* Kützing**

Brachysira microcephala (Grunow) Compère, Bulletin du Jardin Botanique de Belgique 56(1-2): 26, fig. 94. 1986.

(Pl. 11, fig. 16-17)

Dimensões - C: 19-24,5 µm; L: 4,1-4,5 µm; E: estrias inconspícuas.

Comentários: Wolfe & Kling (2001) comentaram a confusão reinante na nomenclatura de *Brachysira microcephala* e *B. neoexilis* Lange-Bertalot causada, principalmente, pelo fato de Lange-Bertalot & Moser (1994) publicarem a mesma espécie de Compère (1988) como *B. neoexilis*. A espécie é amplamente citada como *B. neoexilis* em muitos trabalhos no Brasil, porém, optou-se por seguir o trabalho de Wolfe & Kling (2001) para adotar a nomenclatura mais antiga.

A espécie ocorreu nas represas Itupararanga e Paineiras (mesotróficas) e na base da represa Ri Grande (oligotrófica).

Brachysira neoacuta Lange-Bertalot, Bibliotheca Diatomologica 29: 48, pl. 14, fig. 9-10, pl. 15, fig. 1-7, pl. 18, fig. 3-4. 1994.

(Pl. 11, fig. 1-7)

Dimensões - C: 37-53 µm; L: 9-11 µm; E: 20-21 em 10 µm.

Comentários: Esta espécie é muito semelhante a *B. serians* (Brébisson) Cleve no que tange ao contorno valvar e à estriação, contudo, a última apresenta maior comprimento valvar (C: 50-123 µm; L: 14-19 µm). A população presentemente analisada apresentou valvas pouco mais largas do que a população-tipo (6,5-9 µm), entretanto, todas as demais características concordaram com a descrição de Lange-Bertalot em Lange-Bertalot & Moser (1994).

A espécie ocorreu apenas na represa Ribeirão do Campo (oligotrófica) ao longo de todo o testemunho.

Família Pinnulariaceae

***Pinnularia* Ehrenberg**

***Pinnularia* sp. 2.**

(Pl. 12, fig. 1-6)

Dimensões - C: 52,5-66 µm; L: 8,5-10 µm ; E: ca. 12 estrias em 10 µm.

Comentários: A espécie apresentou valvas linear-lanceoladas, com ápices subcapitados a capitados. Com isso diferiu de *P. subanglica* Krammer, cujas valvas são lineares e as margens paralelas. Diferiu também de *P. brauniana* (Grunow) Studnicka, que apresenta valvas mais estreitas (7,3-8,5 em Krammer 2000) e ápices relativamente mais constrictos.

A espécie ocorreu somente no Ribeirão do Campo (oligotrófica) ao longo de todo o testemunho.

Família Bacillariaceae

Nitzschia Hassal

Nitzschia sp. 3

(Pl. 13, fig. 6-11)

Dimensões - C: 21,2-31 µm; L: 2,2-3,3 µm; E: estrias inconspícuas; 12-15 fíbulas em 10 µm.

Comentários: A espécie lembra *Nitzschia perminuta* (Grunow) Peragallo, mas difere pelo fato da última apresentar estrias conspícuas e finamente pontuadas, enquanto que os indivíduos ora estudados apresentaram estrias inconspícuas ao microscópio óptico, além de uma constrição na porção mediana da valva.

A espécie ocorreu na represa Rio Grande, especialmente no final da zona 1b e na zona 2, classificadas como eutróficas.

Tabela 2. Medidas e ocorrência das espécies comuns no Brasil identificadas no perfil sedimentar das cinco represas estudadas: Ribeirão do Campo (RC13), Paineiras (PI13), Itupararanga (IT13), Salto Grande (SG13) e Rio Grande (RG12). A distribuição foi apresentada com base nas considerações ecológicas do capítulo 1. O – oligotrófico, M – mesotrófico, E – eutrófico.

Táxon	Dimensões e estrias em 10 µm	Distribuição
AULACOSEIRACEAE		
<i>Aulacoseira ambigua</i> (Grunow) Simonsen (pl. 1, fig. 1-3, 7-16)	A: 6-13,2; D: 5-13; E: 15-20	Em todas as represas, exceto RC13, M-E
<i>Aulacoseira ambigua</i> f. <i>japonica</i> Tuji & D.M.Williams (pl. 1, fig. 17-26)	A: 7-12; D: 3-5; E: 18-20	SG13 (todo o perfil), E RG12 (final da zona 1b e zona 2), E PI13 (zona 1), M IT13 (zona 2a), M
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen var. <i>angustissima</i> (Müller) Simonsen (pl. 1, fig. 16-17)	A: 10,8-17,3; D: 2-3,5; E: 15-21	IT13 (zona 2), M SG13 (todo o perfil), E
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen var. <i>granulata</i> (pl. 2, fig. 1-15)	A: 8-36,3; D: 3,8-10,5; E: 9-16	Em todas as represas, exceto RC13, M-E

Tabela 2. Continuação.

Táxon	Dimensões e estrias em 10 µm	Distribuição
<i>Aulacoseira herzogii</i> (Lemmermann) Simonsen (pl. 1, fig. 4-6)	A: 8-11; D: 5,5-8; E: inconspícuas	RG12 (zona 1a), O
<i>Aulacoseira pusilla</i> (Meister) Tuji & Houki (pl. 3, fig. 1-7, 11-14)	A: 3-5; D: 5,5-6,5; estrias inconspícuas	IT 13 (zona 2a), M RG12 (final da zona 1b e zona 2), E SG 13 (base-meio do perfil), E
<i>Aulacoseira tenella</i> (Nygaard) Simonsen (pl. 3, fig. 8-10)	A: 1,5-2; D: 5,5-6; E: 8-9	PI13 (todo o perfil), M IT 13 (todo o perfil), M RG12 (zona 1b), M
STEPHANODISCACEAE		
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing (pl. 4, fig. 1-9)	D: 5,6-27; E: 9-13	SG13 (todo o perfil), E RG12 (zona 2), E
<i>Discostella pseudostelligera</i> (Hustedt) Houk & Klee (pl. 3, fig. 36-40)	D: 4,1-11; E: 18-22	RG12 (zona 2 e 3), E
<i>Discostella stelligera</i> (Cleve & Grunow) Houk & Klee (pl. 3, fig. 27-35)	D: 6,3-16; E: 15-16	PI13 (todo o perfil), M IT13 (todo o perfil), M RG12 (todo o perfil), M-E
<i>Spicatricibra rudis</i> (Tremarin <i>et al.</i>) Tuji <i>et al.</i> (pl. 4, fig. 10-20)	D: 10,5-21; E: 18-20; A: 17-19	PI13 (zona 2), M IT13 (zona 2b), M
FRAGILARIACEAE		
<i>Asterionella formosa</i> Hassal (pl. 6, fig. 1-13)	C: 27,5-57; L: 2,2-2,6;	RG12 (zona 2), E
<i>Fragilaria longifusiformes</i>	C: 46,5-55; L: 1,8-2; E: inconspícuas	IT13 (zona 2b), M
EUNOTIACEAE		
<i>Eunotia mucophila</i> (Lange-Bertalot & Nörpel-Schempp) Lange-Bertalot (pl. 6, fig. 14-16)	C: 27,3-31; L: 2,4-2,7; E: 26-27	RC13 (todo o perfil), O
<i>Eunotia naegelii</i> Migula (pl. 6, fig. 17-22)	C: 62,5- 90,9; L: 2,2-2,5; E: 24-27	RC13 (todo o perfil), O
<i>Eunotia rabenhorstii</i> Cleve & Grunow <i>in van Heurck</i> (pl. 6: 23-30)	C: 13-24; L: 5-7,5; E: 12-13	RC13 (todo o perfil), O
<i>Eunotia veneris</i> (Kützing) De Toni (pl. 7, fig. 1-5)	C: 33,5-44; L: 5-6; E: 17-19	RC13 (todo o perfil), O
<i>Eunotia waimiriorum</i> C.E. Wetzel (pl. 7, fig. 6-9)	C: 20-31; L: 1,2-1,8; E: 20	RC13 (todo o perfil), O
CYMBELLACEAE		
<i>Cymboppleura naviculiformis</i> (Auerswald) Krammer (pl. 9, fig. 5-8)	C: 21,5-32; L: 7,5-9; E: 12-14	RG12 (zona 2 e 3), E
<i>Encyonopsis sanctipaulensis</i> Wengrat <i>et al.</i> (pl. 8, fig. 10-18)	C: 21,4-32; L: 5,2-6,5; E: 9-11	RC13 (todo o perfil), O
ACHNANTHIDIACEAE		
<i>Achnantheidium catenatum</i> (Bily & Marvan) Lange-Bertalot (pl. 9, fig. 17-28)	C: 14-19,1; L: 2,8-3,7; E: inconspícuas	RG12 (zona 2 e 3), E
<i>Achnantheidium minutissimum</i> (Kützing) Czarnecki (pl. 9, fig. 36-39)	C: 13-18,4; L: 2,5-3,3; E: inconspícuas	RG12 (zona 2 e 3), E
<i>Achnantheidium saprophilum</i> (Kobayasi & Mayama) Round & Bukhtiyarova (pl. 9, fig. 47-54)	C: 7,1-11; L: 2,6-3,1; E: inconspícuas	RG12 (zona 2 e 3), E
DIADESMIDACEAE		
<i>Diadesmis confervaceae</i> Kützing (pl. 10, fig. 21-23)	C: 15-21,5; L: 5-7; E: 22-33	PI13 (zona 1), M SG13 (base-meio do perfil), E
<i>Humidophila contenta</i> (Grunow) Lowe <i>et al.</i> (pl. 10, fig. 11-20)	C: 6,8-11; L: 2-2,6; E: inconspícuas	PI13 (zona 1), M

Tabela 2. Continuação.

Táxon	Dimensões e estrias em 10 µm	Distribuição
AMPHIPLEURACEAE		
<i>Frustulia crassinervia</i> (Brébisson) Lange-Bertalot (pl. 10, fig. 31-33)	C: 30-46,6; L: 8,2-9,3 E: inconspícuas	RC13 (todo o perfil), O
<i>Frustulia saxonica</i> Rabenhorst (pl. 10, fig. 34-36)	C: 62-68; L: 10,2-11,5 E: inconspícuas	RC13 (todo o perfil), O
BRACHYSIRACEAE		
<i>Brachysira brebissoni</i> Ross (pl. 11, fig. 8-12)	C: 11,6-19,1; L: 4-5,3; E: 24-33	RC13 (todo o perfil), O
NAVICULACEAE		
<i>Navicula cryptocephala</i> Kützing (pl. 10, fig. 1-6)	C: 27-33; L: 5,1-6,2; E: 15-18	IT13 (topo), M RG12 (zona 2), E
<i>Navicula notha</i> Wallace (pl. 10, fig. 7-10)	C: 24,5-38; L: 4-5,5; E: 15-18	RC13 (todo o perfil), O
<i>Kobayasiella parasubtilissima</i> (Kobayasi & Nagumo) Lange-Bertalot (pl. 11, fig. 13-15)	C: 28-32,5; L: 4-5,3 E: inconspícuas	RC13 (todo o perfil), O
<i>Kobayasiella subtilissima</i> (Cleve) Lange-Bertalot (pl. 11 figs. 24-25)	C: 35-43; L: 7-8; E: inconspícuas	RC13 (todo o perfil), O
<i>Luticola intermedia</i> (Hustedt) (pl. 13 fig. 1-5)	C: 11,5-14,5; L: 5-6; A: 4-5	PI13 (zona 1), M
BACILLARIACEAE		
<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) Smith (pl. 12, fig. 12-16)	C: 18-25; L: 3-3,2; E: E: inconspícuas	SG13 (todo o perfil), E
<i>Nitzschia amphibia</i>	C: 17-32; L: 3,2-4,5 E: 15-17	IT13 (todo o perfil), M
SURIPELLACEAE		
<i>Stenopterobia delicatissima</i> (Lewis) Brébisson ex van Heurck (pl. 12, fig. 17-29)	C: 45-70; L: 3,7-4; E: 6-8	RC13 (todo o perfil), O
<i>Stenopterobia curvula</i> (pl. 13, fig. 18-20)	C: 120-158; L: 5,8-6,2; E: 10-12	RC13 (todo o perfil), O

Considerações finais

Os gêneros mais representativos ao considerar conjuntamente o perfil sedimentar dos cinco reservatórios foram *Aulacoseira* Thwaites e *Eunotia* Ehrenberg com nove táxons cada um, seguidos por *Fragilaria* Lyngbye (sete táxons) e *Achnantheidium* Kützing (seis táxons). O gênero *Aulacoseira* caracteriza-se por ser planctônico (Spaulding *et al.* 2010), e suas espécies foram bem representadas nas represas mesotróficas (Paraitinga, Itupararanga) e eutróficas (Salto Grande e Rio Grande). *Eunotia* caracteriza-se por ser normalmente perifítico, indicador de águas ácidas e com baixo teor de nutrientes (Krammer & Lange-Bertalot 1991), ocorrendo principalmente na represa Ribeirão do Campo e na base do testemunho de Rio Grande, ambos mesotróficos. Muitos espécimes de *Eunotia* foram identificados apenas no nível gênero e constituem novas espécies para

a ciência (Costa *et al.* em preparação). Os gêneros *Fragilaria* e *Achnantheidium* ocorreram, principalmente, nas zonas eutróficas da represa Rio Grande, sendo que alguns materiais foram identificados apenas até gênero por necessitarem de estudos posteriores para avaliar se realmente constituem novas espécies.

Considerando os ambientes de forma geral, os táxons característicos de hábito bentônico indicadores de oligotrofia estiveram presentes apenas no registro sedimentar da represa oligotrófica (Ribeirão do Campo) e na base da represa eutrófica (Rio Grande), em sua fase oligotrófica. Os táxons de hábito planctônico estiveram associados, de forma geral, às represas mesotróficas e eutróficas. Ainda, a represa Rio Grande apresentou o maior número de táxons (33), seguida por Ribeirão do Campo (23), Itupararanga (17), Paineiras (14) e Salto Grande (12). O primeiro sistema apresentou a maior alteração em suas fases paleoambientais, incluindo desde fase oligotrófica até eutrófica com táxons bentônicos na base a outros estritamente planctônicos no topo do testemunho (capítulo 1). Essa variabilidade ambiental muito provavelmente favoreceu a maior representação de táxons nesta represa. Particularmente para esta represa, a abordagem paleolimnológica acresceu substancialmente o número de táxons conhecidos para este sistema. Em seguida, destacou-se Ribeirão do Campo considerada a represa menos impactada e de referência para este estudo (capítulo 1), e que, por se manter oligotrófica possivelmente propiciou a permanência de várias espécies. Em contraposição, a represa com número bem menor de táxons foi Salto Grande, muito provavelmente, por já ser considerada eutrófica desde a sua formação (capítulo 1), indicando o efeito da eutrofização sobre a simplificação da biodiversidade de ambientes impactados (Jeppesen *et al.* 2000).

Este estudo indica a menor biodiversidade de diatomáceas especialmente nos ambientes submetidos ao processo de eutrofização ao longo dos anos e, neste contexto, salienta a importância da abordagem paleolimnológica, muitas vezes como a única ferramenta, para acessar a biodiversidade em condições menos ou não degradadas de ambientes eutróficos (Smol 2008, Gregory-Eaves & Beisner 2011, Faustino *et al.* 2016). Finalmente, mostra a necessidade de mais estudos taxonômicos visando aumentar o conhecimento sobre as diatomáceas frente a grande biodiversidade apresentada pelo país.

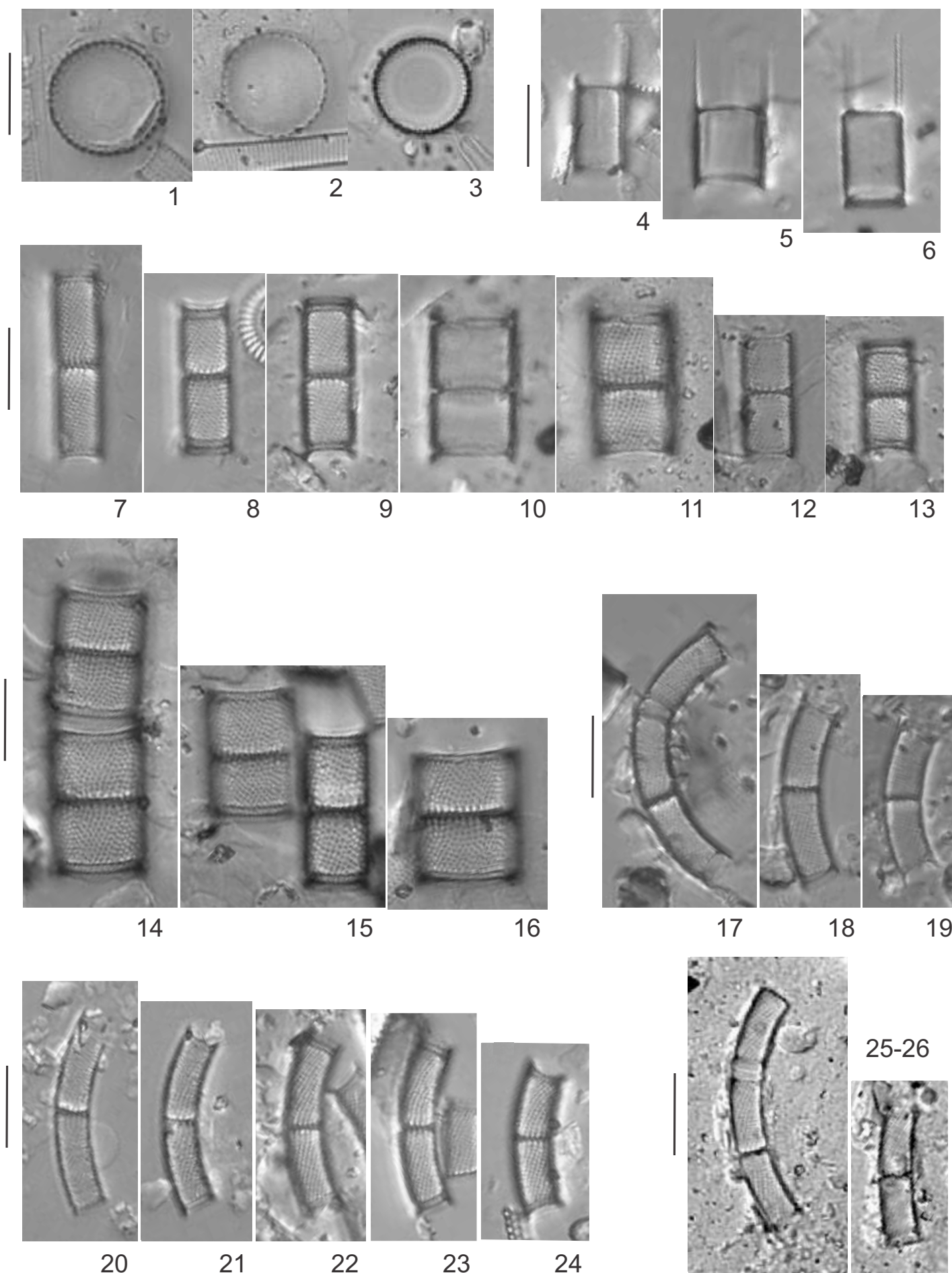
Referências

- Almeida, P.D., Morales, E.A., Wetzel, C.E., Ector, L. & Bicudo, D.C. 2016. Two new diatoms in the genus *Fragilaria* (Fragilariophyceae) from tropical reservoirs in Brazil and comparison with type material of *Fragilaria tenera*. *Phytotaxa* (no prelo).
- Almeida, P.D., Wetzel, C.E., Morales, E.A., Ector, L. & Bicudo, D.C. 2015. *Staurosirella acidophila* sp. nov., a new araphid diatom (Bacillariophyta) from southeastern Brazil: ultrastructure, distribution and autecology. *Cryptogamie Algologie* 36:255-270.
- Bennion, H., Simpson, G.L. & Goldsmith, B.J. (2015) Assessing degradation and recovery pathways in lakes impacted by eutrophication using the sediment record. *Frontiers in Ecology and Evolution* 94: 1-20. DOI: 10.3389/fevo.2015.00094
- Bertolli, L.M.; Tremarin, P.I. & Ludwig, T.A.V. 2010. Diatomáceas perifíticas em *Polygonum hydropiperoides* Michaux, reservatório do Passaúna, Região Metropolitana de Curitiba, Paraná, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 24:1065-1081.
- Compère, P. 1988. *Brachysira microcephala* (Grunow) Compère nom correct de “*Navicula exilis*” Grunow 1860 non Kutzing 1844. *Mémoires de la Société Royale de Botanique de Belgique* 10:9-11.
- Costa, L.F., Wetzel, C.E., Lange-Bertalot, H. Ector, L. & Bicudo, D.C. Taxonomy and ecology of *Eunotia* species (Cacillariophyta) in southeastern Brazilian reservoirs. *Bibliotheca Diatomologica* (em preparação).
- Costa, L.F., Wetzel, C.E., Ector, L. & Bicudo, D.C. 2016. *Eunotia enigmática* sp. nov. a new planktonic species from Brazil and comparison with the type of *Fragilaria braunii* Hustedt (Bacillariophyceae). *Fottea* (submetido).
- Costa-Böddeker, S., Bennion, H., Jesus, T.A., Albuquerque, A.L.S., Figueira, R.C.L. & Bicudo, D.C. 2012. Paleolimnologically inferred eutrophication of a shallow tropical urban reservoir, Southeast Brazil. *Journal of Paleolimnology* 48:751-766.
- Cumming, B.F., Laird, K.R., Gregory-Eaves I., Simpson, K.G., Sokal M.A., Nordin R.N. & Walker I.R. 2015. Tracking past changes in lake-water phosphorus with a 251-lake calibration dataset in British Columbia: tool development and application in a multiproxy assessment of eutrophication and recovery in Osoyoos Lake, a transboundary lake in Western North America. *Frontiers Ecology Evolution*. 3:84.
- Cunha, D.G.F. & Calijuri, M.C. 2011. Limiting factors for phytoplankton growth in subtropical reservoirs: the effect of light and nutrient availability in different longitudinal compartments. *Lake and Reservoir Management* 27: 162–172. DOI: 10.1080/07438141.2011.574974
- Davidson, T.A., Reid, M.A., Sayer, C.D. & Chilcott, S. 2013. Palaeolimnological records of shallow lake biodiversity change: exploring the merits of single versus multi-proxy approaches. *Journal of Paleolimnology* 49: 431-466.
- Davidson, T.A., & Jeppesen, R. 2013. The role of palaeolimnology in assessing eutrophication and its impact on lakes. *Journal of Paleolimnology* 49: 391–410. DOI 10.1007/s10933-012-9651-0
- Espíndola, E.L.G., Faria, O.B. & Leite, M.A. 2004. Reservatório de Salto Grande: uma caracterização geral do sistema. In: Reservatório de Salto Grande: caracterização, impactos e propostas de manejo. (Espíndola, E.L.G., Leite, M.A. & Dornfeld, C.B. eds.) RiMa Editora, São Carlos. p.1-18

