

STÉFANO ZORZAL DE ALMEIDA

**Biodiversidade e distribuição das diatomáceas  
em represas do Estado de São Paulo com ênfase  
na bacia do rio Piracicaba e do Sistema  
Cantareira**

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

STÉFANO ZORZAL DE ALMEIDA

**Biodiversidade e distribuição das diatomáceas  
em represas do Estado de São Paulo com ênfase  
na bacia do rio Piracicaba e do Sistema  
Cantareira**

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: DR<sup>a</sup> DENISE DE CAMPOS BICUDO

CO-ORIENTADOR: DR. LUIS MAURICIO BINI (UFG)

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

Zorzal-Almeida, Stéfano

Z88b Biodiversidade e distribuição das diatomáceas em represas do Estado de São Paulo com ênfase na bacia do rio Piracicaba e do Sistema Cantareira / Stéfano Zorzal de Almeida -- São Paulo, 2016.

157p. il.

Tese (Doutorado) -- Instituto de Botânica da Secretaria de Estado do Meio Ambiente, 2016.

Bibliografia.

1. Beta diversidade. 2. Conectividade. 3. Plâncton. I. Título.

CDU: 582.26

*A mente que se abre para uma nova ideia, jamais voltará ao seu tamanho original.”*

**Albert Einstein**

*“If you wanna make the world a better place, take a look at yourself and then make a change.”*

**Michael Jackson**

*“A persistência é o caminho do êxito.”*

**Charles Chaplin**

*“Impossível é apenas uma palavra usada pelos fracos que acham mais fácil viver no mundo que lhes foi determinado do que explorar o poder que possuem para mudá-lo. O impossível não é um fato consumado. É uma opinião. Impossível não é uma afirmação. É um desafio. O impossível é algo potencial. O impossível é algo temporário. Nada é impossível.”*

**Muhammad Ali**

À minha mãe, Maria de Lourdes,  
Ao meu pai, Aristides (*in memoriam*),  
À minha irmã, Soraya,  
À minha companheira e namorada, Layla,  
Por todo amor, carinho e compreensão,  
Dedico.

## AGRADECIMENTOS

À minha orientadora Dr<sup>a</sup> Denise de Campos Bicudo, pelas oportunidades, ensinamentos e apoio (acadêmico e pessoal) durante esses quatro anos que me aventurei por São Paulo. Sinto que termino essa jornada com outros olhos e uma cabeça mais aberta, e muito disso devo a você.

Ao meu co-orientador Dr. Luis Mauricio Bini, da Universidade Federal de Goiás, por me guiar pelos caminhos árduos da ecologia e análise numérica, e sempre disposto a responder a todas minhas dúvidas.

Ao Dr. Janne Soininen, por receber um estranho perdido num país distante (eu), sempre solícito e presente durante o estágio.

Ao Dr. Carlos E. M. Bicudo, por toda vasta experiência compartilhada, conversas e brincadeiras. Sei que lá no fundinho o senhor gosta um pouco, mas bem pouquinho de mim.

À Dr<sup>a</sup> Carla Ferragut, por toda sua atenção, dedicação, experiência compartilhada e sempre disposta a ajudar nas dúvidas de quem está começando a carreira.

Aos Dr. Donato S. Abe e Dr<sup>a</sup> Corina S. Galli, do Instituto Internacional de Ecologia, pela ajuda e, principalmente, pelas experiências compartilhadas durante as campanhas de campo.

À SABESP, pelo enorme suporte com informações e pronta disponibilidade para a ajuda logística nas coletas, em especial à Lina, Valesca, Di Tullio, Teixeira, Cláudio e Humberto.

À Hidrelétrica Salto do Lobo, pela ajuda com suporte tático, informações e acesso à Represa do Tatu, em especial aos senhores Oswaldo S. Giacomo Filho e Hélio Lima.

Ao Barco Escola da represa Salto Grande, pela ajuda logística nas coletas desta represa, em especial aos senhores Zé Roberto, Adilson e Denis Marto.

Aos colegas desta árdua jornada: Simone Wengrat, Krysna Morais, Elton Lehmkuhl, Ângela Maria, Diego Tavares, Richard Lambrecht, Jennifer Paola, Gisele Marquardt, Elaine Bartozek, Simone

“Nega Preta de Mãe” Oliveira, Lucineide Santana, Samantha Faustino, Thiago “Batráquio” dos Santos, Carolina Destito, Gabrielle Araújo, Maria “Dorinha” Auxiliadora Pinto, Amariles, Marli, Mayara Casartelli, Pryscilla Almeida, Angélica Riguetti, Barbara Pellegrini, Jennifer Pereira, Karine Rivelino, Yukio Hayashi, Larissa Stevanato, Ana Margarita, Stefania Biolo, Luciane Fontana, Mariane de Souza e Majoi Nascimento (Sorteei a ordem dos nomes no R para ninguém ficar com ciúmes). Ainda, a todo pessoal do Núcleo de Pesquisas em Ecologia pelas boas conversas e risadas.

Ao Luiz Evangelista, do Instituto de Pesca, pelo auxílio nas coletas, puxando muito testemunhador, carregando muita caixa, sempre com bom humor. E lembrando aquela música: *“Começar um novo dia, com essa alegria, antes do café...”*.

Ao Prof. William de Queiróz, do Laboratório de Geoprocessamento da Universidade de Guarulhos, pela ilustração da área de estudo.

À Ma. Aline Salim e ao Dr Marcio R. M. Andrade pela cooperação e trabalho com o uso do solo.

À CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) pelo apoio financeiro através de bolsa de doutoramento, concedida inicialmente. À FAPESP (Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo) pelo apoio financeiro através da continuação da bolsa de doutoramento (Processo nº 2013/23703-7) e pelo apoio recebido através do projeto temático AcquaSed (Processo 2009/53898-9) ao qual esta tese está vinculada.

A todos aqueles tantos outros amigos e familiares que estiveram por perto, ajudando e dando todo suporte necessário para que essa missão fosse um sucesso. Como diz aquela frase: *“Sozinhos vamos mais rápido, porém juntos vamos mais longe”*.

## SUMÁRIO

|                                                                                                                                                    |         |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|---------|
| RESUMO.....                                                                                                                                        | 1       |
| ABSTRACT.....                                                                                                                                      | 2       |
| INTRODUÇÃO GERAL.....                                                                                                                              | 3       |
| OBJETIVOS .....                                                                                                                                    | 9       |
| MÉTODOS GERAIS .....                                                                                                                               | 10      |
| REFERÊNCIAS .....                                                                                                                                  | 31      |
| <br><b>CAPÍTULO 1</b> - Land use and ecological quality of tropical reservoirs in southeastern Brazil: relationships at local and watershed scales |         |
| Abstract .....                                                                                                                                     | 44      |
| Introduction .....                                                                                                                                 | 45      |
| Material and Methods .....                                                                                                                         | 46      |
| Results .....                                                                                                                                      | 51      |
| Discussion .....                                                                                                                                   | 61      |
| Conclusion.....                                                                                                                                    | 64      |
| References.....                                                                                                                                    | 65      |
| <br><b>CAPÍTULO 2</b> - Unravelling the key drivers of diatom species and trait variation in tropical reservoirs                                   |         |
| Summary.....                                                                                                                                       | 73      |
| Introduction.....                                                                                                                                  | 74      |
| Methods.....                                                                                                                                       | 76      |
| Results.....                                                                                                                                       | 83      |
| Discussion .....                                                                                                                                   | 89      |
| References .....                                                                                                                                   | 93      |
| Supporting Information .....                                                                                                                       | 101     |
| <br><b>CAPÍTULO 3</b> - Beta diversity of diatoms is driven by environmental heterogeneity, spatial extent and productivity                        |         |
| Abstract.....                                                                                                                                      | 109     |
| Introduction.....                                                                                                                                  | 110     |
| Materials and Methods .....                                                                                                                        | 112     |
| Results.....                                                                                                                                       | 116     |
| Discussion.....                                                                                                                                    | 120     |
| Reference.....                                                                                                                                     | 123     |
| Supplementary Information .....                                                                                                                    | 130     |
| <br>CONCLUSÕES GERAIS .....                                                                                                                        | <br>133 |
| ANEXOS.....                                                                                                                                        | 136     |



## RESUMO

Ecossistemas aquáticos continentais são importantes *hot spots* da biodiversidade mundial, suportando uma grande quantidade de espécies em uma área relativamente pequena. As diatomáceas são importantes componentes desses ecossistemas, sendo a base de diversas cadeias tróficas e contando com um grande número de espécies. A presente tese teve como principal objetivo avaliar os principais fatores que controlam a biodiversidade e distribuição das diatomáceas em represas tropicais. Sete represas foram amostradas na bacia do rio Piracicaba e Sistema Cantareira (31 estações amostrais), localizadas no nordeste do Estado de São Paulo. Amostras de água (verão e inverno) e de sedimento superficial (inverno) foram coletadas para análise das características ambientais das represas e da comunidade de diatomáceas. Além disso, foi utilizado o banco de dados (abióticos e de diatomáceas) do projeto temático *AcquaSed* para a análise da diversidade beta. Análises de ordenação e correlações foram utilizadas na determinação das relações uso do solo com as características limnológicas e das relações diatomáceas-ambiente, nas sete represas da bacia do rio Piracicaba e Sistema Cantareira. Modelos de mínimos quadrados generalizados foram utilizados para a avaliação da relação da diversidade beta com as características morfo-limnéticas em 23 represas do Estado de São Paulo. Os resultados mostraram que as características da água e do sedimento superficial das represas são dependentes do uso do solo, respondendo de forma similar quando este é avaliado na escala de entorno da represa e na de bacia hidrográfica. A conectividade entre as estações amostrais também é um fator importante da determinação das características dos reservatórios. De fato, os efeitos do uso do solo são muito provavelmente espacialmente estruturados pela conectividade. Da mesma forma, a distribuição da comunidade de diatomáceas (plâncton e sedimento superficial) é direcionada pela conectividade. Contudo, as diatomáceas respondem primariamente às características locais do ambiente (gradiente trófico e disponibilidade de luz). Ainda, a diferença entre as comunidades de diatomáceas (diversidade beta) em uma mesma represa é dependente da sua heterogeneidade ambiental, produtividade e extensão espacial. Conhecer os processos direcionadores da organização das comunidades aquáticas, incluindo diatomáceas, é requisito básico para ações para a proteção da biodiversidade aquática e processos de manejo dos mananciais.