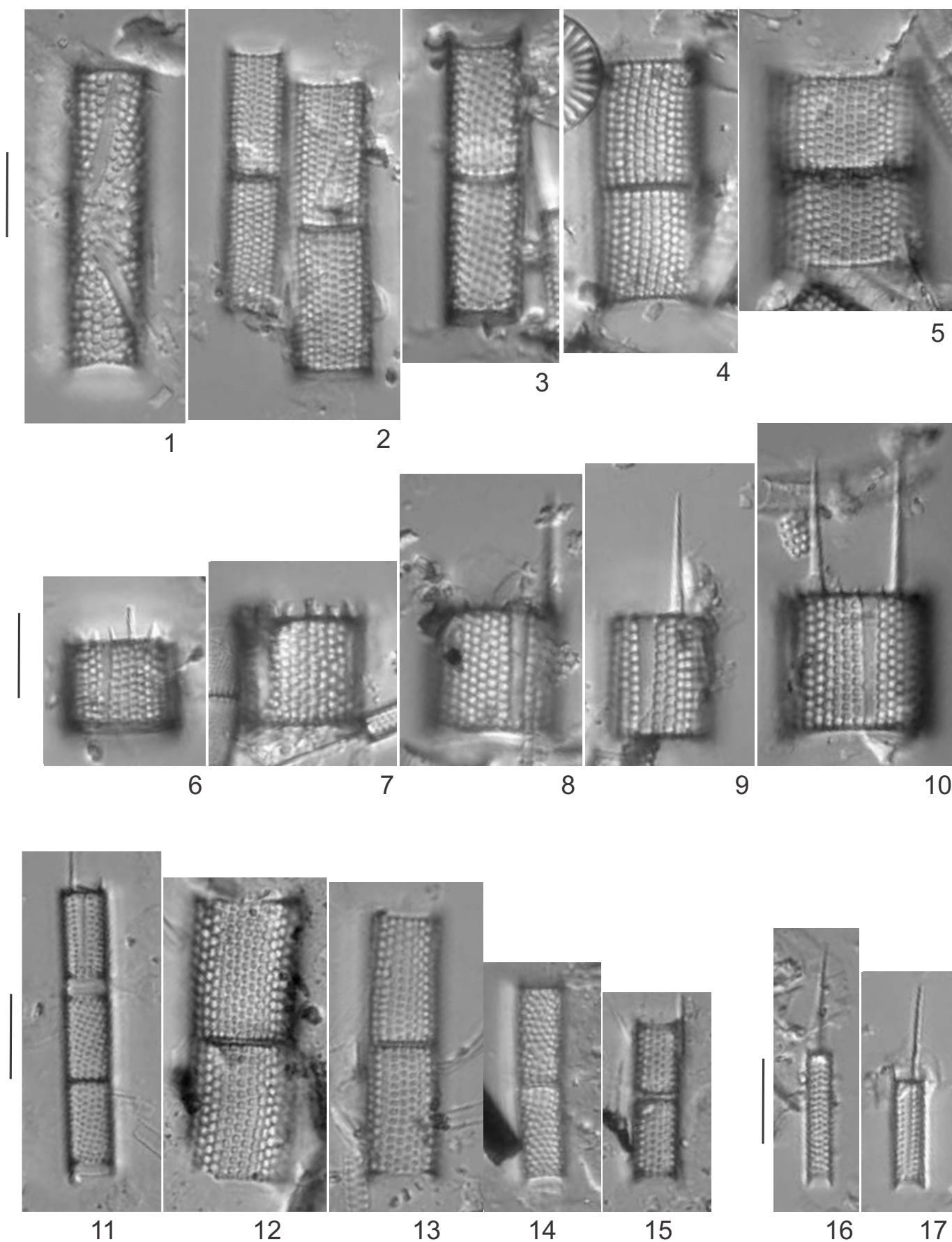
- Faustino, S.B.; Fontana, L.; Bartozek, E.C.R.; Bicudo, C.E.M. & Bicudo, D.C. 2016. Composition and distribution of diatom assemblages from core and surface sediments of a water supply reservoir in Southeastern Brazil. *Biota Neotropica* 16: e20150129.
- Ferreira, F.C. 2011. Adaptação do índice de assembléia de peixes em reservatórios (IAPR) às áreas das PCH'S- Usina Batista e Jorda Flor, Rio Turvo (SP). Tese de Doutorado, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro. 130 p.
- Fontana, L. & Bicudo, D.C. 2009. Diatomáceas (Bacillariophyceae) de sedimentos superficiais dos reservatórios em cascata do Rio Paranapanema (SP/PR, Brasil): Coscinodiscophyceae e Fragilariophyceae. *Hoehnea* 36:375-386.
- Fontana, L. & Bicudo, D.C. 2012. Biodiversidade e distribuição das diatomáceas (Bacillariophyceae) de sedimentos superficiais nos reservatórios em cascata do Rio Paranapanema (SP/PR, Brasil). *Hoehnea* 39:587-612.
- Fontana, L., Albuquerque, A.L.S., Brenner, M., Bonotto, D.M., Sabaris, T.P.P., Pires, M.A.F., Cotrim, M.E.B. & Bicudo, D.C. 2014. The eutrophication history of a tropical water supply reservoir in Brazil. *Journal of Paleolimnology* 51:29-43.
- Forzza, R.C.; Baumgratz, J.F.A.; Bicudo, C.E.M.; Canhos, D.A.L.; Carvalho Jr., A.A.; Coelho, M.A.N.; Costa, A.F.; Costa, D.P.; Hopkins, M.G.; Leitman, P.M.; Lohmann, L.G.; Lughadha, E.N.; Maia, L.M.; Martinelli, G.; Menezes, M.; Morim, M.P.; Peixoto, A.L.; Pirani, J.R.; Prado, J.; Queiroz, L.P.; Souza, S.; Souza, V.C.; Stehmann, J.R.; Sylvestre, L.S.; Walter, B.M & Zappi, D.C. 2012. New Brazilian Floristic List Highlights Conservation Challenges. *BioScience* 62: 39–45.
- Gregory-Eaves, I. & Beisner, B.E. 2011. Palaeolimnological insights for biodiversity science: an emerging field. *Freshwater Biology* 56:2653-2661.
- Guiry, M.D. & Guiry, G.M. 2016. *AlgaeBase*. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. <http://www.algaebase.org>; searched on 08 February 2016.
- Jeppesen, E., Jensen, S., Sondergaard, M., Lauridsen, T. & Landkildehus, F. (2000). Trophic structure, species richness and biodiversity in Danish lakes: changes along a phosphorus gradient. *Freshwater Biology* 45: 201-218.
- Krammer, K. & Lange-Bertalot, H. 1991. Die Sübwasserflora von Mitteleuropa. Bacillariophyceae 2-3. Stuttgart, Gustav Fisher.
- Krammer, K. 1997. Die cymbelloiden Diatomeen. Teil 1: Allgemeines und *Encyonema* Part. Bibliotheca Diatomologica, v. 36. Stuttgart, J. Cramer.
- Krammer, K. 2000. The genus *Pinnularia*. In: Lange-Bertalot (Ed.). Diatoms of Europe, v. 1. Ruggell, A.R.G. Gantner Verlag K.G.
- Lange-Bertalot, H. & Moser, G. 1994. *Brachysira* Monographie der Gattung. Bibliotheca Diatomologica, v. 29. Stuttgart, J. Cramer.
- Lange-Bertalot H. & Ulrich, S. (2014) Contributions to the taxonomy of needle-shaped *Fragilaria* and *Ulnaria* species. *Lauterbornia* 78: 1–73.
- Mann, D.G. & Droop, S.J.M. 1996. Biodiversity, biogeography and conservation of diatoms. *Hydrobiologia* 336: 19.
- Marquardt, G.C., Da Rocha, C.R.A., Wetzel, C.E., Ector, L. & Bicudo, C.E.M.. 2016. *Encyonema aquasedis* sp. nov. and *Kurtkrammeria salesopolensis* sp. nov.: two new

- freshwater diatom species (Cymbellales, Bacillariophyceae) from an oligotrophic reservoir in southeastern Brazil. *Phytotaxa* (no prelo).
- Medlin, L.K. & Kaczmarek, I. 2004. Evolution of the diatoms: V. Morphological and cytological support for the major clades and a taxonomic revision. *Phycologia* 43:245-270.
- Metzeltin, D., Lange-Bertalot, H. & Rodríguez-García, F. 2005. Diatoms of Uruguay compared with other taxa from South America and elsewhere. In *Iconographia Diatomologica* 15 (H. Lange-Bertalot, ed.), p.1-736.
- Metzeltin, D., & García-Rodríguez, F. 2012. Las diatomeas Uruguayas. 2nd. Dirac Ediciones, Facultad de Ciencias, Montevideo, Uruguay. 208p.
- Metzeltin, D. & Lange-Bertalot, H. 2007. Tropical Diatoms of the South America II. Special remarks on biogeographic disjunction. In *Iconografia Diatomologica* 18 (H. Lange-Bertalot, ed.), p.1-877.
- Metzeltin, D. & Lange-Bertalot, H. 1998. Tropical diatoms of the South America, 1. *Iconographia Diatomologica*, v. 5. Koenigstein, Koeltz Scientific Books.
- Millennium Ecosystem Assessment. 2005. Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis. Island Press, Washington, DC.
- Patrick, R. & Reimer, C.W. 1966. The diatoms of the United States. v. 2. Philadelphia, Academy of Natural Sciences.
- Pimm, S.L. & Raven, P. 2000. Biodiversity: Extinction by numbers. *Nature* 403: 843-845. doi:10.1038/35002708.
- Round, F.E.; Crawford, R.M. & Mann, D.G. 1990. The Diatoms: biology and morphology of the genera. Cambridge, Cambridge University Press.
- Santiago-Hussein, M.C. & De Oliveira, P.E. 2005. Taxonomia de diatomáceas fósseis do holoceno da Lagoa olho d'água, Recife-PE. *Geociências, Revista Universidade de Guarulhos* 6:17-34.
- Silva, P.D.A. & Bicudo, D.C. 2014. Diatomáceas planctônicas e de sedimentos superficiais em represas de abastecimento da Região Metropolitana de São Paulo, Sudeste do Brasil. *Hoehnea* 41: 187-207.
- Silva, A.M.; Ludwig, T.A.V.; Tremarin, P.I. & Vercellino, I.S. 2010. Diatomáceas Perifíticas em um Sistema Eutrófico Brasileiro (Reservatório do Iraí, Estado do Paraná). *Acta Botanica Brasilica* 24: 997-1016.
- Smol, J.P. & Stoermer, E.F. 2010. The Diatoms: Applications for the Environmental and Earth Sciences, 2nd Edition Published by Cambridge University Press. Cambridge University Press.
- Smol, J.P. 2008. Pollution of lakes and rivers: a paleoenvironmental perspective. 2 ed. 383p.
- Spaulding, S.A., Lubinski, D.J. & Potapova, M. 2010. Diatoms of the United States. <http://westerndiatoms.colorado.edu>. Accessed on 18 January, 2016.
- Stoermer, E.F. 2001. Diatom taxonomy for paleolimnologists. *Journal of Paleolimnology* 25: 393-398.

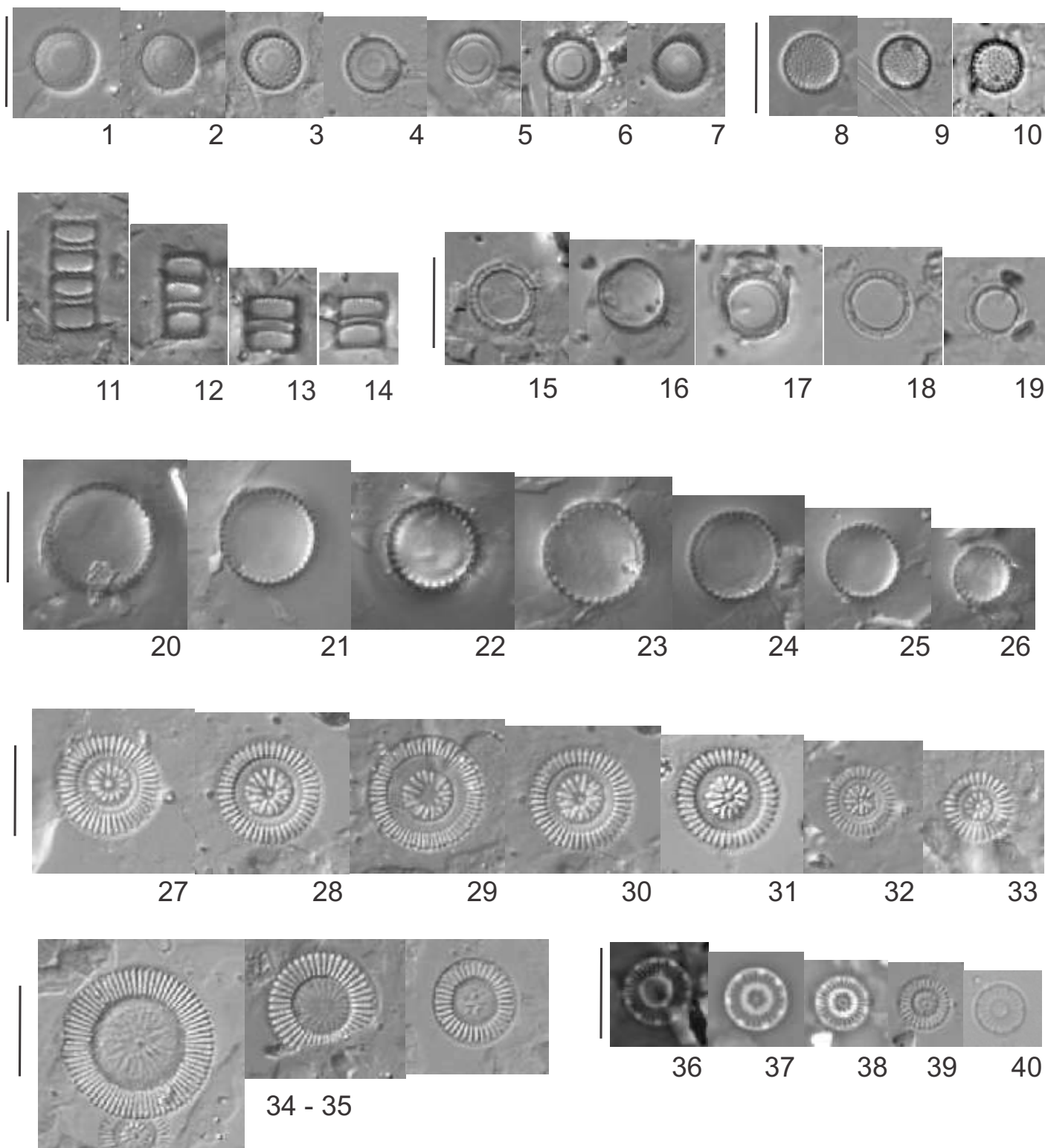
- Souza, G.S., Koenig, M.L. Leça, E.E. & Coêlho, M. 2007. Diatomáceas indicadoras de paleoambientes do Quaternário de Dois Irmãos, Recife, PE, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 21: 521-529.
- Tremarin, P.I., Ludwig, T.A.V. & Torgan, L.C. (2014) Four new *Aulacoseira* species (Coscinodiscophyceae) from Matogrossense Pantanal, Brazil. *Diatom Research* 29: 183–199. doi:10.1080/0269249X.2014.880072
- Tuji, A. 2007. Type examination of *Fragilaria gracilis* Østrup (Bacillariophyceae). *Bulletin of the National Science Museum* 33:9-12.
- Velgue, K., Vermaire, J.C. & Gregory-Eaves, I. 2012. Declines in littoral species richness across both spatial and temporal nutrient gradients: a palaeolimnology study of two taxonomic groups. *Freshwater Biology* 57: 2378-2389.
- Wengrat, S., Marquardt, G.C., Bicudo, D.C., Bicudo, C.E.M., Wetzel, C.E. & Ector, L. 2015. Type analysis of *Cymbella schubartii* and two new *Encyonopsis* species (Bacillariophyceae) from southeastern Brazil. *Phytotaxa* 221:247-264.
- Wetzel, C.E. & Ector, L. 2014. Taxonomy, distribution and autecology of *Planothidium bagualensis* sp. nov. (Bacillariophyta) a common monoraphid species from southern Brazilian rivers. *Phytotaxa* 156 :201-210.
- Wetzel, C.E., Ector, L., Hoffmann, L. & Bicudo, D.C. 2010. Colonial planktonic Eunotia (Bacillariophyceae) from Brazilian Amazon: Taxonomy and biogeographical considerations on the *E. asterionelloides* species complex. *Nova Hedwigia* 91: 49-86.
- Williams, D.M. & Reid, G. 2007. Large and species rich taxa: diatoms, geography and taxonomy. In Hodkinson, T.R. (Ed.). *Teconstraining the tree of life*. p. 299-316.
- Wolfe, A.P. & Kling, H.J. 2001. A consideration of some North American soft-water *Brachysira* taxa and description of *B. arctoborealis* sp. nov. In: Jahn, R., Kociolek, J.P., Witkowski, A. & Compère, P. (Eds.): *Lange-Bertalot-Festschrift*. 243-264p. *Studies on Diatoms*. Ruggell, A.R.G. Gantner Verlag K.G.