**Palavras-chaves:** beta diversidade; conectividade; plâncton; represas; sedimento superficial; uso do solo.

## ABSTRACT

Freshwater ecosystems are important hot spots of global biodiversity, supporting a large number of species in a relatively small area. Diatoms are important components of these ecosystems, being the basis for many food webs, with a large number of species. This thesis aimed to evaluate the key factors that control biodiversity and distribution of diatoms in tropical reservoirs. Seven reservoirs were sampled in Piracicaba river basin and Cantareira System (31 sampling sites), located in the northeast of São Paulo State. Water samples (summer and winter) and surface sediment (winter) were collected for analysis of the reservoir's environmental characteristics and the diatom community. In addition, we used database (abiotic and diatomaceous) from the thematic project *AcquaSed* for the analysis of beta diversity. Ordination analysis and correlations were used to determine land use relationships with limnological characteristics and between diatom and environment, in the seven reservoirs of the Piracicaba river basin and Cantareira System. Generalized least squares models were used to assess the relationship of beta diversity with the morpho-limnetic features of 23 reservoir in São Paulo State. Results showed that water and surface sediment characteristics are dependent of the land use, responding similarly when it is evaluated in buffer zone and watershed scales. Connectivity between sampling stations is also an important factor in determining the characteristics of the reservoirs. In fact, the effects of land use are probably spatially-structured by connectivity. Similarly, the distribution of diatom community (plankton and sediment surface) is driven by connectivity. However, diatoms respond primarily to local environmental characteristics (trophic gradient and light availability). Furthermore, differences among diatom communities within reservoirs (beta diversity) are dependent of heterogeneous environment, productivity and spatial extent. Knowing the processes that drive aquatic communities, including diatoms, is a basic requirement to improve actions towards protection of aquatic biodiversity and management of water sources.

**Keywords:** beta diversity; connectivity; plankton; reservoirs; surface sediment; land use.

## INTRODUÇÃO

Ao longo de toda a história natural, diversos processos levaram a significativas reduções no número de espécies, denominadas extinções em massa, todas elas relacionadas com eventos extremos de nível global, como grandes erupções vulcânicas e queda de meteoros. Devido à excepcionalmente alta taxa de extinção nos últimos séculos, tem-se sugerido que outra extinção em massa no planeta esteja se iniciando, a sexta, causada não por um evento catastrófico de nível global, mas por uma única espécie: *Homo sapiens* (Ceballos *et al.* 2015). De forma geral, as ações humanas levam à homogeneização da biota pela transferência de espécies para áreas onde elas não existiam, devido à superexploração dos recursos bióticos e à alteração dos ecossistemas pela grande capacidade de manipulação dos ambientes naturais (Williams *et al.* 2015), aumentando assim a taxa de extinção.

Os ecossistemas aquáticos de água doce são uns dos mais afetados por essas ações antrópicas. A alteração de fluxo de água, a degradação de habitat, a poluição das águas, a superexploração e a invasão de espécies figuram entre as maiores ameaças à biota desses ecossistemas (Dudgeon *et al.* 2006), tornando-os cada vez mais vulneráveis com o crescente desenvolvimento humano. Este quadro se agrava, uma vez que esses ecossistemas possuem maior razão espécies-área, assim como maior número de espécies ameaçadas de extinção por unidade de área, quando comparados a ecossistemas marinhos e terrestres (Strayer & Dudgeon 2010). Assim, a degradação dos ecossistemas de água doce pode acelerar ainda mais a taxa de extinção das espécies. Ainda, há uma subestimativa da diversidade real, uma vez que os microrganismos ainda são bastante negligenciados. Isto pode estar relacionado ao fato de que, até recentemente, os microrganismos serem considerados em sua generalidade como ubíquos, ou seja, podendo ser encontrados em qualquer local devido a sua alta capacidade de dispersão (Finlay 2002). Contudo, diversos estudos vão contra esta afirmação, e mostram que a distribuição das comunidades do zooplâncton (e.g. Beisner *et al.* 2006) e microalgas (e.g. Chust *et al.* 2013) podem ser dependentes de fatores espaciais relacionados com a dispersão, assim como o grupo das diatomáceas (Heino *et al.* 2010), o qual possui comunidades que podem ser discriminadas de acordo com a sua região geográfica (Soininen *et al.* 2016). Dessa forma, torna-se de grande importância a compreensão dos padrões de distribuição e dos principais fatores controladores das diferentes comunidades de microrganismo para conservação da sua diversidade.