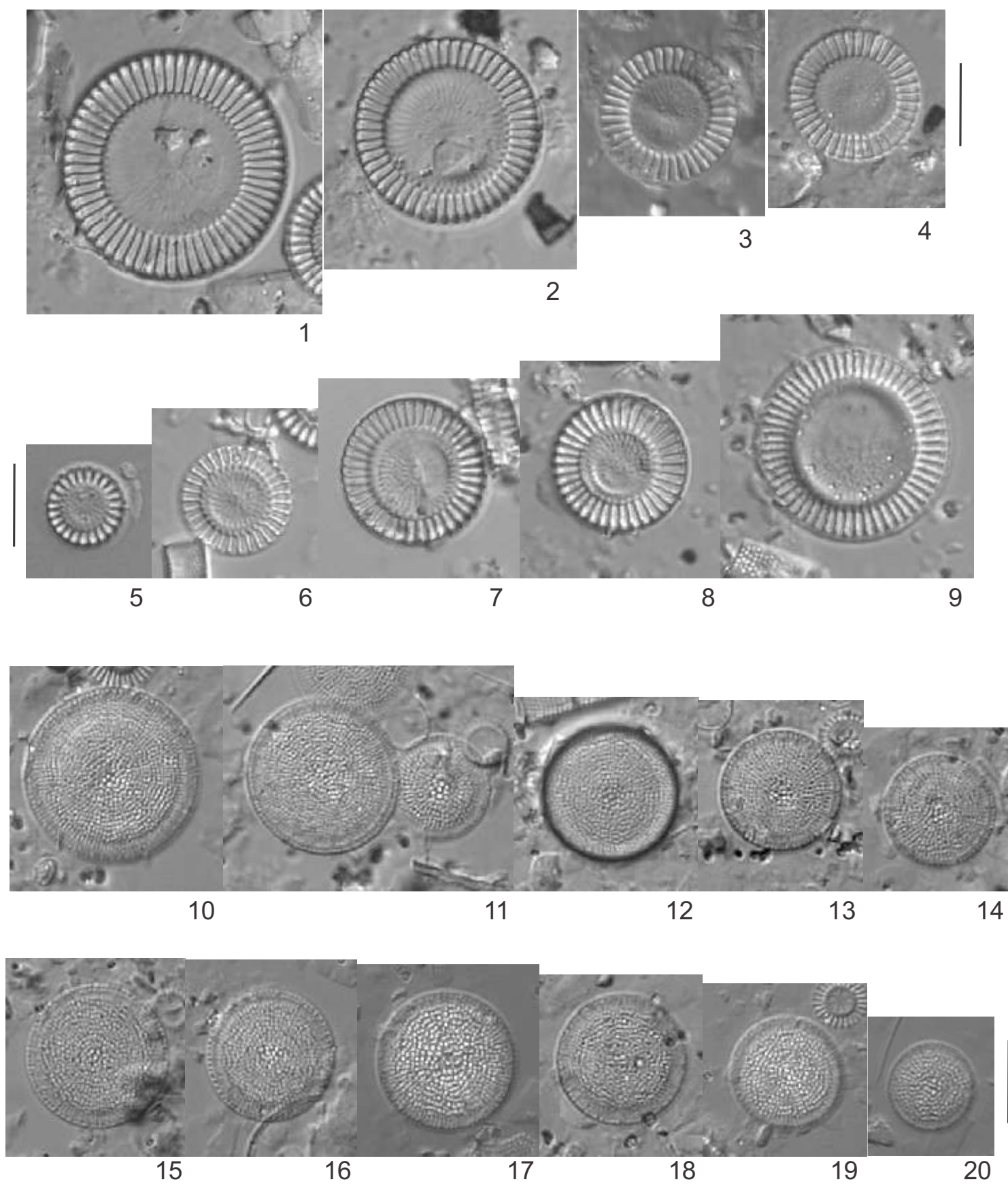
Prancha 1. Figs. 1-3. *Aulacoseira ambigua*, vista valvar (Rio Grande). Figs. 4-6. *Aulacoseira herzogii* (Rio Grande). Figs. 7-16 *Aulacoseira ambigua*, vista pleural (Rio Grande). Figs. 17-24. *A. ambigua* f. *japonica* (Salto Grande). Figs. 25-26. *A. ambigua* f. *japonica* (Rio Grande). Escala = 10



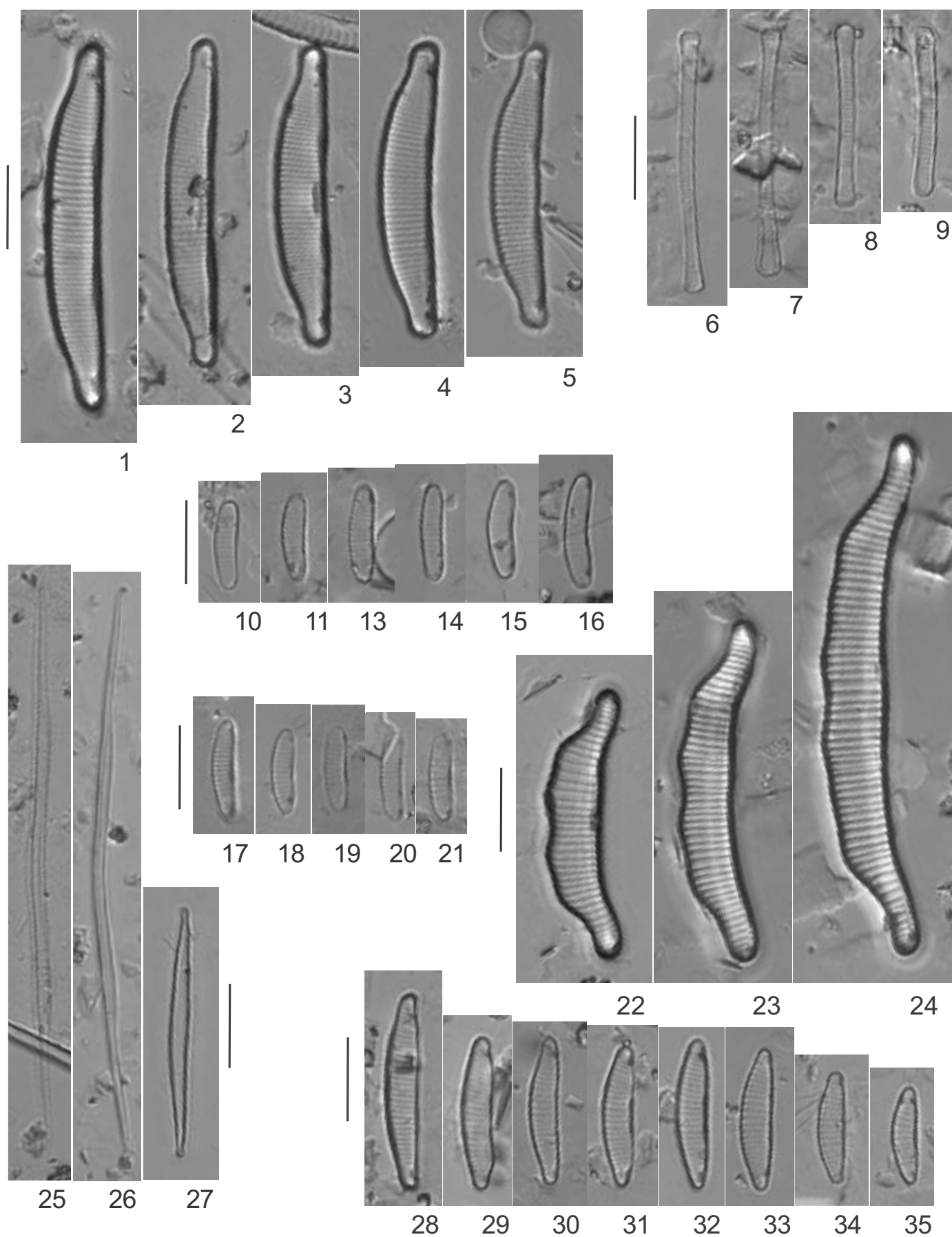
Prancha 2. Figs. 1-10. *Aulacoseira granulata* var. *granulata* (Salto Grande). Figs. 11-15. *Aulacoseira granulata* var. *granulata* (Rio Grande). Figs. 16-17. *Aulacoseira granulata* var. *angustissima* (Rio Grande). Escala = 10 µm.



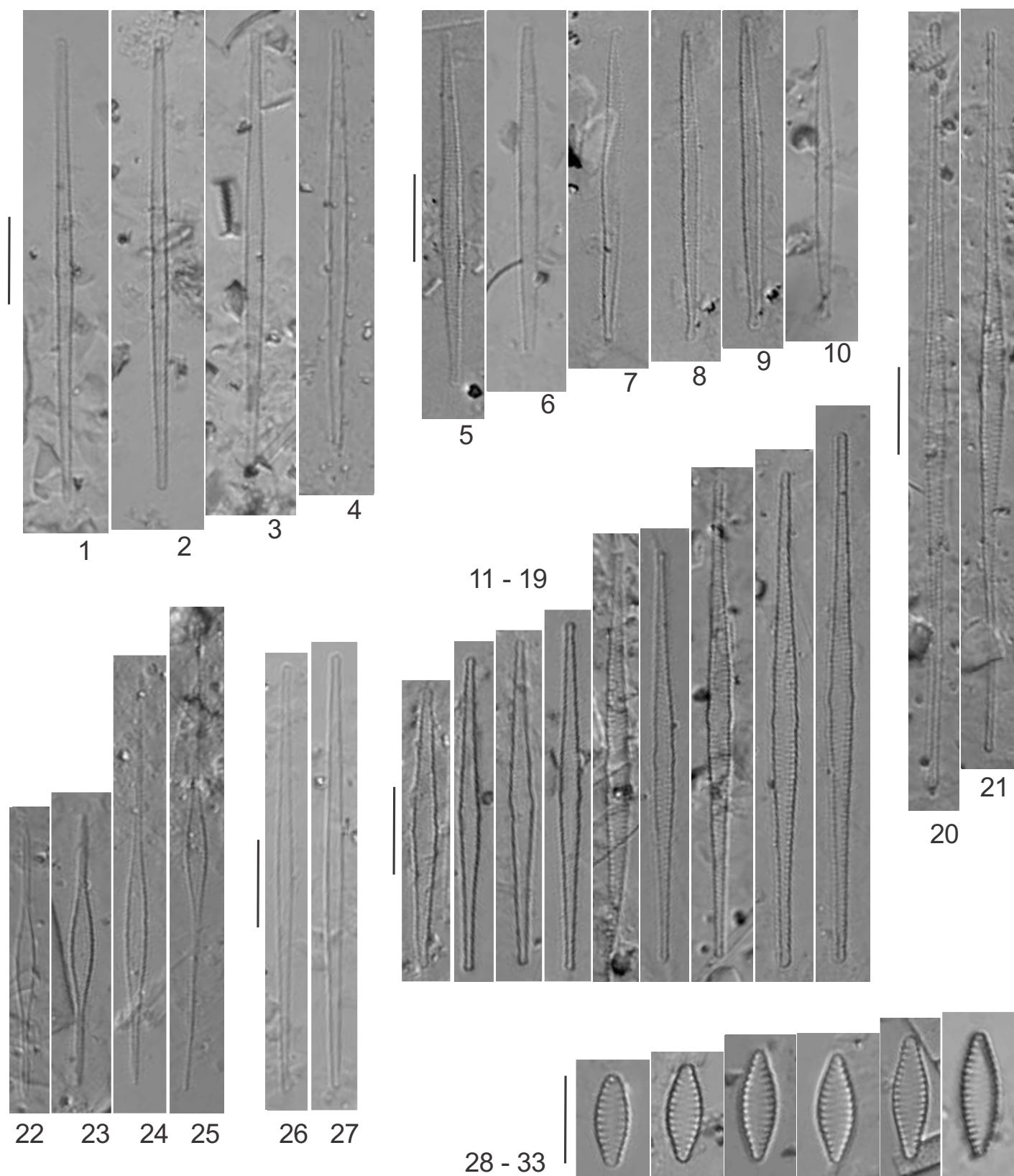
Prancha 3. Figs. 1-7. *Aulacoseira pusilla* vista valvar (Rio Grande). Figs. 8-10. *Aulacoseira tenella* (Rio Grande). Figs. 11-14. *Aulacoseira pusilla* vista pleural (Paineiras). Figs. 15-19. *Aulacoseira* sp. 7 (Salto Grande). Figs. 20-26. *Aulacoseira* sp. 1 (Rio Grande). Figs. 27-35. *Discostella steliger* (Rio Grande). Figs. 36-40. *Discostella pseudosteliger* (Rio Grande). Escala = 10 μ m.



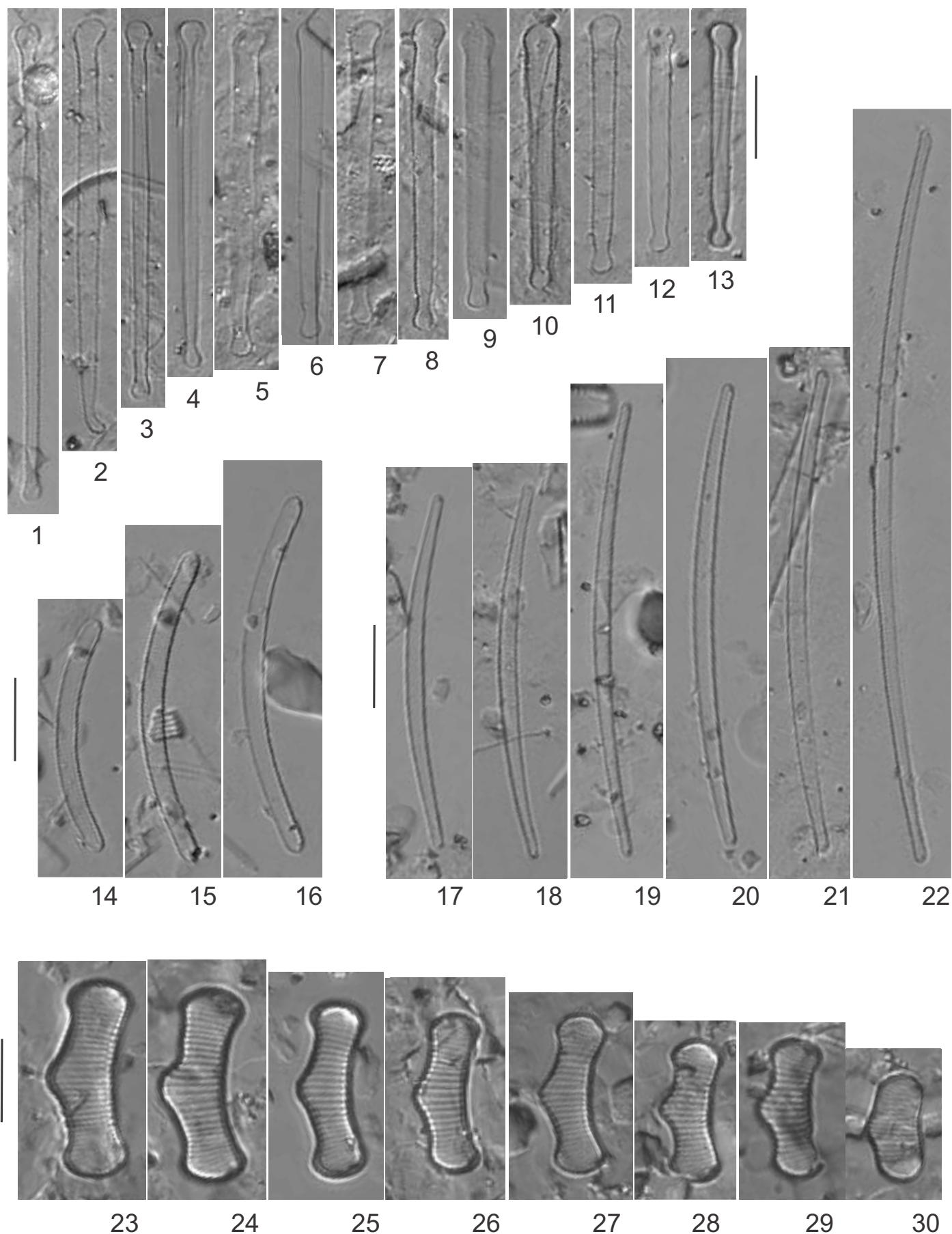
Prancha 4. Figs. 1-9. *Cyclotella meneghiniana*. Figs 1-4. Represa Rio Grande. Figs. 5-9. Represa Salto Grande. Figs. 10-20. *Spicaticriba rudis* (Paineiras). Escala = 10 μ m.



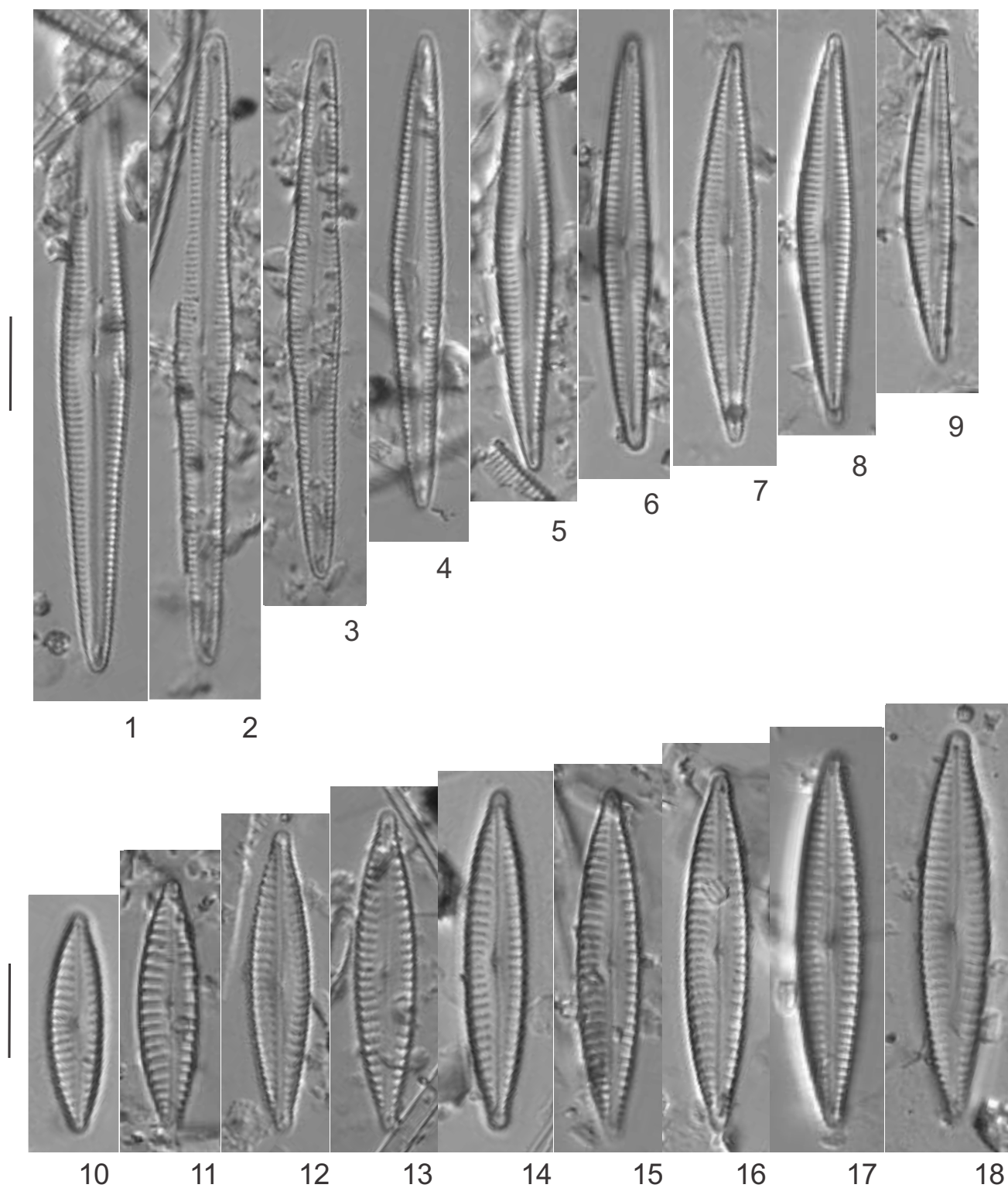
Prancha 7. Figs.1-5. *Eunotia veneris* (Ribeirão do Campo). Figs.6-9. *Eunotia waimiriorum* (Paineiras). Figs.10-22. *Eunotia* sp. 8 (Figs. 10-16 Ribeirão do Campo. Figs. 17-21 Rio Grande). Figs. 22-24. *Eunotia* sp. 10 (Ribeirão do Campo). Figs. 25-27. *Eunotia* sp. 1 (Ribeirão do Campo). Figs. 28-35. *Eunotia* sp. 5 (Ribeirão do Campo). Escala = 10 μ m.