O grupo de microalgas eucariontes mais bem-sucedido do ponto de vista de riqueza, com estimativas que ultrapassam 200.000 espécies, é o das diatomáceas (Mann & Dropp

1996), um dos grupos de organismos mais representativos na biodiversidade dos ecossistemas aquáticos. As diatomáceas, distribuídas em cerca de 250 gêneros (Round *et al.* 1990) caracterizam-se pela parede celular impregnada de sílica, e são encontradas nos mais diversos ambientes, de aquáticos a subaéreos, existindo em uma grande variedade de formas e tamanhos (Mann 1999). Além do elevado número de espécies, as diatomáceas têm importante papel ecológico tanto na ciclagem mundial de nutrientes, principalmente de carbono e sílica (Mann 1999), quanto como base de cadeias tróficas, uma vez que são abundantes produtores primários nos ecossistemas aquáticos. A grande amplitude ecológica e geográfica desses microrganismos, ciclo de vida curto e resposta rápida às alterações ambientais, além da presença de parede celular silificada, faz com que as diatomáceas sejam um importante grupo alvo em estudos de monitoramento ambiental de qualidade da água ou paleolimnológicos (Lobo *et al.* 2002, Smol 2008, Bennion & Simpson 2011). Todavia, há controvérsias sobre os principais fatores que direcionam os padrões de distribuição das diatomáceas. Apesar da característica do ambiente local ser considerado o principal direcionador (Soininen, 2007; Bottin *et al.*, 2014), o componente espacial também representa uma importante fração na variação desses padrões, principalmente relacionados com a dispersão das espécies (Wetzel *et al.* 2012; Vilar *et al.* 2014). Neste aspecto, a distribuição das diatomáceas pode ser estudada dentro do contexto de metacomunidades. De fato, estudos recentes têm demonstrado que as comunidades de diatomáceas funcionam de acordo com os modelos teóricos de metacomunidade (Wetzel *et al.* 2012; Göthe *et al.* 2013), inclusive em escala global (Verleyen *et al.* 2009).

Metacomunidade é definida como um conjunto de comunidades locais que interagem entre si por meio da dispersão de espécies (Leibold *et al.*, 2004). Estes mesmos autores sugerem que os trabalhos teóricos e empíricos tratam descrevem o funcionamento das metacomunidades por meio de quatro modelos teóricos: triagem de espécies (*species sorting*), dinâmica de manchas (*patch dynamics*), efeitos de massa (*mass effects*) e neutro (*neutral*). O primeiro modelo, triagem de espécies, considera que os gradientes ambientais causam mudanças relevantes na demografia e nas interações das espécies, e que a qualidade do ambiente e a dispersão afetam, conjuntamente, a composição da comunidade local. O modelo denominado dinâmica de manchas assume que todos os ambientes são iguais e a diversidade local é limitada pela dispersão e capacidade de colonização. O modelo de efeito de massa considera que as espécies, mesmo em condições desfavoráveis, são capazes de se manter devido à alta taxa de imigração proveniente de locais favoráveis ao seu desenvolvimento. Por último, o modelo neutro supõe que todas as espécies possuem as mesmas habilidades

competitivas e que a diversidade local é regida por processos de perda (extinção e emigração) e ganho de espécies (especiação e imigração). A triagem de espécies e a dispersão têm sido reportadas como os principais fatores que determinam os padrões das metacomunidades nos mais diferentes ambientes, de marinhos a água doce, para diversas comunidades dos diferentes níveis tróficos, como apresentado na meta-análise de Heino *et al.* (2015).

Em meio a diversas fragmentações de habitats, como a construção de barragens, o estudo de metacomunidades tem relevante importância para a conservação da biodiversidade aquática (Strayer & Dudgeon 2010). Contudo, alguns trabalhos têm encontrado uma relação nula entre microalgas e padrões espaciais em represas (e.g. Santos *et al.* 2016). Entretanto, esses trabalhos têm levado em consideração apenas a distância geográfica linear, relacionando-a com a limitação por dispersão. Uma vez que esses organismos possuem dispersão passiva, essa abordagem “através da terra” (*overland*) pode subestimar a relação das comunidades com o componente espacial. Assim, abordagens que consideram a conectividade entre os locais de estudos e a direção do fluxo da corrente, principalmente no caso de rios, são cruciais para o melhor entendimento dos padrões espaciais de distribuição da microbiota (Liu *et al.* 2013).

Outros eventos em escala regional, como barreiras biogeográficas (como os limites entre bacias hidrográficas) e uso do solo (Mangadze, Bere & Mwedzi 2015), podem afetar a distribuição das diatomáceas, sendo que a influência do último é indireta por meio da variação na química e física da água (Pan *et al.* 2004). Por exemplo, o aumento na atividade agrícola em uma bacia hidrográfica pode aumentar a taxa de escoamento superficial, provocando alterações das condições locais como aumento da turbidez e aporte de nutrientes nos corpos d’água, o que pode afetar a organização da comunidade de diatomáceas (Cooper, 1995; Zampella, Laidig & Lowe, 2007). Ainda, o aumento de nutrientes devido às fontes antrópicas pontuais (e.g. esgoto doméstico e industrial) e não pontuais (e.g. áreas agrícolas) é um dos grandes problemas atuais dos ecossistemas aquáticos. O enriquecimento acelerado, principalmente por fósforo e nitrogênio, proveniente dessas fontes leva ao aumento da produtividade e da biomassa fitoplactônica (eutrofização artificial), causando diversos efeitos negativos nos ecossistemas aquáticos como, por exemplo, a degradação dos ecossistemas, simplificação estrutural das comunidades com efeito nas redes tróficas, e floração de cianobactérias potencialmente tóxicas (Jeppesen *et al.* 2000, Davidson & Jeppensen 2013). Ainda, o aumento abrupto de produtividade causado por esse enriquecimento acelerado, como é o caso do enriquecimento devido às ações antrópicas, acarreta condições não favoráveis à sobrevivência de diversas espécies, podendo causar a homogeneização das comunidades

(Donohue *et al.* 2009). A eutrofização artificial é um problema antigo, de âmbito global, e atinge os mais variados ecossistemas aquáticos (*e.g.* Qin *et al.* 2006, Heinsalu *et al.* 2007, Bicudo *et al.* 2007, Schindler *et al.* 2008, Hung *et al.* 2013). E, mais recentemente, tem sido considerada como um dos principais fatores controladores da importância relativa dos fatores que controlam a diversidade de diatomáceas (Vilar *et al.* 2014).

Os estudos sobre a ecologia das diatomáceas, incluindo os fatores controladores da sua distribuição, vêm sendo amplamente realizados em regiões temperadas, como por exemplo em lagos e rios de países como a Alemanha (Adler & Hübener 2007), Canadá (Rühland *et al.* 2003, Pla *et al.* 2005), China (Chen *et al.* 2012, Rioual *et al.* 2013), Estônia (Puusepp & Punning 2011), Finlândia (Soininen & Weckström 2009, Virtanen & Soininen 2012) e diversas regiões da Europa Ocidental (Blanco *et al.* 2014), entre outros. Comparativamente, tais estudos em ambientes tropicais são mais escassos, podendo-se citar os realizados em rios e lagos da Costa Rica (Michels 1998), Indonésia (Bramburger *et al.* 2014), Malásia (Khan 1991), México (Ardiles *et al.* 2012, Caballero *et al.* 2013, Bojorge-Garcia *et al.* 2014) e Zimbábue (Bere *et al.* 2013, Mangadze *et al.* 2015). Particularmente para o Brasil, podemos citar dois trabalhos que avaliaram a distribuição e abundância de diatomáceas, um em planícies de inundação (Raupp *et al.* 2009) e outro sobre a mudança da comunidade em relação à distância geográfica em um rio (Wetzel *et al.* 2012), ambos da região Amazônica. Contudo, o conhecimento sobre a ecologia das diatomáceas no Brasil está mais concentrado na região sul, sendo os estudos iniciados na década de 70 (*e.g.* Torgan & Aguiar 1974). Destacam-se os trabalhos que abordam o uso das diatomáceas como bioindicadoras da qualidade da água, como Lobo *et al.* (2004, 2006), Salomoni *et al.* (2005), Hermany *et al.* (2006) e Düpont *et al.* (2007). Para o Estado de São Paulo, o conhecimento ecológico das diatomáceas é bem mais recente e, conseqüentemente, escasso. Os primeiros estudos abordaram a associação da comunidade de diatomáceas com as condições do rio Monjolinho e seus tributários (Souza 2002, Bere & Tundisi 2011a, 2011b, 2012). A partir de 2008, foram iniciados os estudos em represas vinculados a um projeto maior (AcquaSed), e que abrange a distribuição das comunidades de diatomáceas em sedimentos superficiais, perifíton e fitoplâncton (Silva 2008, Ferrari 2010, Wengrat 2011, Fontana & Bicudo 2012, Nascimento 2012, Silva 2012, Rocha 2012, Fontana & Bicudo 2014 e Faustino *et al.* 2016). Também vinculado ao projeto maior, iniciaram-se os estudos paleolimnológicos no Brasil utilizando as diatomáceas para reconstrução da eutrofização, os quais foram realizados em represas na Bacia do Alto Tietê e bacias vizinhas (Costa-Böddeker *et al.* 2012, Fontana *et al.* 2014 e Wengrat 2016). Mais particularmente sobre a bacia do rio Piracicaba, existe apenas a

dissertação de mestrado de Nascimento (2012), que trabalhou com a distribuição das diatomáceas de sedimento superficial e fitoplâncton nas represas Jaguari-Jacaré do Sistema Cantareira. A maioria desses estudos citados para o Estado de São Paulo concentra-se em represas. Esses ecossistemas representam um recurso estratégico para o abastecimento público e geração de energia do estado, uma vez que a vazão natural dos ecossistemas aquáticos do estado não suporta a alta densidade populacional, principalmente da Região Metropolitana da Grande São Paulo. Contraditoriamente, a maior ameaça desses ecossistemas é a eutrofização artificial gerada pelo adensamento populacional desprovido de saneamento adequado no entorno desses ambientes ou dos rios que os alimentam.