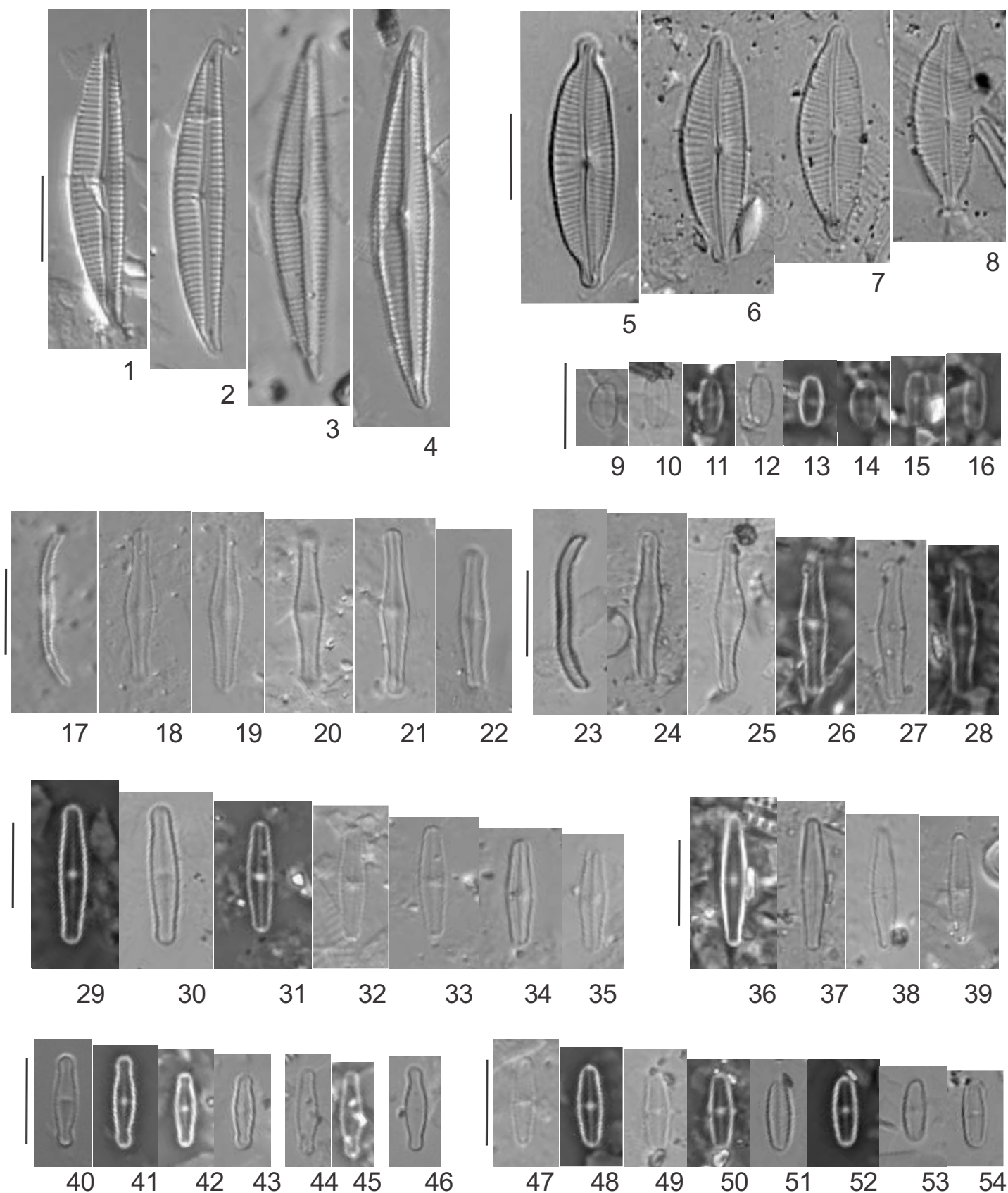
Prancha 5. Figs. 1-4. *Fragilaria* sp. 4 (Rio Grande). Figs. 5-10. *Fragilaria aquaplus* (Rio Grande). Fig. 11-19. *Fragilaria* cf. *fusa* (Rio Grande). Figs. 20-21. *Fragilaria* sp. 3 (Rio Grande). Fig. 22-25. *Fragilaria longifusiformes* (Rio Grande). Fig. 26-27. *Fragilaria* sp. 4 (Rio Grande). Fig. 28-33. *Pseudostaurosira brevistriata* (Salto Grande). Escala = 10 µm.



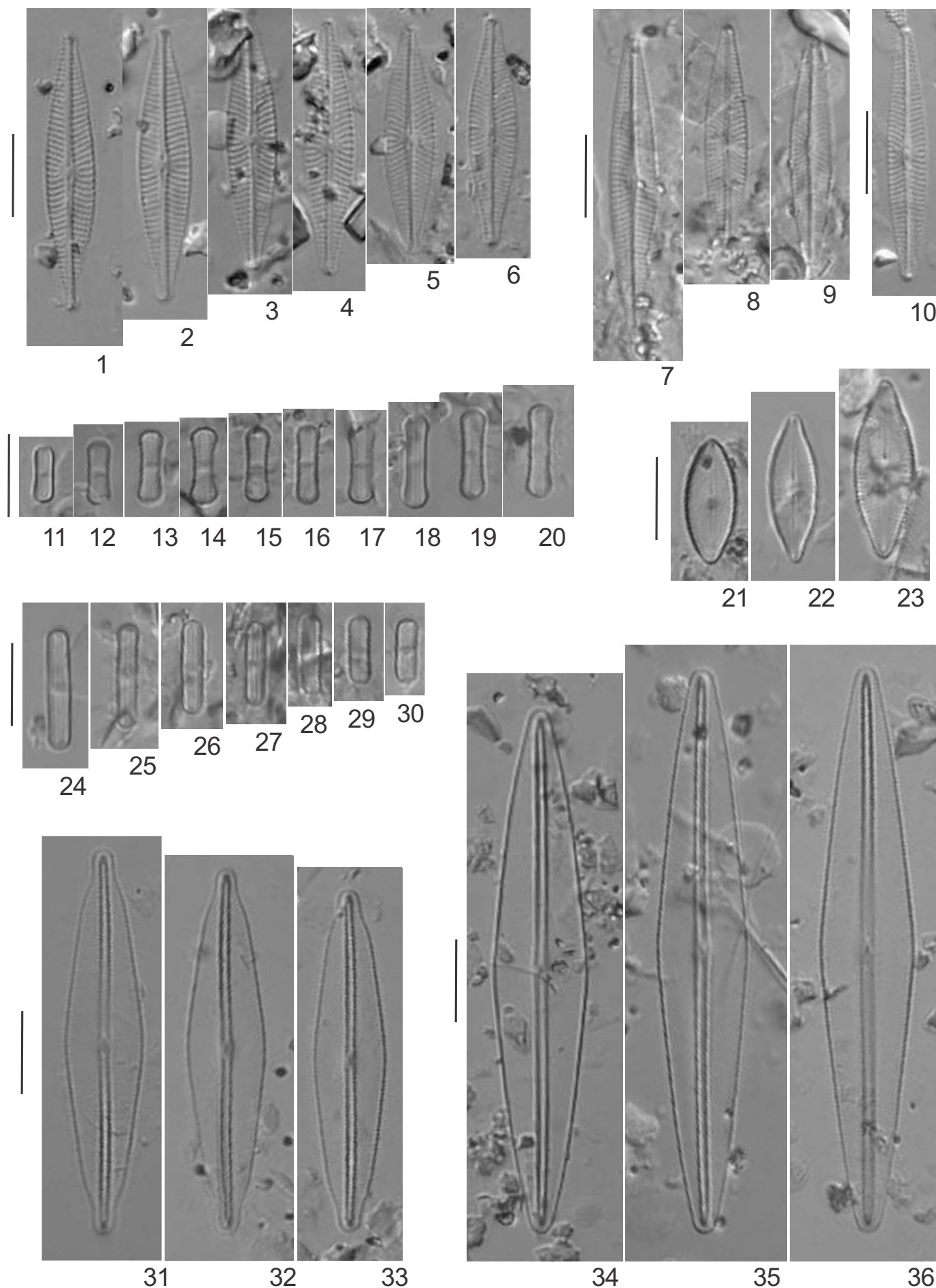
Prancha 6. Figs. 1-13. *Asterionella formosa* (Rio Grande). Figs. 14-16. *Eunotia mucophila* (Ribeirão Pequeno). Figs. 17-22. *Eunotia naegueli* (Ribeirão do Campo). Figs. 23-30. *Eunotia rabenhorstii* (Paineiras). Escala = 10 μ m.



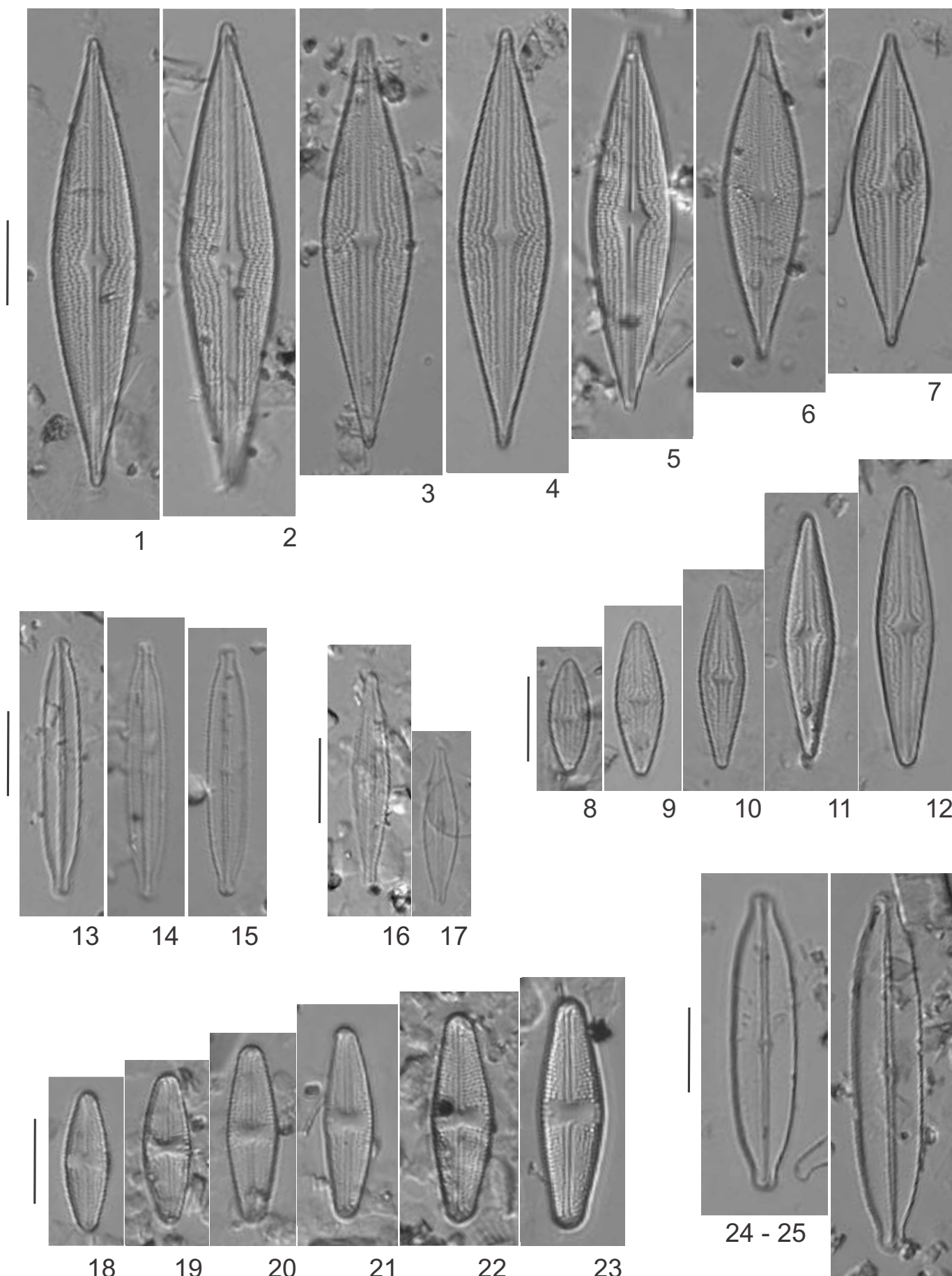
Prancha 8. Figs. 1-9. *Encyonopsis* sp. 1 (Ribeirão do Campo). Figs. 10-18. *Encyonopsis sanctipaulensis* (Ribeirão do Campo). Escala = 10 μ m.



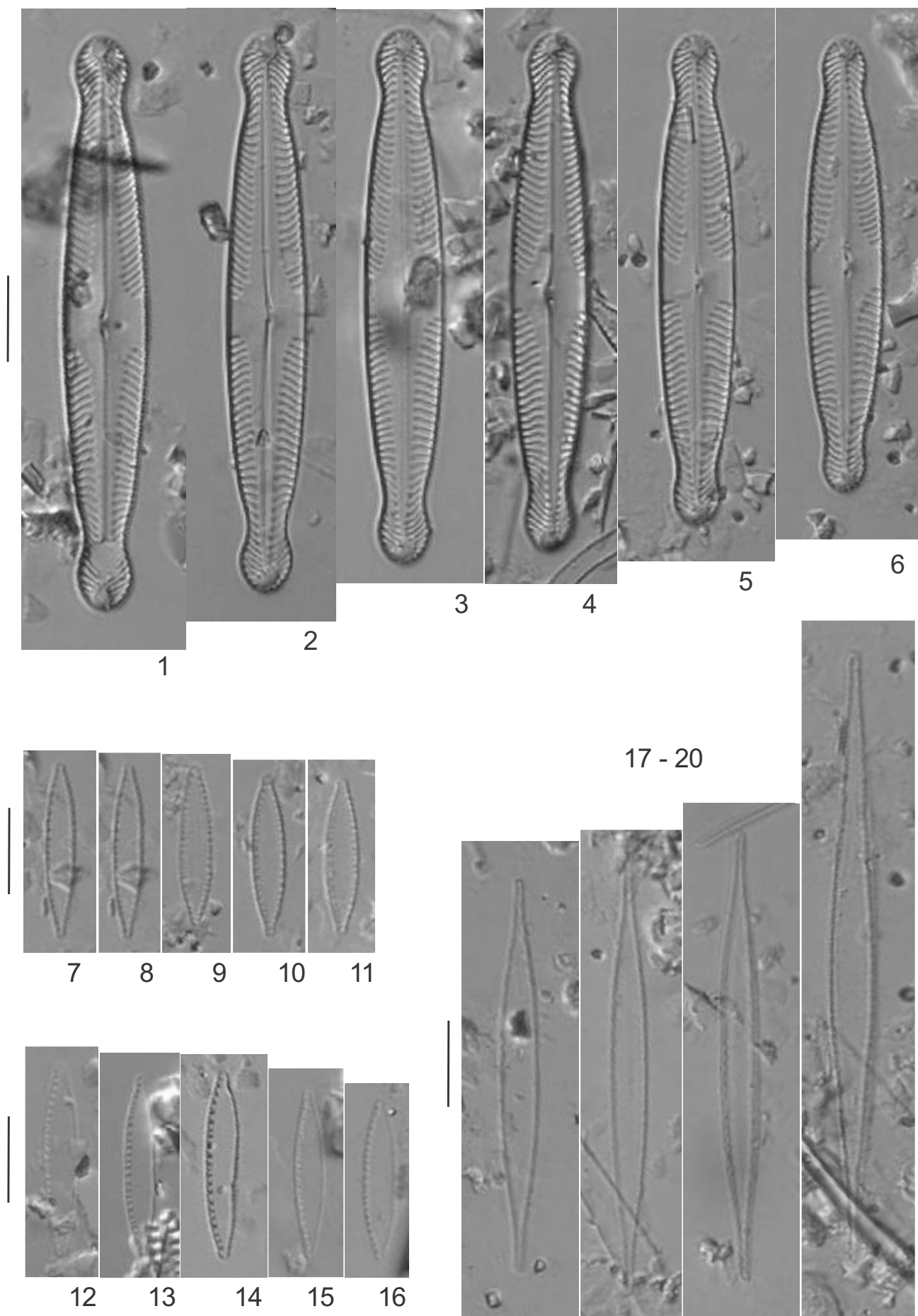
Prancha 9. Figs. 1-4. *Encyonema neogracile* (Rio Grande). Figs. 5-8. *Cymboplectra naviculiformes* (Rio Grande). Figs. 9-16. *Achnanthisdium* sp. 2 (Rio Grande). Figs. 17-28. *Achnanthisdium catenatum* (Rio Grande). Figs. 29-35. *Achnanthisdium* cf. *catenatum* (Rio Grande). Figs. 36-39 *Achnanthisdium minutissimum* (Rio Grande). Figs. 40-46. *Achnanthisdium macrocephalum* (Rio Grande, Paineiras e Ribeirão do Campo). Figs. 47-54. *Achnanthisdium saprophilum* (Rio Grande). Escala = 10 μ m.



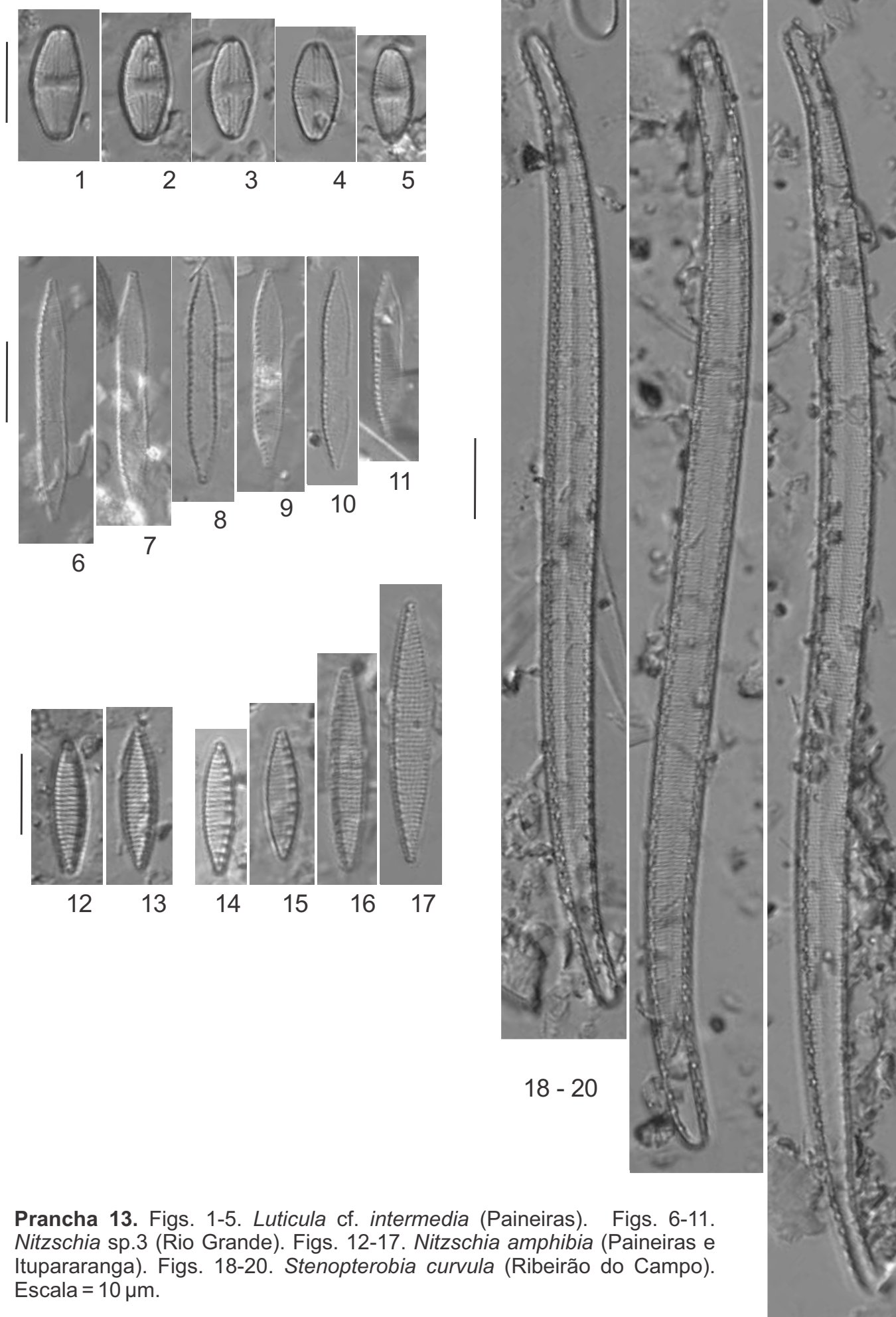
Prancha 10. Figs. 1-6. *Navicula cryptocephala* (Rio Grande). Figs. 7-10. *Navicula notha* (Paineiras e Rio grande). Figs. 11-20. *Humidophila contenta* (Paineiras). Figs. 21-23. *Diadesmis confervacea* (Salto Grande). Figs. 24-30. *Diadesmis cf. pantropica* (Paineiras). Figs. 31-33. *Frustulia crassinervia* (Ribeirão do Campo). Figs. 34-36. *Frustulia saxonica* (Ribeirão do Campo). Escala = 10 µm.