Represas são ecossistemas artificiais, intermediários entre rios e lagos, com a organização vertical de um lago e horizontal de um rio, tornando-as diferentes de outros ecossistemas aquáticos (Margalef 1983; Thornton *et al.* 1990; Tundisi & Matsumara-Tundisi 2008). A dinâmica desses sistemas resulta de um conjunto de respostas complexas, dos mais variados graus, direcionado por forças externas, naturais ou artificiais, como precipitações ou gerenciamento da barragem (Tundisi & Matsumara-Tundisi 2008). Foram concebidas, *a priori*, para atender a crescente demanda energética durante as últimas décadas. Porém, outros usos têm sido atribuídos a esses ecossistemas, mesmo que de forma incipiente e não planejada, como abastecimento de água, controle de vazão, recreação (esportes náuticos, pesca esportiva e praias artificiais), destinação de efluentes urbanos, pesca profissional, aquicultura e irrigação (Julio Jr. *et al.* 2005). Essas ações, quando não gerenciadas adequadamente, possuem grande potencial de degradação do ecossistema, podendo, conseqüentemente, causar a perda de diversidade de espécies. Além das atividades particulares que variam entre as represas, essas também podem ser afetadas pela acumulação dos efeitos antrópicos que ocorrem em sua bacia hidrográfica (Tundisi 1999). Imersas dentro desta rede interativa de componentes estruturais, físicos e químicos, as comunidades bióticas (incluindo as diatomáceas) respondem diretamente às variações ambientais e espaciais (Santos *et al.* 2016). Assim, a conectividade entre os locais pode ser avaliada como um fator espacial tanto para a variação das comunidades de diatomáceas quanto para a variação das características da água e do sedimento superficial, uma vez que as represas estão inseridas dentro da malha fluvial e estão interligadas por túneis em alguns casos.

No contexto acima, o objetivo central deste trabalho é avaliar a biodiversidade e a distribuição das diatomáceas planctônicas e de sedimento superficial em represas conectadas de diferentes estados tróficos. Considerando que os ecossistemas de regiões tropicais possuem metabolismo mais acelerado do que aqueles de regiões temperadas, principalmente pela maior

temperatura, espera-se encontrar diferenças nas relações da comunidade de diatomáceas com o ambiente local e o espaço. Assim, a presente tese visa responder às seguintes questões: “As atividades antrópicas, medidas pelo uso do solo, influenciam de forma diferente a qualidade da água quando são avaliadas em contexto regional (bacia hidrográfica) e local (entorno da represa)?” (capítulo 1), “Quais são os principais componentes que determinam a distribuição das comunidades de diatomáceas em represas de região tropical?” (capítulo 2) e “Quais são os principais fatores que levam ao aumento da diversidade de diatomáceas em represas de região tropical?” (capítulo 3). A presente tese foi dividida em três capítulos, cada qual referente a um artigo científico. Ainda, informações complementares sobre a distribuição das espécies com abundância  $\geq 2\%$ , assim como suas medidas e ilustrações, são apresentadas no Anexo da tese. De acordo com a literatura avaliada, a presente tese contribui com informações inéditas para o conhecimento da ecologia de diatomáceas. Em nível mundial é o primeiro trabalho a abordar a beta diversidade de diatomáceas em represas tropicais. Em nível de Brasil, traz contribuição pioneira para avaliação da análise conjunta dos efeitos do ambiente local, da conectividade e do uso do solo na distribuição de diatomáceas em represas.



## OBJETIVOS

### *Geral*

Avaliar os principais fatores (ambientais e espaciais) que controlam a biodiversidade e a distribuição das diatomáceas planctônicas e de sedimento superficial em represas conectadas de diferentes estados tróficos, com ênfase na bacia do rio Piracicaba e Sistema Cantareira.

### *Específicos*

- Caracterizar as represas da bacia do rio Piracicaba e Sistema Cantareira a partir de variáveis limnológicas da água e geoquímicas do sedimento;
- Avaliar a influência do uso do solo e da conectividade em diferentes escalas espaciais (entorno da represa e bacia hidrográfica) nas características da água e do sedimento superficial de represas;
- Avaliar como as diatomáceas do plâncton e do sedimento superficial de represas respondem às variáveis ambientais locais, à conectividade e ao uso do solo, e se as respostas são similares nos dois compartimentos.
- Avaliar o uso de traços ecológicos na determinação das relações diatomácea-ambiente.
- Determinar qual a força e direção das relações da diversidade de diatomáceas (diversidade  $\beta$ ) com a heterogeneidade ambiental, produtividade e extensão espacial das represas no Estado de São Paulo.

## MÉTODOS GERAIS

### ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo do presente estudo variou entre os capítulos. Os dois primeiros capítulos foram desenvolvidos utilizando dados coletados das represas da Bacia do rio Piracicaba e Sistema Cantareira. Além dessas represas, outras foram incluídas no desenvolvimento do Capítulo 3, utilizando-se o banco de dados do projeto AcquaSed. Dessa forma, o total de vinte quatro represas do Estado de São Paulo, distribuídas em quatro bacias hidrográficas (Piracicaba, Capiravi e Jundiaí; Alto Tietê; Médio Tietê/ Alto Sorocaba; Ribeira de Iguape/Litoral Sul), foram avaliadas no presente estudo (Figura 1). A descrição detalhada da área de estudo dos capítulos 1 e 2 é apresentada a seguir, uma vez que esta é o foco do presente estudo. Detalhes de outras represas, quando pertinentes à interpretação dos resultados, são apresentados no Capítulo 3.

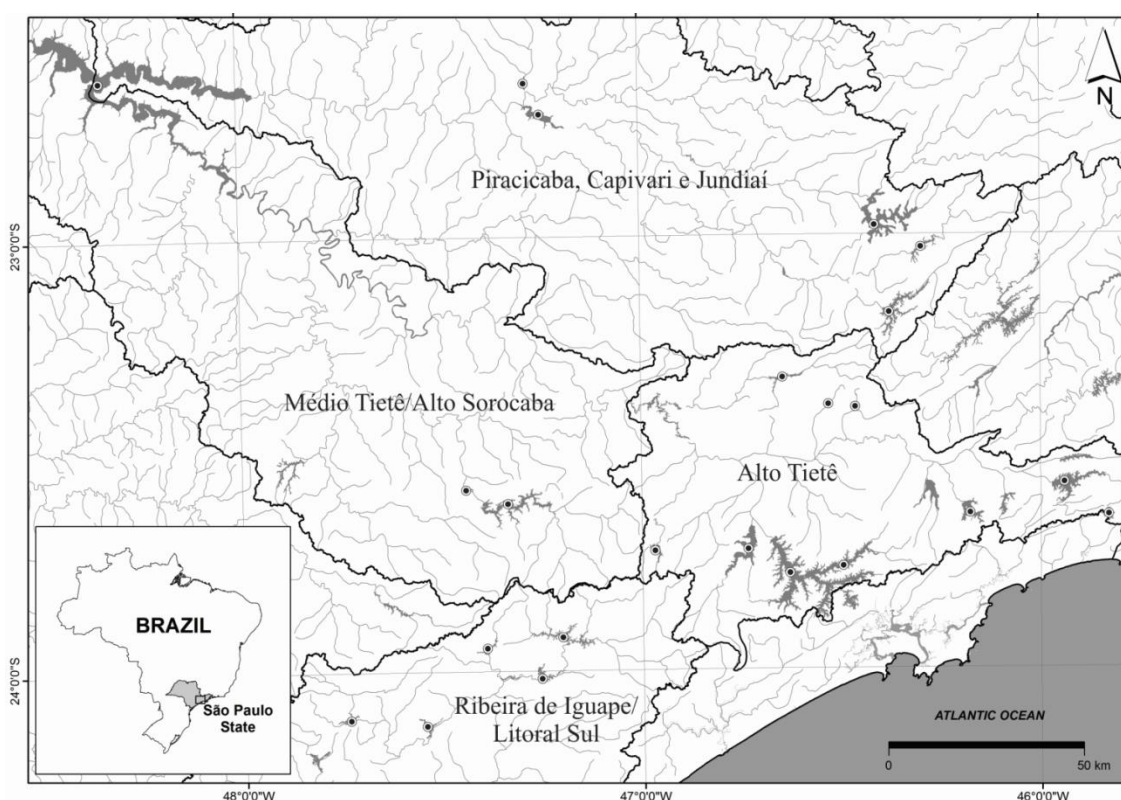


Figura 1. Localização das 24 represas do Estado de São Paulo avaliadas no presente.

As Bacias dos rios Piracicaba, Capiravi e Jundiaí (PCJ; Figura 2) localiza-se entre as coordenadas 22°00' e 23°20' de latitude sul e 45°50' e 48°30' de longitude oeste, abrangendo 72 municípios paulistas e cinco municípios mineiros, cobrindo área de 15.303,67 km<sup>2</sup>. A

maior delas, a Bacia do Rio Piracicaba, possui área de 12.568,72 km<sup>2</sup> e faz parte da Bacia do rio Tietê em sua porção média, inserindo-se na região leste/nordeste do Estado de São Paulo (SHS 2006).