Prancha 11. Figs. 1-7. *Brachysira neoacuta* (Ribeirão do Campo). Figs. 8-12. *Brachysira brebissoni* (Ribeirão do Campo). Figs. 13-15. *Kobayasiella parasubtilissima* (Ribeirão do Campo). Figs. 16-17. *Brachysira microcephala* (Paineiras). Figs. 18-23. *Luticola intermedia* (Paineiras). Figs. 24-25. *Kobayasiella subtilissima* (Ribeirão do Campo). Escala = 10 µm.



Prancha 12. Figs. 1-6. *Pinnularia* sp. 2 (Ribeirão do Campo). Figs. 7-11. *Nitzschia* sp. 5 (Tatu). Figs. 12-16. *Nitzschia palea* (Salto Grande). Figs. 17-29. *Stenopterobia delicatissima* (Ribeirão do Campo). Escala = 10 µm.



Prancha 13. Figs. 1-5. *Luticula* cf. *intermedia* (Paineiras). Figs. 6-11. *Nitzschia* sp.3 (Rio Grande). Figs. 12-17. *Nitzschia amphibia* (Paineiras e Itupararanga). Figs. 18-20. *Stenopterobia curvula* (Ribeirão do Campo). Escala = 10 μm.

CAPITULO 4

Type analysis of *Cymbella schubartii* and two new *Encyonopsis* species (Bacillariophyceae) from southeastern Brazil

<http://dx.doi.org/10.11646/phytotaxa.221.3.3>

Simone Wengrat^{1*}, Gisele C. Marquardt¹, Denise C. Bicudo¹, Carlos E. De M. Bicudo¹,
Carlos E. Wetzel² & Luc Ector²

¹ Instituto de Botânica, Department of Ecology, São Paulo, SP, Brazil

² Luxembourg Institute of Science and Technology (LIST), Environmental Research & Innovation (ERIN) Department, Belvaux, Grand-duchy of Luxembourg

* Corresponding author (E-mail: siwbio@gmail.com)

Abstract

The type material of *Cymbella schubartii* was studied in order to clarify the differences and similarities within the complex of *Encyonopsis* species observed in southeastern Brazilian water bodies. Detailed examination using light and scanning electron microscopy of modern populations led us to propose two new *Encyonopsis* species, which are here described in details. Morphometric analysis of the valve shape supported the separation of four species: *Encyonopsis schubartii*, *E. difficilis*, *E. sanctipaulensis*, *sp. nov.* and *E. linensis*, *sp. nov.* Additionally, *Cymbella perpusilla* var. *moreirae* is formally transferred to the genus *Encyonopsis*. Regarding their ecological preferences, these species were found in rivers and reservoirs, especially in oligotrophic and oligo-mesotrophic environments.

Key words: Diatoms, *Encyonopsis*, geometric morphometry, new species, type material, ultrastructure

Introduction

Diatoms belonging to genus *Encyonopsis* Krammer (1997a: 156) constitute a heterogeneous group both morphologically and ecologically, mostly reported in oligotrophic systems (*e.g.* Krammer 1997b). The genus derived from *Cymbella* C. Agardh (1830: 1) and was described to accommodate a series of small to moderately large freshwater species. The main morphological characteristics that distinguish it from *Cymbella*, *Cymbopleura* Krammer (1999: 292), *Encyonema* Kützing (1833: 589) and recently, *Kurtkrammeria* Bahls (2015: 6); include: i) valves weakly dorsiventral, sometimes even naviculoid, ii) filiform raphe, slightly ventrally curved, with distal fissures turned to the ventral side and proximal endings dorsally turned, iii) absence of both apical pore fields, iv) isolated pores (stigmata and stigmoids) may be present on the dorsal side of the central area, and v) presence of small, rounded to transapically elongated areolae arranged in uniseriate striae (Krammer 1997b, Van de Vijver *et al.* 2012, Potapova 2014).

Krammer (1997b) transferred many species previously belonging to *Cymbella* and described several new taxa of *Encyonopsis*. According to the Catalogue of Diatom Names database (Fourtanier & Kociolek 2011), more than 77% of the 129 *Encyonopsis* species and varieties were described by Krammer (1997b). More recently, there has been an increase in the description of new *Encyonopsis* taxa, including studies in Europe (Van de Vijver *et al.* 2009, 2012), Siberia (Potapova *et al.* 2014), and important contributions in North America with the proposal of 20 new species of *Encyonopsis* (Bahls 2013, Graeff & Kociolek 2013). Furthermore, some new *Encyonopsis* species from Costa Rica, Panama and Réunion Island were described by Wydrzycka & Lange-Bertalot (2001), Metzeltin & Lange-Bertalot (2009) and Le Cohu *et al.* (2014).

Most species of *Encyonopsis schubartii* (Hustedt) Krammer complex were described by studies in South America. *Encyonopsis difficilis* (Krasske) Krammer (1997b: 121) was described from Chile by Krasske (1939: 403 as *Cymbella difficilis*) and subsequently reported as common epiphytic in *Sphagnum* in Santanna, Brazil (Krasske 1948). *Encyonopsis schubartii* (Hustedt) Krammer (1997b: 125) was originally described from Lagoa de Carrinho, municipality of Pirassununga, São Paulo State, Brazil (Hustedt 1955: 59 as *Cymbella schubartii*). *Encyonopsis difficiliformis* Krammer was described from Chile (Krammer 1997b: 122) and *E. subcapitata* Krammer from Venezuela (Krammer 1997b: 127). However, the ultrastructure of these species remain unknown, except for *E. difficilis* (Krammer 1997b). Further studies concerning *Encyonopsis* species are still rare

in South America, although some species have been illustrated in floras from the Amazonian region and the Andes mountain range (e.g. Metzeltin & Lange-Bertalot 1998, Rumrich *et al.* 2000, Morales *et al.* 2007, Vouilloud *et al.* 2010), as well as in recent floras from Brazil (Raupp *et al.* 2006, Silva *et al.* 2010). Rodrigues (1988: 101) described the new variety *Cymbella perpusilla* var. *moreirae* Lili. Rodrigues from São Paulo State, Almeida & Bicudo (2014) reported *Encyonopsis* cf. *schubartii*, and Marquardt & Bicudo (2014) found *E. difficilis* and the two new species here proposed described by these authors as *Encyonopsis* sp.

Encyonopsis schubartii species complex has been found in several materials from São Paulo State. These species occur in rivers and reservoirs, especially in oligotrophic and oligo-mesotrophic environments, from different habitats such as plankton, periphyton, metaphyton and benthos (surface sediments and sediment cores). The purpose of this study is to clarify the differences and similarities among four species within the *E. schubartii* complex, including a detailed examination of the type material of *E. schubartii*, several southeastern Brazilian populations of this species, *E. difficilis* from São Paulo material, and the description of two new species. We provide morphological details of these species based on light (LM) and scanning electron (SEM) microscopy images, as well as morphometric analysis. In addition, we propose the transfer of *Cymbella perpusilla* var. *moreirae* to the genus *Encyonopsis* based on the morphological similarities of this species with *E. schubartii*.

Material and methods

Located in southeastern Brazil, the state of São Paulo has some preserved areas dominated by rainforest vegetation and densely populated areas, such as the Greater São Paulo with near 20 million inhabitants. The state is divided into 645 municipalities (IBGE 2014), from which 92 were sampled and in 14 of them we found species of the *Encyonopsis schubartii* complex (Fig. 1).

A total of 330 samples, including herbarium samples (130 samples, 1962–2001), modern samples (196 samples, 2009–2012) and sediment cores (four samples, 1958 and 2013) were collected from different environments (lotic, semi-lentic and lentic) and habitats (plankton, periphyton and benthos). Table 1 describes the samples that included material of the species complex studied. Modern plankton samples were collected with a 20 µm-mesh nylon plankton net and a Van Dorn water sampler. Periphytic material was

scrapped from stones and macrophytes (floating and/or submerged). Benthic diatoms were sampled from the surface sediments (2 cm) with a gravity corer (UWITEC) and the sediment core was collected by divers using an acrylic tube.

Samples were cleaned using H₂O₂ according to Battarbee (1986) and permanent diatom preparations were mounted using Naphrax. LM analyses were performed using a Zeiss Axio Imager A2 equipped with DIC and a digital camera model AxioCamMR5. For scanning electron microscopy (SEM), parts of the oxidized suspensions were filtered and rinsed with additional deionized water through a 3 µm Isopore™ polycarbonate membrane filter (Merck Millipore). Filters were mounted on aluminium stubs and coated with platinum using a BAL-TEC MED 020 Modular High Vacuum Coating System for 30s at 100mA. A Hitachi SU-70 ultra-high-resolution analytical field emission (FE) scanning electron microscope (Hitachi High-Technologies Corporation, Tokyo, Japan), operated at 5 kV and with a 10 mm working distance, was used for the analysis. SEM images were taken using the upper (SE-U) detector signal. Photomicrographs were digitally manipulated and plates containing light and scanning electron microscopy images were created using CorelDraw X6®.

Holotype permanent slides and the raw and cleaned samples were deposited at the “Herbário Científico do Estado Maria Eneyda P. Kauffmann Fidalgo” (SP), Brazil. Isotype permanent slides were deposited at the National Botanic Garden, Meise, Belgium (BR).

The type material of *Cymbella schubartii* Hustedt (slide AM989, Hustedt Collection) was also studied using both light (LM) and scanning electron microscopy (SEM).

Frustule dimensions (length, width and striae density) were obtained based on at least 50 valves. Morphological terminology followed Anonymous (1975), Ross *et al.* (1979), Round *et al.* (1990) and Krammer (1997a, b).

Geometric morphometry was used to evaluate if LM distinguishable taxa represent well-circumscribed variants. Shape analysis may become important in a number of situations, as to numerically differentiate specimens that are visually similar (Pappas *et al.* 2014). In the present study, 24 landmarks were positioned at certain points of the valve (Fig. 2) and digitalized using tpsDig2 software (Rohlf 2004). These points were selected to maximally cover the morphological variation within the range of the population studied. Of the 24 landmarks, 20 were located in fixed positions (landmarks 1–10 and 15–24) and 4 (11–14) were semi-landmarks, that depicted the outline of the valve between the fixed landmarks.

Landmarks Cartesian coordinates were aligned (translated, rotated and scaled) by the Procrustes generalized orthogonal least-squared superimposition procedure (Rohlf & Slice 1990). Nonmetric multidimensional scaling (NMDS) multivariate analysis was carried out for the resulting normalized coordinates by means of the Past software version 1.78 (Hammer *et al.* 2001). To visualize the size and the shape of the scatter plot for each predefined group, confidence ellipses (0.95) were added in the resulting graphs. Finally, analysis of similarity (ANOSIM) was performed between the Cartesian coordinates of resulting groups in the NMDS using the Euclidean distance measure. For this analysis, a total of 15 LM photographs were taken from the type material of *E. schubartii* (Pirassununga, Lagoa de Carrinho, São Paulo State), 15 from *E. schubartii* São Paulo State populations, 25 from *E. difficilis* (pond in São Carlos city, São Paulo State), 34 from *E. sanctipaulensis* sp. nov. (Billings Reservoir, São Paulo State), 15 from *E. sanctipaulensis* sp. nov. (Ribeirão do Campo Reservoir, São Paulo State) and 21 from *E. linensis* sp. nov. (marsh in Lins city, São Paulo State).

Results and discussion

Taxonomic descriptions

Encyonopsis schubartii (Hustedt) Krammer, *Bibliotheca Diatomologica* 37: 125, fig. 158: 10–12. 1997b (Figs 3–19).

Basionym: *Cymbella schubartii* Hustedt, *Abhandlungen Naturwissenschaftlicher Verein zu Bremen* 34: 59, figs 22–23. 1955.

Type:—BRAZIL. Pirassununga: Lagoa do Carrinho, 22°02'25"S, 47°25'27"W, *O. Schubart*, 10 December 1948 (holotype BRM!, slide AM989, preparation 316/60, Hustedt Collection, Alfred-Wegener-Institut für Polar- und Meeresforschung, Bremerhaven, Germany)

Light microscopy:—(Figs 3–12) Valves slightly asymmetric, slightly dorsiventral, elliptic-lanceolate to linear-lanceolate, dorsal and ventral margins slightly convex; rounded apices subcapitate to capitate; length 21.5–30.0 µm, width 5.7–6.5 µm, l/w ratio 4.4–4.8; axial area narrow, linear to slightly lanceolate; central area absent; raphe branches straight or weakly undulating, linear, approximately at the median valve region, proximal ends of raphe slightly rounded, dorsally bent; terminal fissures indistinct or ventrally bent; striae almost parallel to slightly radiate in the center and becoming slightly

radiate towards the valve apices. Dorsal striae 10–12 in 10 μm , at the ends 11–12 striae in 10 μm ; areolae not discernible in LM; stigmoid absent.

Scanning electron microscopy:—(Figs 13–19) Striae uniseriate composed by elongate foramina appearing as narrow slits (Figs 13–15), turning shorter towards the apices. Stigmoid absent. Raphe slightly sinuous externally, curved to the dorsal side at the center, terminating in expanded, very weakly deflected pores (Figs 13–15); terminal fissures hooked towards the ventral margin (Fig. 15). Girdle bands with a line of small poroids (Fig. 16). Inner raphe fissure straight, with an intermissio near the central nodule (Fig. 18). Distal raphe endings terminating in helictoglossae (Fig. 17). Internal areolae: struts provide structural support to the foramen, whose opening bears three spines at each side (Figs 17–18). Intermissio with small pores (Fig. 19). 34–36 areolae in 10 μm .

Morphological examination:—The *E. schubartii* populations from São Paulo State (Figs 20–30 (LM) and Figs 31–35 (SEM)) showed valves somewhat more linear-lanceolate, with wider and more lanceolate axial areas when compared with the type material. Regarding the description and illustration provided for *Cymbella perpusilla* var. *moreirae* in Rodrigues (1988), despite its similarity with the species presently illustrated, there are differences with respect to the measurements, since *C. perpusilla* var. *moreirae* presented less striae (7–8 instead of 10–12 in 10 μm) and a wider axial area than *E. schubartii*.

Ecology:—Known from oligotrophic waters (Krammer 1997b), the species was found in this study in the periphyton of a pond with *Eichhornia*, *Nymphaea* and Cyperaceae (São Carlos city, São Paulo State), in the plankton from a marsh (Casa Branca city, São Paulo State, associated with *Encyonopsis difficilis*) and in the surface sediments from a mesotrophic reservoir (Rio Pequeno branch, São Paulo city). These waters are acid, with low pH (5.1), conductivity (31–32 $\mu\text{S cm}^{-1}$), TP concentrations (10 $\mu\text{g L}^{-1}$), and moderate TN concentrations (298–632 $\mu\text{g L}^{-1}$), associated with *Brachysira brebissonii* R. Ross in Hartley (1986: 607), *Eunotia veneris* (Kützinger 1844: 40) De Toni (1892: 794) and *Frustulia crassinervia* (Brébisson in W. Smith 1853: 47) Lange-Bertalot & Krammer in Lange-Bertalot & Metzeltin (1996: 57).

Encyonopsis sanctipaulensis Wengrat, Marquardt & C.E. Wetzel, *sp. nov.* (Figs 36–54)
Light microscopy (Figs 36–50): valves slightly asymmetric, slightly dorsiventral, elliptic-lanceolate, dorsal and ventral margins slightly convex. Apices rounded, rostrate, mostly slightly curved to the ventral margin. Length 21.4–32.0 μm , width 5.2–6.5 μm ,

l/w ratio 4.1–5.4. Axial area moderately narrow, lanceolate, gradually widening towards the median region of valve. Central area absent. Raphe branches straight or faintly undulate, linear, approximately in the median region of the valve; proximal ends slightly rounded, dorsally bent; terminal fissures indistinct or ventrally bent. Striae almost parallel to weakly radiate in the center, becoming radiate towards the apices. Dorsal striae 9–11 in 10 μm , ventral striae 9–11 in 10 μm , at the ends 10–11 (12) striae in 10 μm ; areolae not discernible in LM; stigmoid absent. Scanning electron microscopy (Figs 51–54): striae uniseriate composed by elongate foramina appearing as narrow slits (Figs 51–52), turning shorter towards the apices. Stigmoid absent. Raphe slightly sinuous externally, curved to the dorsal side at the center, terminating in expanded, very weakly deflected pores (Fig. 52); terminal fissures hooked towards the ventral margin (Fig. 52). Inner raphe fissure straight, with an intermissio near the central nodule (Fig. 53). Distal raphe endings terminating in helictoglossae (Fig. 54). Internal areolae: struts provide structural support to the foramen, whose opening bears three spines at each side (Fig. 54). 34–36 areolae in 10 μm .

Type:—BRAZIL. São Paulo: Billings Reservoir, Rio Pequeno branch, 23° 47.027' S, 46° 26. 188' W, *S. Wengrat & D. Bicudo*, 6 August 2009 (holotype SP!, slide 401589, Herbário Científico do Estado Maria Eneyda P. Kauffmann Fidalgo, São Paulo, Brazil, depicted in Figs 36–50. Isotype BR!, slide 4422, National Botanic Garden, Meise, Belgium).

Etymology:—From São Paulo State, where the collecting sites are located.

Morphological examination:—The benthic populations from Ribeirão do Campo Reservoir showed more stable morphological characteristics (Figs 36–40). However, the populations from Billings Reservoir included some smaller individuals, some of them with more symmetrical valves and more extended apices, and some others with more asymmetrical valves, with shortened subrostrate apices (Figs 46–50). Both populations showed, however, a continuous range of morphological features and striation pattern evidencing their conspecificity.

Although having similar valve length, *E. sanctipaulensis* and *E. subcapitata* Krammer (1997b: fig. 180: 1–4) can be distinguished from one another mainly by the shape of their valve apices: *E. sanctipaulensis* has more rostrate, elongated and protracted apices, while *E. subcapitata* is subcapitate, especially in larger specimens. In addition, valves of *E. subcapitata* are wider (8–9 μm) and have less striae in 10 μm (8–9). The valve apices

may also distinguish *E. sanctipaulensis* from *E. schubartii* and *E. difficilis*. *Encyonopsis schubartii* has subcapitate to capitate valve ends, besides, the axial area is narrower and less lanceolate than in *E. sanctipaulensis*, while *E. difficilis* has more asymmetric valves and rounded, subrostrate apices. Furthermore, *E. sanctipaulensis* areolae ultrastructure is lineolate and internally supported by struts, whereas *E. difficilis* has round to rounded lineolae (not slits) not supported by internal struts.

Encyonopsis sanctipaulensis can also be misidentified as *E. difficiliformis* (Krammer 1997b: figs 162: 25–26; 202: 7–12a), but the last has wider valves (6.7–7.8 μm) and lower length:width ratio (maximum 4.7, according to Krammer 1997b). Based on the morphological differences above, separation of both species is justified.

Ecology:—The new species was common in samples collected from the surface sediments of two reservoirs in the state of São Paulo (Rio Pequeno branch of Billings Reservoir, relative abundance 12.0 %, and Ribeirão do Campo Reservoir, 6.7 %) and a sediment core from the last one (7.6 % at the top and 18.0 % at the bottom). The first reservoir is oligo-mesotrophic, with acidic pH (5.1), low conductivity (31–32 $\mu\text{S cm}^{-1}$) and low nutrient concentrations (TP 10 $\mu\text{g L}^{-1}$, NT 298 $\mu\text{g L}^{-1}$). Ribeirão do Campo is oligotrophic, with acidic pH (5.4), low conductivity (11–12 $\mu\text{S cm}^{-1}$) and low nutrient concentrations (TP 4.0–4.7 $\mu\text{g L}^{-1}$, TN 355–362 $\mu\text{g L}^{-1}$). The new species was abundant in surface sediments, and in the top and bottom samples of a sediment core. *Encyonopsis sanctipaulensis* was collected associated with *Brachysira brebissonii*, *Eunotia veneris* and *Frustulia crassinervia*.

Encyonopsis linensis Marquardt, Wengrat & C.E. Wetzel, *sp. nov.* (Figs 55–69)

Light microscopy (Figs 55–65): valves slightly asymmetric, slightly dorsiventral, elliptic-lanceolate to linear-lanceolate, dorsal margin convex, ventral margin slightly convex; rounded apices, subcapitate to capitate; length 15.2–22.6 μm , width 3.7–4.7 μm , l/w ratio 3.7–4.8. Axial area narrow, linear to slightly lanceolate; central area only faintly dorsally marked or absent. Raphe branches straight or faintly undulate, linear, about in the median valve region, proximal ends of raphe slightly rounded, dorsally bent; terminal fissures indistinct or ventrally bent. Striae almost parallel to slightly radiating at the center, becoming weakly radiate towards the apices. Dorsal striae 10–12 in 10 μm , ventral striae (9)10–12 in 10 μm , at the ends 11–13 striae in 10 μm ; areolae not discernible in LM; stigmoid absent. Scanning electron microscopy (Figs 66–69): striae uniseriate composed by elongate foramina appearing as narrow slits or varied

slits, as Y-shaped or X-shaped (Figs 66–68), turning shorter towards the apices. Stigmoid absent. Raphe slightly sinuous externally, curved to the dorsal side at the center (Figs 66–67); terminal fissures hooked towards the ventral margin (Fig. 66). Inner raphe fissure straight, with an intermissio near the central nodule (Fig. 69). Internal areolae: struts provide structural support to the foramen, whose opening bears three spines at each side (Fig. 69). 42–44 areolae in 10 μm .

Type:—BRAZIL. São Paulo: Lins, marsh, 21° 43' 53.2" S, 49° 42' 31.9" W, *C.E.M. Bicudo, L.R. Godinho & C.I. Santos, 14 August 2001* (holotype SP!, slide 355776, Herbário Científico do Estado Maria Eneyda P. Kauffmann Fidalgo, São Paulo, Brazil, depicted in Figs 68–82. Isotype BR!, slide 4423, National Botanic Garden, Meise, Belgium).

Etymology:—Specific epithet after Lins, the municipality from which the type material was collected.

Morphological examination:—*Encyonopsis linensis* observed in periphyton samples differs from *E. sanctipaulensis* by being more markedly dorsiventral, the margins more linear, narrower axial area and smaller valves. *Encyonopsis linensis* resembles *E. hustedtii* Bahls (2013: 19) in its linear-lanceolate valves, the capitate extremities and the circular central area. However, *E. hustedtii* has noticeably smaller dimensions (length 14.4–19.6 μm , width 3.3–4.0 μm) and greater striae density in 10 μm (23–26) (Bahls 2013).

Ecology:—Representative specimens of *E. linensis* were collected from a marsh with pH water of 6.3 (Lins city), associated with *Encyonopsis difficilis*, *Encyonema silesiacum* (Bleisch in Rabenhorst 1864: 1802) D.G. Mann in Round *et al.* (1990: 667), *Placoneis witkowskii* Metzeltin, Lange-Bertalot & García-Rodríguez (2005: 200) and *Gomphonema lagenula* Kützing (1844: 85). Besides pH, no other limnological information is available about the collecting site.

Encyonopsis difficilis (Krasske) Krammer, *Bibliotheca Diatomologica* 36: 121, fig. 163: 9–19. 1997b.

Basionym: *Cymbella difficilis* Krasske, *Archiv für Hydrobiologie* 35: 403, pl. 12, figs 19–21. 1939.

Type:—CHILE. Pond in Dachstein-Westplatte. Syntype: preparation D III 163 KA.

Light microscopy:—(Figs 70–80) Valves slightly asymmetric, slightly dorsiventral, elliptic-lanceolate; dorsal margin convex, ventral margin slightly convex; rounded, rostrate to subcapitate apices; length 21.1–34.5 μm , width 5.5–6.5 μm , l/w ratio 3.5–5.0;

axial area lanceolate, wider at the ventral side; central area absent; raphe branches straight or slightly undulate, linear, approximately at the median region of valve, proximal ends of raphe somewhat rounded, dorsally bent; terminal fissures indistinct or ventrally bent; striae almost parallel to slightly radiate towards the apices. Dorsal and ventral striae 8–10 in 10 µm, at the ends 9–10 striae in 10 µm; areolae not discernible in LM; stigmoid absent.

Scanning electron microscopy:—(Figs 81–86) Striae uniseriate composed by round striae to rounded lineolae (Figs 81–86). Stigmoid absent. Raphe sinuous externally, bent to the dorsal side at the center of valve, ending in very slightly bent, expanded pores (Fig. 81); terminal fissures hooked to the ventral margin (Fig. 81). Inner raphe fissure straight, intermissio near the central nodule (Fig. 85). Distal raphe endings terminating in helictoglossae near the areolae of the last long transapical striae (Fig. 83–84, 86). Shortened striae continuing around the apex (Fig. 82). Internally, the areola opening lacks occlusion. 36–38 areolae in 10 µm.

Morphological examination:—Dimensions of the studied specimens are in agreement with those in the original description by Krasske (1939), based on material collected in southern Chile. Later on, the species was recorded by Krasske (1948) for the state of São Paulo, this population showing more asymmetrical forms. Besides the latter ones, other specimens with larger sizes and more symmetrical valves, similar to those in Krammer (1997b, fig. 163: 14–16), were also currently observed in the São Paulo samples.

Encyonopsis difficilis differs from *E. difficiliformis*, which has a larger valve size and higher striae density in 10 µm.

Ecology:—Representative specimens of *E. difficilis* were collected from the periphyton of a pond with *Eichhornia*, *Nymphaea* and Cyperaceae (São Carlos city) and from a marsh with water pH of 6.3 (Lins city), associated with *Encyonopsis linensis*, *Encyonema silesiacum*, *Placoneis witkowskii* and *Gomphonema lagenula*. There is no information available about these environments' trophic state.

Geometric morphometry

Morphological differences between the four studied groups were evidenced by using their valve shape analysis (Fig. 87). Similarity tests (ANOSIM) performed on the Cartesian coordinates of resulting groups in the NMDS, revealed statistically significant differences ($p = < 0.0001$) between the four studied taxa (Table 2), except for *E. schubartii* (type and São Paulo population specimens) and for *E. sanctipaulensis* (Billings and Ribeirão do Campo reservoir samples), which belong to the same group.

Final remarks and conclusion

Comparison and examination of *E. schubartii* type material and species complex provided complementary information on some ultrastructural details such as raphe characteristics, striation pattern and shape of areolae, hence revealing some slight differences in these characters among the four species studied.

However, the present species complex showed significant overlapping of both metric and morphological characteristics (Table 3). Consequently, despite the valve outlines being statistically different, the four species were not clearly separated in the graph (Fig. 87). Besides, there is a considerable overlapping of the small specimens of *E. sanctipaulensis* (Rio Pequeno branch, Billings Reservoir), which are close to those of *E. difficilis*, perhaps due to the non-capitate apices and the valve length and width measures. Nevertheless, when LM and SEM photomicrographs are considered, they are clearly different species as discussed before.

Geometric morphological approach was also important to confirm that both populations of the *E. schubartii* (from São Paulo state, which showed the greatest size variation and consequently in its valve morphology, and that of the nomenclatural type) represent the same species. Moreover, population of *E. sanctipaulensis* from Ribeirão do Campo Reservoir, that was constant in their morphological characteristics, and that from the Rio Pequeno branch (Billings Reservoir) also represents the same species.

Furthermore, *E. sanctipaulensis* populations are somewhat similar to *E. subcapitata* (Krammer 1997b, fig. 180: 1–4), *i.e.* the longer specimens showed more elongate and capitate apices, whereas the shorter specimens have shorter, subcapitate apices, thus leading to misidentification. The latter was especially true in the Rio Pequeno branch for *E. sanctipaulensis*. Such a morphological variability could be associated to the trophic state of the system, since Rio Pequeno branch is the only oligo-mesotrophic water body where the species occurred (higher nutrient availability), whereas the population from Ribeirão do Campo Reservoir (oligotrophic) showed more stable morphological characteristics. Therefore, population analysis was essential for the characterization of the species in the complex.

The application of the geometric morphological approach introduced an important tool for morphological investigations and gave statistical evidence to the identification of the four taxa within the *E. schubartii* complex. This approach has become a standard tool of taxonomic studies and proved to be a useful tool in clarifying difficult species

complexes, such as *Achnantheidium* Kützing (1844: 75) (Potapova & Hamilton 2007), *Sellaphora* Mereschkowsky (1902: 186) (Falasco *et al.* 2009), *Fragilaria construens* var. *subsalina* Hustedt (1925: 106) (Cejudo-Figueiras *et al.* 2011), *Hippodonta* Lange-Bertalot, Metzeltin & Witkowski (1996: 254) (Peng *et al.* 2014), and many others. Furthermore, our results are in line with studies that consider geometric valve shape analysis as a complementary tool and a validation of the chosen criteria for these species identification (Novais *et al.* 2009, Peng *et al.* 2014), where the traditional taxonomic studies with LM and SEM are the most important analysis (Falasco *et al.* 2009).

Finally, the species of the *Encyonopsis schubartii* complex can be differentiated by a combination of characters including valve outline, stria density, length/width ratio and, mainly, by the shape of the valve ends: except for *E. linensis*, which mostly differs by its smaller valves, for the remaining three species the valve ends varied from rounded to subrostrate, not detached from the valve (*E. difficilis*), to rostrate, elongate and prostrate (*E. sanctipaulensis*) or subcapitate and capitate (*E. schubartii*). Regarding ecological preferences, all species of the *E. schubartii* complex collected in the state of São Paulo occurred in oligotrophic systems (except for the *E. sanctipaulensis* population from Rio Pequeno branch, Billings Reservoir, an oligo-mesotrophic system). Consequently, up to now, there are not recognizable differences in the ecological preferences for all the taxa within this complex.

Formal taxonomic transfer

Cymbella perpusilla var. *moreirae* has all the features of the genus *Encyonopsis* and is particularly very similar to *E. schubartii*, therefore, the proposal of its transfer to this genus is justified as follows:

Encyonopsis moreirae* (Lili. Rodrigues) Wengrat, Marquardt & C.E. Wetzel, *comb. et stat. nov.

Basionym: *Cymbella perpusilla* var. *moreirae* Lili. Rodrigues, *Ínsula* 18: 101, figs a-b. 1988.

Acknowledgements

We gratefully acknowledge Saúl Blanco and the referees for their comments and suggestions that greatly improved this article. This study was carried out within the framework of the BIOTA and AcquaSed projects supported by funds from FAPESP (Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo, BIOTA Project nº 1998/04955–3; AcquaSed Project, nº 2009/53898–9); and was undertaken as part of SW and GSM M.Sc. theses at the Instituto de Botânica, São Paulo, Brazil (FAPESP fellowship 09/03950–4 and 10/14658–0, respectively). And SW doctorate project (FAPESP fellowship 2012/25366-5), DCB and CEMB thanks CNPq (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico) for Research Fellowships (nº 310940/2013–3 and 309474/2010–8).

References

- Agardh, C.A. (1830) *Conspectus Criticus Diatomacearum. Part 1*. Litteris Berlingianis, Lund, 16 pp.
- Almeida, P.D. & Bicudo, D.C. (2014) Diatomáceas planctônicas e de sedimento superficial em represas de abastecimento da Região Metropolitana de São Paulo, SP, Sudeste do Brasil. *Hoehnea* 41: 187–207. <http://dx.doi.org/10.1590/S2236-89062014000200004>
- Anonymous (1975) Proposals for a standardization of diatom terminology and diagnoses. *Beihefte zur Nova Hedwigia* 53: 323–354.
- Bahls, L.L. (2013) *Encyonopsis* (Bacillariophyta, Cymbellaceae) from western North America: 31 species from Alberta, Idaho, Montana, Oregon, South Dakota, and Washington, including 17 species described as new. *Northwest Diatoms* 5: 1–46.
- Bahls, L.L. (2015) *Kurtkrammeria*, a new genus of freshwater diatoms (Bacillariophyta, Cymbellaceae) separated from *Encyonopsis*. *Nova Hedwigia*, online version. http://dx.doi.org/10.1127/nova_hedwigia/2015/0263
- Battarbee, R.W. (1986). Diatom analysis. In: Berglund, B.E. (Ed.) *Handbook of Holocene palaeoecology and palaeohydrology*. Wiley, Chichester, pp. 527–570.
- Fourtanier, E. & Kociolek, J.P. 2011. Catalogue of Diatom Names, California Academy of Sciences, On-line Version updated 19 Sep 2011. Available online at <http://research.calacademy.org/research/diatoms/names/index.asp>
- Cejudo-Figueiras, C., Morales, E.A., Wetzel, C.E., Blanco, S., Hoffmann, L. & Ector, L. (2011) Analysis of the type of *Fragilaria construens* var. *subsalina* (Bacillariophyceae) and description of two morphologically related taxa from Europe and the United States. *Phycologia* 50: 67–77. <http://dx.doi.org/10.2216/09-40.1>
- De Toni, G.B. (1892) *Sylloge algarum omnium hucusque cognitarum. Vol. II. Bacillarieae; sectio II. Pseudoraphideae*. Typis Seminarrii, Patavii, pp. 491–817.

- Falasco, E., Blanco, S., Bona, F., Gomà, J., Hlúbíková, D., Novais, M.H., Hoffmann, L. & Ector, L. (2009) Taxonomy, morphology and distribution of the *Sellaphora stroemii* complex (Bacillariophyceae). *Fottea* 9: 243–256.
- Graeff, C.L. & Kociolek, J.P. (2013) New or rare species of cymbelloid diatoms (Bacillariophyceae) from Colorado (USA). *Nova Hedwigia* 97: 87–116.
<http://dx.doi.org/10.1127/0029-5035/2013/0106>
- Hammer, Ø., Harper, D.A.T. & Ryan, P.D. (2001) PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4: 1–9.
- Hartley, B., Ross, R. & Williams, D.M. (1986) A check-list of the freshwater, brackish and marine diatoms of the British Isles and adjoining coastal waters. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 66: 531–610.
- Hustedt, F. (1955) Neue und wenig bekannte Diatomeen. 8. *Abhandlungen des Naturwissenschaftlichen Verein zu Bremen* 34: 47–68.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2014). Available from <http://www.cidades.ibge.gov.br/xtras/perfil.php?lang=&codmun=355030&search=sao-paulo|sao-paulo> (accessed: 01 december 2014).
- Krammer, K. (1997a) Die cymbelloiden Diatomeen. Eine Monographie der weltweit bekannten Taxa. Teil 1. Allgemeines und *Encyonema* Part. *Bibliotheca Diatomologica* 36: 1–382.
- Krammer, K. (1997b) Die cymbelloiden Diatomeen. Eine Monographie der weltweit bekannten Taxa. Teil 2. *Encyonema* part., *Encyonopsis* and *Cymbellopsis*. *Bibliotheca Diatomologica* 37: 1–469.
- Krammer, K. (1999) Validierung von *Cymbopleura* nov. gen. *Iconographia Diatomologica* 6: 292.
- Krasske, G. (1939) Zur Kieselalgenflora Südchiles. *Archiv für Hydrobiologie und Planktonkunde* 35: 349–468.
- Krasske, G. (1948) Diatomeen tropischer Moosrasen. *Svensk Botanisk Tidskrift* 42: 404–443.
- Kützing, F.T. (1833) Synopsis Diatomearum oder Versuch einer systematischen Zusammenstellung der Diatomeen. *Linnaea* 8: 529–620.
- Kützing, F.T. (1844) *Die Kieselchaligen. Bacillarien oder Diatomeen*. Nordhausen, 152 pp.
- Lange-Bertalot, H. & Metzeltin, D. (1996) Indicators of oligotrophy - 800 taxa representative of three ecologically distinct lake types. Carbonate buffered - Oligodystrophic - Weakly buffered soft water. *Iconographia Diatomologica* 2: 1–390.
- Lange-Bertalot, H., Metzeltin, D. & Witkowski, A (1996) *Hippodonta* gen. nov. Umschreibung und Begründung einer neuer Gattung der Naviculaceae. *Iconographia Diatomologica* 4: 247–275.
- Le Cohu, R., Gassiole, G. & Coste, M. (2014) Three new species of Cymbellales (Bacillariophyceae) from Réunion Island. *Phytotaxa* 156: 117–132.
<http://dx.doi.org/10.11646/phytotaxa.156.3.3>

- Marquardt, G.C. & Bicudo, C.E.M. (2014) Criptógamos do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP. Algas 36: Bacillariophyceae (Cymbellales). *Hoehnea* 41: 209–246. <http://dx.doi.org/10.1590/S2236-8906201400020000> 5
- Mereschkowsky, C. (1902) On *Sellaphora*, a new genus of diatoms. *Annals and Magazine of Natural History* 9: 185–195.
- Metzeltin, D. & Lange-Bertalot, H. (1998) Tropische Diatomeen in Südamerika I. 700 überwiegend wenig bekannte oder neue Taxa repräsentativ als Elemente der neotropischen Flora. *Iconographia Diatomologica* 5: 1–695.
- Metzeltin, D. & Lange-Bertalot, H. (2009) A dystrophic mountain lake in Panama - Hot spot of new and rare neotropical diatoms. *Nova Hedwigia, Beiheft* 135: 137–166.
- Metzeltin, D., Lange-Bertalot, H. & García-Rodríguez, F. (2005) Diatoms of Uruguay. Compared with other taxa from South America and elsewhere. *Iconographia Diatomologica* 15: 1–736.
- Morales, E.A., Vis, M.L., Fernández, E. & Kociolek, J.P. (2007) Epilithic diatoms (Bacillariophyta) from cloud forest and alpine streams in Bolivia, South America II: A preliminary report on the diatoms from Sorata, Department of La Paz. *Acta Nova* 3: 680–696.
- Novais, M.H., Blanco, S., Hlúbíková, D., Falasco, E., Gomà, J., Delgado, C., Ivanov, P., Ács, É., Morais, M., Hoffmann, L. & Ector, L. (2009) Morphological examination and biogeography of the *Gomphonema rosenstockianum* and *G. tergestinum* species complex (Bacillariophyceae). *Fottea* 9: 257–274. <http://dx.doi.org/10.5507/fot.2009.026>
- Pappas, J.L., Kociolek, J.P. & Stoermer, E.F. (2014) Quantitative morphometric methods in diatom research. *Nova Hedwigia, Beiheft* 143: 281–306.
- Peng, Y., Rioual, P., Levkov, Z., Williams, D.M. & Jin, Z. (2014) Morphology and ultrastructure of *Hippodonta qinghaiensis*, sp. nov. (Bacillariophyceae), a new diatom from Lake Qinghai, China. *Phytotaxa* 186: 61–74. <http://dx.doi.org/10.11646/phytotaxa.186.2.1>
- Potapova, M. (2014) *Encyonema appalachianum* (Bacillariophyta, Cymbellaceae), a new species from Western Pennsylvania, USA. *Phytotaxa* 184: 115–120. <http://dx.doi.org/10.11646/phytotaxa.184.2.4>
- Potapova, M. & Hamilton, P.B. (2007) Morphological and ecological variation within the *Achnantheidium minutissimum* (Bacillariophyceae) species complex. *Journal of Phycology* 43: 561–575. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1529-8817.2007.00332.x>
- Potapova, M.G., Hamilton, P.B., Kopyrina, L.I. & Sosina, N.K. (2014) New and rare diatom (Bacillariophyta) species from a mountain lake in Eastern Siberia. *Phytotaxa* 156: 100–116. <http://dx.doi.org/10.11646/phytotaxa.156.3.2>
- Raupp, S.V., Torgan, L.C. & Baptista, L.R.M. (2006) Composição e variação temporal de diatomáceas (Bacillariophyta) no plâncton da represa de Canastra, sul do Brasil. *Iheringia* 61: 105–134.
- Rodrigues, L. (1988) Uma nova variedade para *Cymbella perpusilla* Cleve. *Insula* 18: 99–103.
- Rohlf, F.J. (2004) *Tpsdig, digitize landmarks and outlines*. Department of ecology and evolution, state university of New York at stony brook, stony brook, version 2.0.

- Rohlf, F.J. & Slice, D. (1990) Extensions of the Procrustes method for the optimal superimposition of landmarks. *Systematic Zoology* 39: 40–59.
- Ross, R., Cox, E.J., Karayeva, N.I., Mann, D.G., Paddock, T.B.B., Simonsen, R. & Sims, P.A. (1979) An amended terminology for the siliceous components of the diatom cell. *Nova Hedwigia, Beiheft* 64: 513–533.
- Round, F.E., Crawford, R.M. & Mann, D.G. (1990) *The Diatoms: biology and morphology of the genera*. Cambridge, Cambridge University Press. 747 pp.
- Rumrich, U., Lange-Bertalot, H. & Rumrich, M. (2000) Diatomeen der Anden: Von Venezuela bis Patagonien/Feuerland. *Iconographia Diatomologica* 9: 1–649.
- Silva, A.M., Ludwig, T.A.V., Tremarin, P.I. & Vercellino, I.S. (2010) Diatomáceas perifíticas em um sistema eutrófico brasileiro (Reservatório do Iraí, estado do Paraná). *Acta Botanica Brasilica* 24: 997–1016.
<http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062010000400015>
- Smith, W. (1853). *A synopsis of the British Diatomaceae; with remarks on their structure, function and distribution; and instructions for collecting and preserving specimens*. London: John van Voorst, 89 pp.
- Van de Vijver, B., Lange-Bertalot, H. & Compère, P. (2009) Two new freshwater diatom species (Bacillariophyceae) from a small pool in the National Botanic Garden of Belgium. *Belgian Journal of Botany* 142: 194–203.
- Van de Vijver, B., Verweij, G.L., Van der Wal, J. & Mertens, A. (2012) *Encyonopsis neerlandica*, a new freshwater diatom species (Bacillariophyta) from moorland pools in The Netherlands. *Phytotaxa* 66: 43–48.
- Vouilloud, A.A., Sala, S.E., Núñez-Avellaneda, M. & Duque, S.R. (2010) Diatoms from the Colombian and Peruvian Amazon: the genera *Encyonema*, *Encyonopsis* and *Gomphonema* (Cymbellales: Bacillariophyceae). *Revista de Biología Tropical* 58: 45–62.
- Wydrzycka, Ú. & Lange-Bertalot, H. (2001) Las diatomeas (Bacillariophyceae) acidófilas del río Agrio y sitios vinculados con su cuenca, volcán Poás, Costa Rica. *Brenesia* 55–56: 1–68.

Table 1. Data from sampling sites of the *Encyonopsis schubartii* complex in State of São Paulo, Brazil. Habitat and the material finders at the Herbarium of the Institute of Botany.

Samples	Coordinate	Year of collection	Municipality	Site description	Habitat	Species
SP188327		1989	Casa Branca	Marsh	Plankton	<i>E. schubartii</i>
SP188212 / SP255727		1989	São Carlos	km 220, lake with <i>Eichhornia</i> , <i>Nymphaea</i> and Cyperaceae	Periphyton	<i>E. schubartii</i> <i>E. difficilis</i>
SP255736		1990	Campos do Jordão	Creek in “Horto Florestal de Campos do Jordão”	Periphyton (Epilithon)	<i>E. difficilis</i>
SP255738		1990	Pedregulho	Stream of the farm “Sobrado”	Plankton Periphyton	<i>E. schubartii</i>
SP239085		1991	Paraguaçu Paulista	Stream	Plankton	<i>E. schubartii</i>
SP255749	23° 38.19' S 46° 37.31' W	1991	São Paulo	Pirarungaua Creek (PEFI*)	Periphyton	<i>E. schubartii</i>
SP255750	23° 38.317' S 46° 37.528' W	1991	São Paulo	Pirarungaua Creek (PEFI*)	Plankton	<i>E. difficilis</i>
SP294900	23° 38.335' S 46° 37.311' W	1996	São Paulo	Ninféias Pond (PEFI*)	Plankton	<i>E. schubartii</i>
SP294907	23° 39.090' S 46° 37.485' W	1997	São Paulo	Pond of “Centro de Ciência e Tecnologia” (PEFI*)	Plankton	<i>E. difficilis</i> <i>E. schubartii</i>
SP294908	23° 39.090' S 46° 37.485' W	1997	São Paulo	Marsh of “Centro de Ciência e Tecnologia” (PEFI*)	Periphyton /metaphyton	<i>E. difficilis</i>
SP294909	23° 38.335' S 46° 37.311' W	1997	São Paulo	Monjolo Pond (PEFI*)	Periphyton	<i>E. difficilis</i>
SP355376/ SP355377	21° 43.532' S 49° 42.319' W	2001	Lins	Marsh	Periphyton	<i>E. difficilis</i> <i>E. linensis</i>
SP355390	22° 48.463' S 49° 47.248' W	2001	São Pedro do Turvo	Marsh	Metaphyton	<i>E. difficilis</i>
SP401565	23° 47.027' S	2009	São Paulo, Diadema,	Billings Reservoir, Rio Pequeno	Plankton,	<i>E. schubartii</i>
SP401589	46° 26.188' W	2010	Ribeirão Pires, Santo André, SBC, RGS *	branch, upstream region	Benthos	<i>E. sanctipaulensis</i> <i>E. difficilis</i>
SP427916	23° 39.530' S	2010	Salesópolis	Ribeirão do Campo Reservoir	Plankton	<i>E. sanctipaulensis</i>
SP427927	45° 49.387' W				Benthos	
SP	23° 39.530' S	2013	Salesópolis	Ribeirão do Campo Reservoir	Sediment core	<i>E. sanctipaulensis</i>
SP	45° 49.387' W					

* PEFI (Parque Estadual das Fontes do Ipiranga), SBC (São Bernardo do Campo), RGS (Rio Grande da Serra).

Table 2. ANOSIM test performed on the Cartesian coordinates of resulting groups in the NMDS using the Euclidean distance measure. *P* values shown ($p = < 0.001$).

	<i>E. sanctipaulensis</i> (RP branch*)	<i>E. schubartii</i> (type)	<i>E. sanctipaulensis</i> (RC Reservoir*)	<i>E. difficilis</i>	<i>E. schubartii</i> (SP*)	<i>E. linensis</i>
<i>E. sanctipaulensis</i> (RP branch*)	---	< 0.0001	0.905	< 0.0001	< 0.0001	< 0.0001
<i>E. schubartii</i> (type)		---		< 0.0001	0.768	< 0.0001
<i>E. sanctipaulensis</i> (RC reservoir*)			---	< 0.0001	< 0.0001	< 0.0001
<i>E. difficilis</i>				---	< 0.0001	< 0.0001
<i>E. schubartii</i> (SP*)					---	< 0.0001
<i>E. linensis</i>						---

* RP (Rio Pequeno branch), RC reservoir (Ribeirão do Campo reservoir), SP (São Paulo).

Table 3. Morphological characterization of *Encyonopsis schubartii* and closely related taxa.

	<i>E. schubartii</i> (Type)	<i>E. schubartii</i> (SP*)	<i>E. difficilis</i> (SP*)	<i>E. sanctipaulensis</i> (RP branch*)	<i>E. sanctipaulensis</i> (RC Reservoir*)	<i>E. linensis</i> (SP*)	<i>E. subcapitata</i> (Krammer 1997)	<i>E. difficiliformis</i> (Krammer 1997)	<i>E. hustedtii</i> (Bahls 2013)
Valve outline	Slightly asymmetric, linear to elliptic-lanceolate	Slightly asymmetric, linear to elliptic-lanceolate	Slightly asymmetric, linear to elliptic-lanceolate	Slightly asymmetric, linear to elliptic-lanceolate	Slightly asymmetric, linear to elliptic-lanceolate	Slightly asymmetric, linear to elliptic-lanceolate	Slightly asymmetric, linear to elliptic-lanceolate	Slightly asymmetric, linear to elliptic-lanceolate	Slightly asymmetric, linear to elliptic-lanceolate
Valve ends	Sub-capitate to capitate	Sub-capitate to capitate	Sub-rostrate, rounded	Rostrate, mostly slightly prostrate	Rostrate, mostly slightly prostrate	Sub-capitate to capitate	Sub-capitate	Sub-rostrate to rostrate, rounded	Capitate
Length (µm)	21.5–30.0	24.0–35.6	21.1–34.5	21.4–32.0	26.2–44.5	15.2–22.6	26–41	20–37	14.4–19.6
Width (µm)	5.7–6.5	5.9–6.7	5.5–6.5	5.2–6.5	5.7–7.4	3.7–4.7	8–9	6.7–7.8	3.3–4.0
Maximum L/B ratio	4.0–4.8	4.2–4.8	3.5–5.0	4.1–5.0	4.6–5.4	3.7–4.8	4.6	4.7	
Dorsal striae /10 µm	10–12	9–12	8–10	9–11	9–11	10–12	8	9–11	23–26
Areolae / 10 µm	34–36	32–34	36–38	34–36	34–36	42–44	Unknown	Unknown	Unknown
Areolae in external view (SEM)	Lineolate	Lineolate	Round to rounded Lineolate	Lineolate	Lineolate	Lineolate, usually Y- or X- shaped	Unknown	Unknown	Unknown
Areolae in internal view (SEM)	Struts provide structural support to the foramen	Struts provide structural support to the foramen	Round to rounded lineolate	Struts provide structural support to the foramen	Struts provide structural support to the foramen	Struts provide structural support to the foramen	Unknown	Unknown	Unknown

* RP (Rio Pequeno branch), RC reservoir (Ribeirão do Campo reservoir), SP (São Paulo).

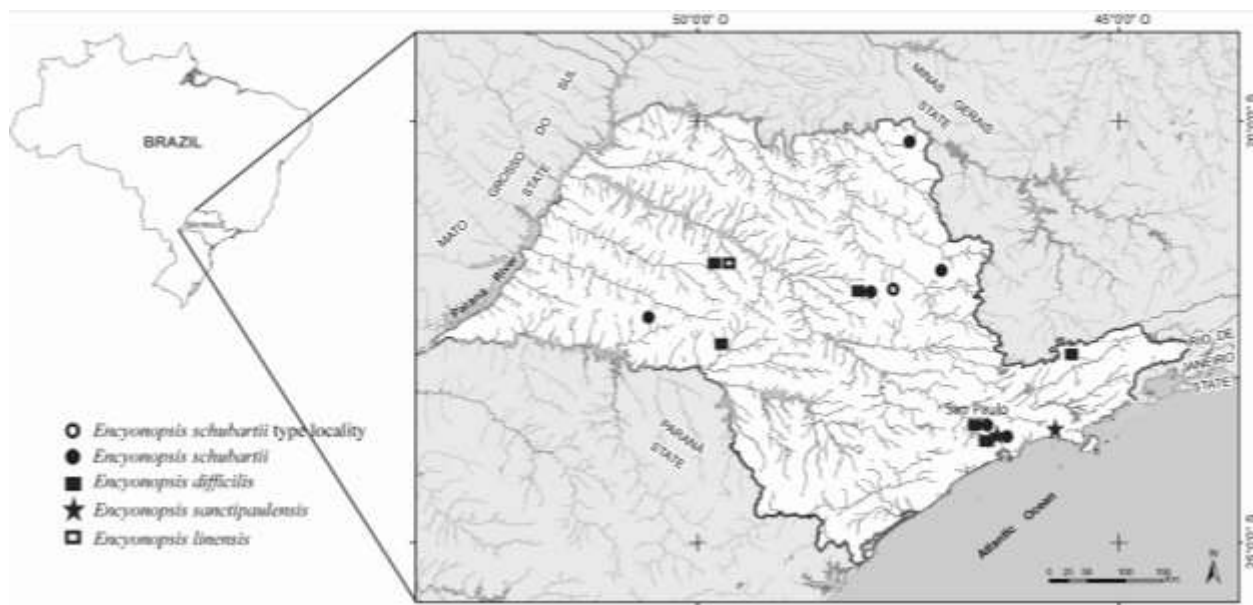


Figure 1. Sampling sites located in São Paulo state (Parana River basin) with the location of *Encyonopsis schubartii* type material and the species complex.

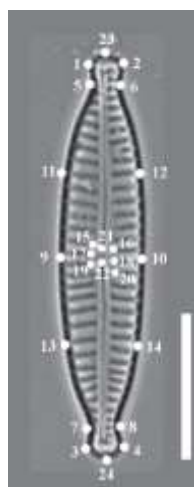
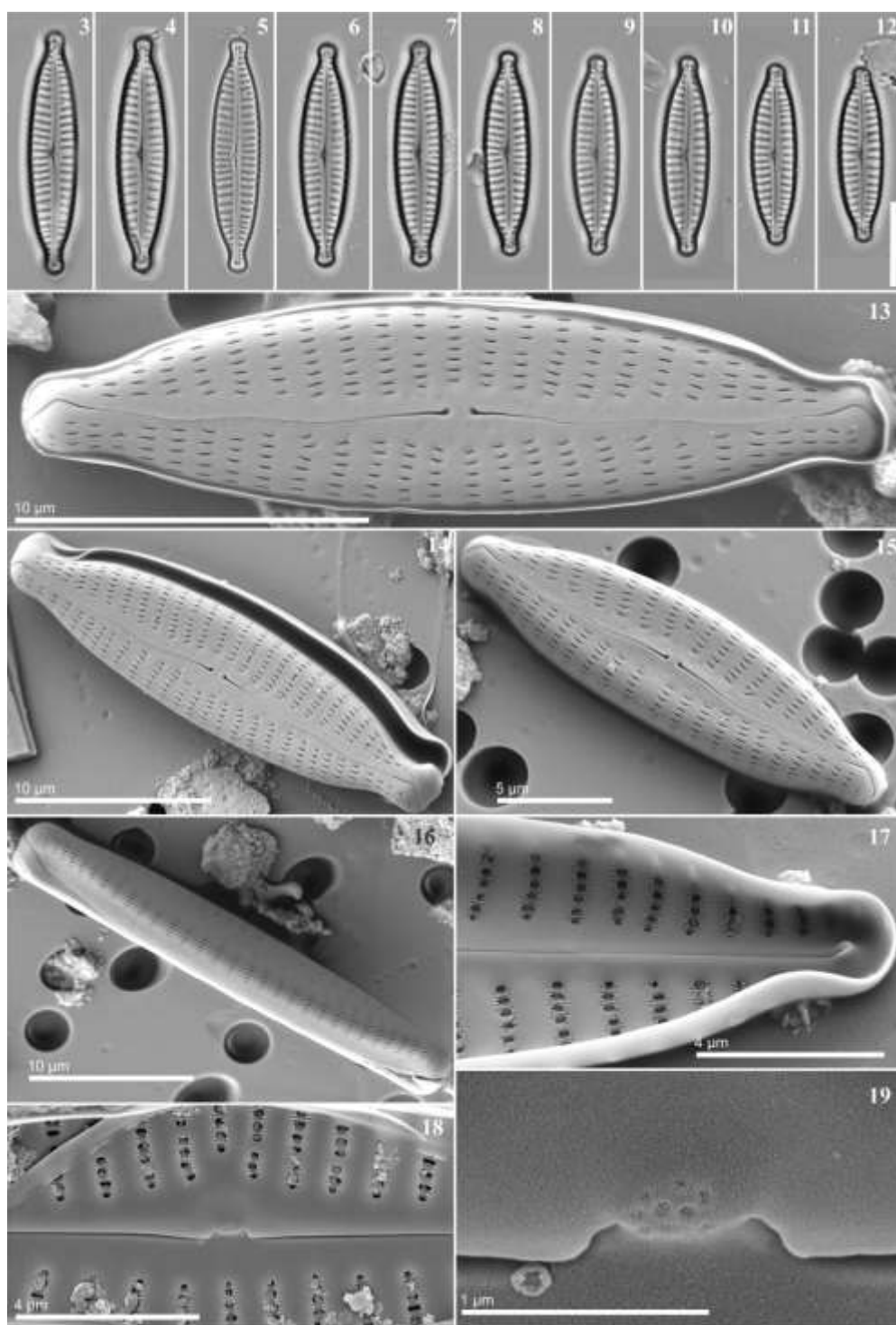
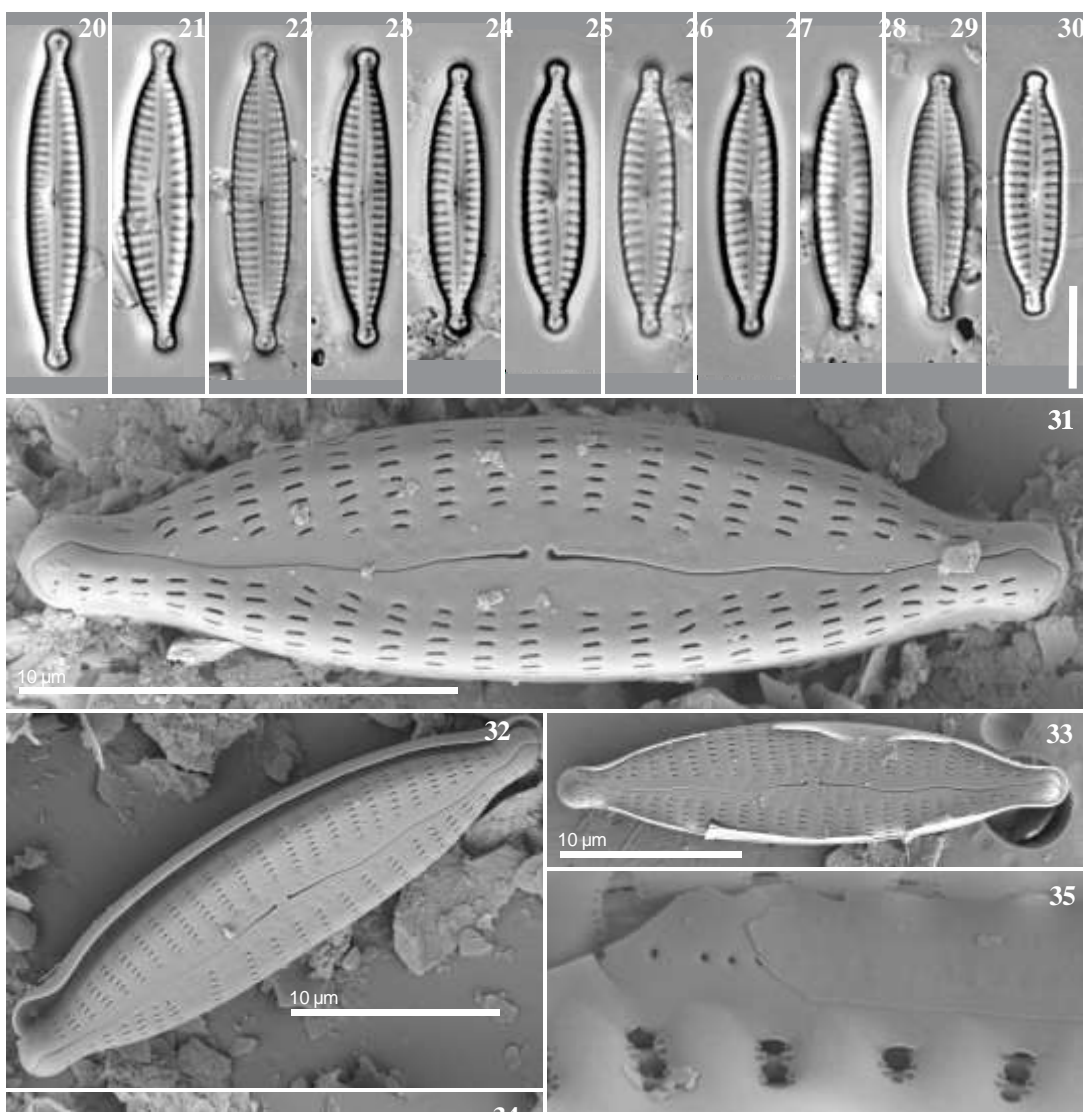


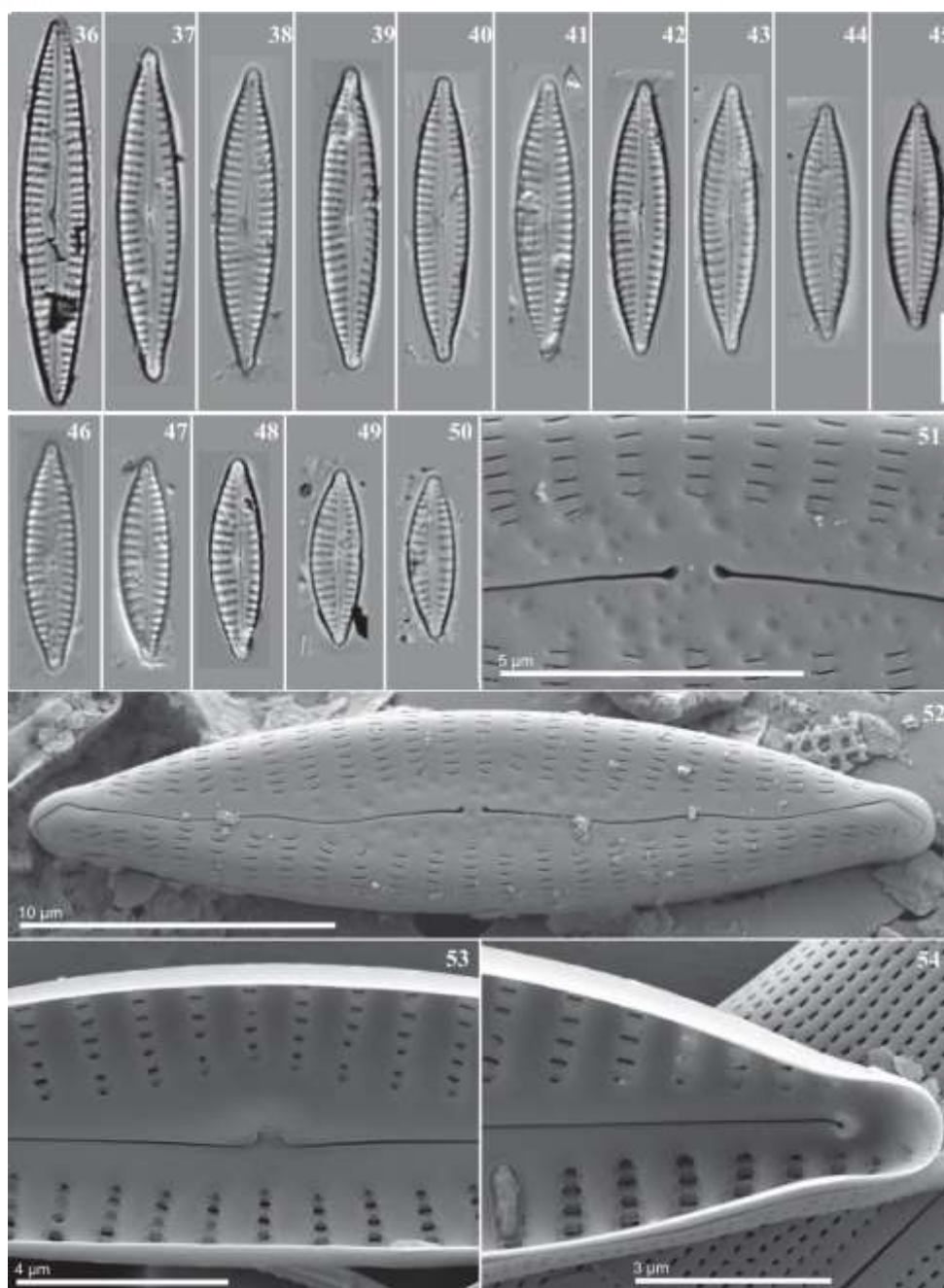
Figure 2. Position of the 20 landmarks (1–10, 15–24) and 4 semi-landmarks (11–14) on the valve outline used to perform the geometric morphometric analysis. Scale bar = 10 μ m.



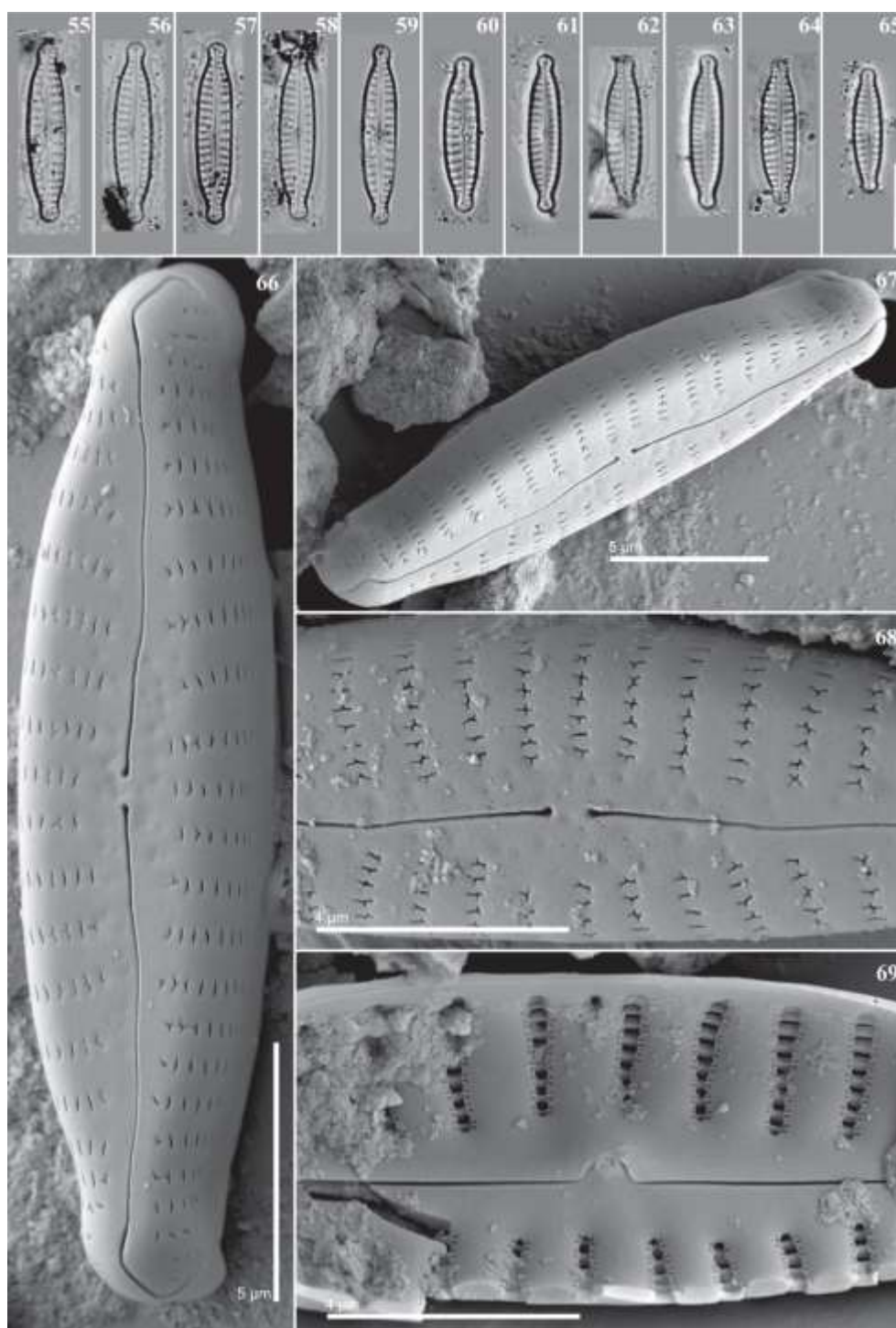
Figures 3–19. Type material of *Encyonopsis schubartii*. Light and scanning electron micrographs. All pictures taken from the holotype population (AM989). 3–12. LM views showing variation in size and valve outline. 13–15. SEM external view of entire valve showing the raphe and striae structure. 16. SEM external view of girdle bands. Note the line of small pores. 17–18. SEM internal detail of areolae and raphe. Note the areolae with struts providing structural support to the foramen. 17. SEM internal detail of valve apex with helictoglossa. 18. SEM internal detail of central area with intermissio. 19. SEM internal detail of the intermissio with small pores. LM scale bar = 10 µm (in Figs 3–12).



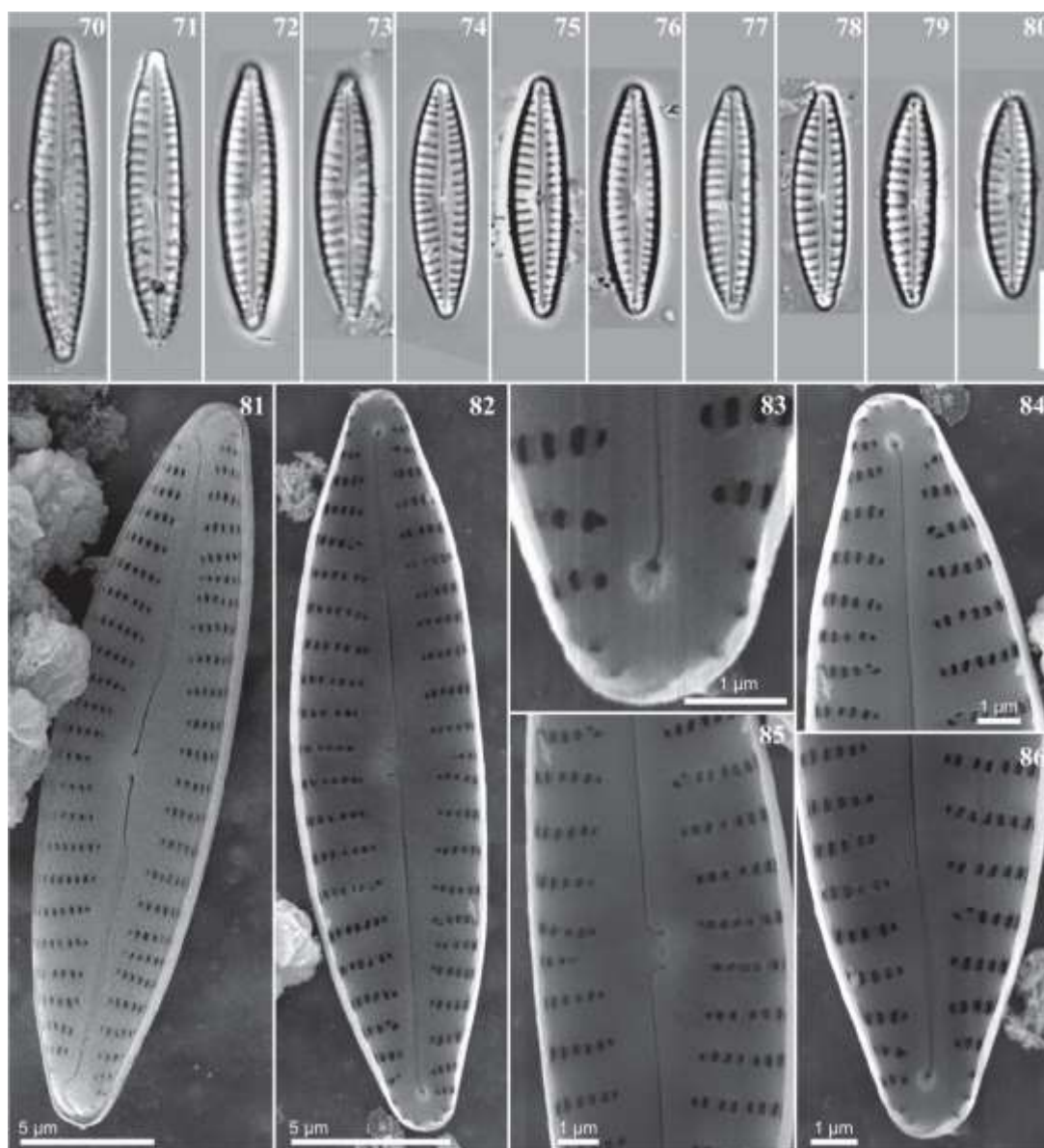
Figures 20–35. *Encyonopsis schubartii*, São Paulo populations. Light and scanning electron micrographs. **20–30.** LM views showing variation in size and valve outline. **31–33.** SEM external view of entire valve showing the raphe and striae structure. **34.** SEM internal view of entire valve showing the raphe and striae structure. **35.** SEM internal detail of areolae and central area with intermissio. Note the intermissio with small pores. LM scale bar = 10 μm (in Figs 20–30).



Figures 36–54. *Encyonopsis sanctipaulensis*. 36–40. LM views showing variation in size and valve outline of the Ribeirão do Campo Reservoir population. 41–54. Type material of *Encyonopsis sanctipaulensis*. All pictures taken from the holotype population (SP401589). Light and scanning electron micrographs. 41–50. LM views showing variation in size and valve outline. 51. SEM external view areolae and central area. 52. SEM external view of entire valve showing the raphe and striae structure. 53. SEM internal view of central area. Note the intermissio. 54. SEM internal detail of valve apex with helictoglossa. LM scale bar = 10 µm (in Figs 36–50).



Figures 55–69. Type material of *Encyonopsis linensis*. Light and scanning electron micrographs. All pictures taken from the holotype population (SP355776). 55–65. LM views showing variation in size and valve outline. 66–67. SEM external view of entire valve showing the raphe and striae structure. 68. SEM external view of central area. Note the elongate foramina appearing as narrow slits and varied slits. 69. SEM internal view detail of areolae and central area with intermissio. LM scale bar = 10 µm (in Figs 55–65).



Figures 70–86: *Encyonopsis difficilis*, São Paulo populations. Light and scanning electron micrographs. 70–80. LM views showing variation in size and valve outline. 81. SEM external view of entire valve showing the raphe and striae structure. 82. SEM internal view of entire valve. Note the shortened striae continuing around the apex. 83–84, 86. SEM internal detail of valve apex with helictoglossa. 85. SEM internal view of central area. Note the intermission. LM scale bar = 10 µm (in Figs 70–80).

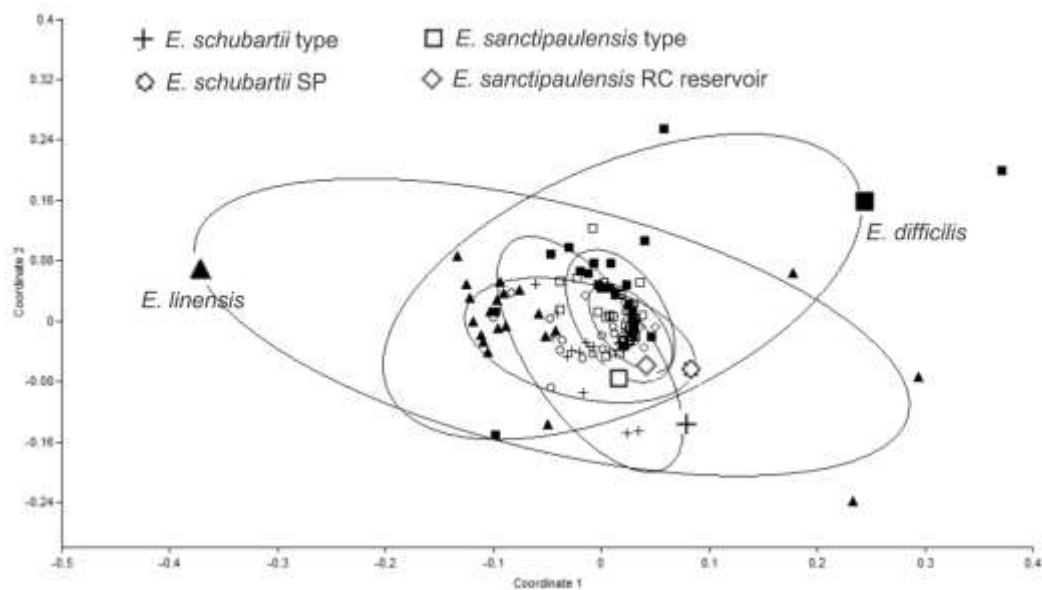


Figure 87. Nonparametric multidimensional scaling plot of normalized coordinates for the morphological landmarks digitized on LM images of selected populations of *Encyonopsis*. Confidence ellipses ($\alpha = 0.95$) shown.

CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS

A análise paleolimnológica de cinco represas com diferentes produtividades a partir de multitraçadores ambientais (diatomáceas, geoquímica orgânica e isótopos estáveis) permitiu as seguintes conclusões:

✓ O histórico ambiental das represas dependeu de sua origem, do uso e ocupação da bacia hidrográfica, bem como de eventuais ações de manejo, refletindo estressores locais e/ou regionais. Mais especificamente, inferimos que:

- ✓ A represa Ribeirão do Campo permanece oligotrófica desde sua origem, muito provavelmente, por se situar em área de preservação e estar circundada por Mata Atlântica.
- ✓ A represa Salto Grande foi considerada eutrófica desde sua construção, o que deve estar relacionado ao rápido crescimento urbano e agrícola na bacia já antes de sua construção.
- ✓ As represas Itupararanga e Paineiras permanecem mesotróficas, sem grandes impactos antropogênicos.
- ✓ A represa Rio Grande foi a única que apresentou fases paleoambientais bem definidas. O processo de eutrofização teve início na década de 50, de manejo na década de 80 do século XX. O primeiro influenciado pelo corpo central da Represa Billings (degradada), seguido pela melhoria de sua qualidade ecológica a partir do isolamento do braço Rio Grande da represa Billings para uso em abastecimento público. Posteriormente, com a urbanização à montante da represa Rio Grande as condições eutróficas retornaram.
- ✓ A geoquímica orgânica e isótopos estáveis permitiram inferir sobre as mudanças das fontes de matéria orgânica e sobre aportes de esgoto não tratado, enquanto que as diatomáceas possibilitaram inferir sobre o gradiente de eutrofização espacial e temporal.
- ✓ Maior correspondência entre esses multitraçadores ocorreu na represa oligotrófica (Ribeirão do Campo) e na represa com acentuado gradiente de eutrofização (Rio Grande).
- ✓ Padrões de associações de espécies foram identificados no tempo e no espaço em função do gradiente de estado trófico:
 - ✓ Houve correspondência entre as associações de diatomáceas de ambientes oligotróficos pretéritos (base das represas Rio Grande e Ribeirão do Campo) e recentes (Ribeirão do Campo), destacando várias espécies bentônicas com

baixas abundâncias principalmente do gênero *Eunotia*, seguido por *Brachysira* e *Frustulia*

- ✓ Nos ambientes mesotróficos pretéritos (Rio Grande, Paineiras e Itupararanga) e recentes (Paineiras e Itupararanga), a comunidade se altera para espécies planctônicas, mais abundantes, e com coocorrência de três espécies (*Aulacoseira tenella*, *A. ambigua* e *Discostella steligera*).
- ✓ Nos ambientes eutróficos (pretéritos – Santo Grande e recentes), houve a coocorrência de três táxons principais (*Cyclotella meneghiniana*, *A. granulata* var. *granulata* e *A. granulata* var. *angustissima*), podendo, ainda, ocorrer grande contribuição ou mesmo dominância de espécies como *Achnanthydium catenatum* ou *Aulacoseira ambigua* var. *japonica*.
- ✓ A maior biodiversidade de diatomáceas foi encontrada em ambientes oligotróficos (Ribeirão do Campo) e/ou que apresentaram grandes mudanças ambientais (Rio Grande). Contrapondo, a represa eutrófica desde sua formação (Salto Grande) apresentou a menor diversidade de espécies.
- ✓ O uso do coeficiente de dissimilaridade SCD (*squared chord distance*) para comparar as comunidades basais e recentes (topo), visando avaliar a extensão da mudança biológica é indicado especialmente para as represas que apresentaram grandes alterações ecológicas e fases bem definidas, como a Rio Grande.
- ✓ A eutrofização afetou a diversidade beta na escala espacial ao longo do tempo, levando à homogeneização biótica e perda de espécies, muito provavelmente, mediada pela seleção de nicho. Assim, a eutrofização parece exercer importante controle sobre as espécies, aumentando a similaridade entre as comunidades também nos trópicos.
- ✓ A eutrofização evidenciada na década de 50 para as represas Rio Grande e Salto Grande indica que o processo de eutrofização cultural pode ser anterior à década de 70, ou seja, 20 anos antes dos estudos paleolimnológicos realizados em outras duas represas situadas na RMSP.
- ✓ Este estudo reforça o papel da paleolimnologia como importante ferramenta, até mesmo única, para resgatar o histórico ambiental de represas, disponibilizando informações sobre a variabilidade natural de ecossistemas não degradados, sobre ambientes já degradados desde sua origem, bem como sobre a caracterização de condições pré-eutrofização. Essas informações poderão ser úteis para o gerenciamento de represas no país, bem como para o maior entendimento do processo da eutrofização em represas tropicais.