A ausência de um planejamento integrado de infraestrutura de saneamento ambiental e do uso e ocupação do solo na Bacia do rio Piracicaba (pertencente à bacia do PCJ) torna-se um agravante da problemática da disponibilidade de recursos hídricos, onde já existem diversos conflitos quanto ao aspecto quantitativo da água (SHS 2006). A maior problemática dos recursos hídricos da Bacia do rio Piracicaba é a poluição por esgoto doméstico, que diminui a qualidade das águas das bacias prejudicando, por exemplo, atividades nas represas de abastecimento público ou geração de energia. Para os capítulos que focam a Bacia do rio Piracicaba e Sistema Cantareira (Capítulos 1 e 2), foram selecionadas sete represas (Figura 2; Tabela 1), sendo seis represas na Bacia do rio Piracicaba (represas Jaguari, Jacareí, Cachoeira, Atibainha, Salto Grande e do Tatu) e uma represa na Bacia do Alto Tietê (Paiva Castro). Esta represa, apesar de pertencer à Bacia do Alto Tietê, foi contemplada por fazer parte do Sistema Produtor Cantareira.

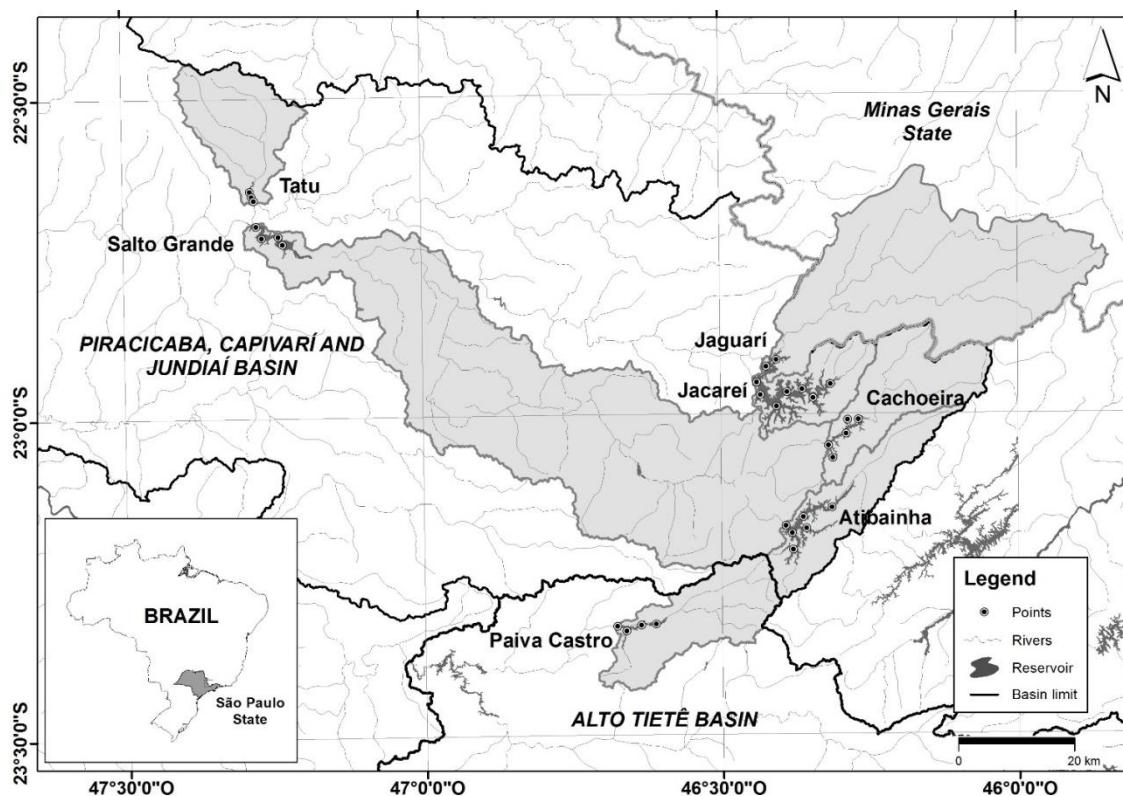


Figura 2. Localização das represas da Bacia do rio Piracicaba e do Sistema Produtor Cantareira. As estações amostrais selecionadas são indicadas pelos pontos e a área cinza indica a sub-bacia de cada represa.

## MÉTODOS GERAIS

### ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo do presente estudo variou entre os capítulos. Os dois primeiros capítulos foram desenvolvidos utilizando dados coletados das represas da Bacia do rio Piracicaba e Sistema Cantareira. Além dessas represas, outras foram incluídas no desenvolvimento do Capítulo 3, utilizando-se o banco de dados do projeto AcquaSed. Dessa forma, o total de vinte quatro represas do Estado de São Paulo, distribuídas em quatro bacias hidrográficas (Piracicaba, Capiravi e Jundiaí; Alto Tietê; Médio Tietê/ Alto Sorocaba; Ribeira de Iguape/Litoral Sul), foram avaliadas no presente estudo (Figura 1). A descrição detalhada da área de estudo dos capítulos 1 e 2 é apresentada a seguir, uma vez que esta é o foco do presente estudo. Detalhes de outras represas, quando pertinentes à interpretação dos resultados, são apresentados no Capítulo 3.

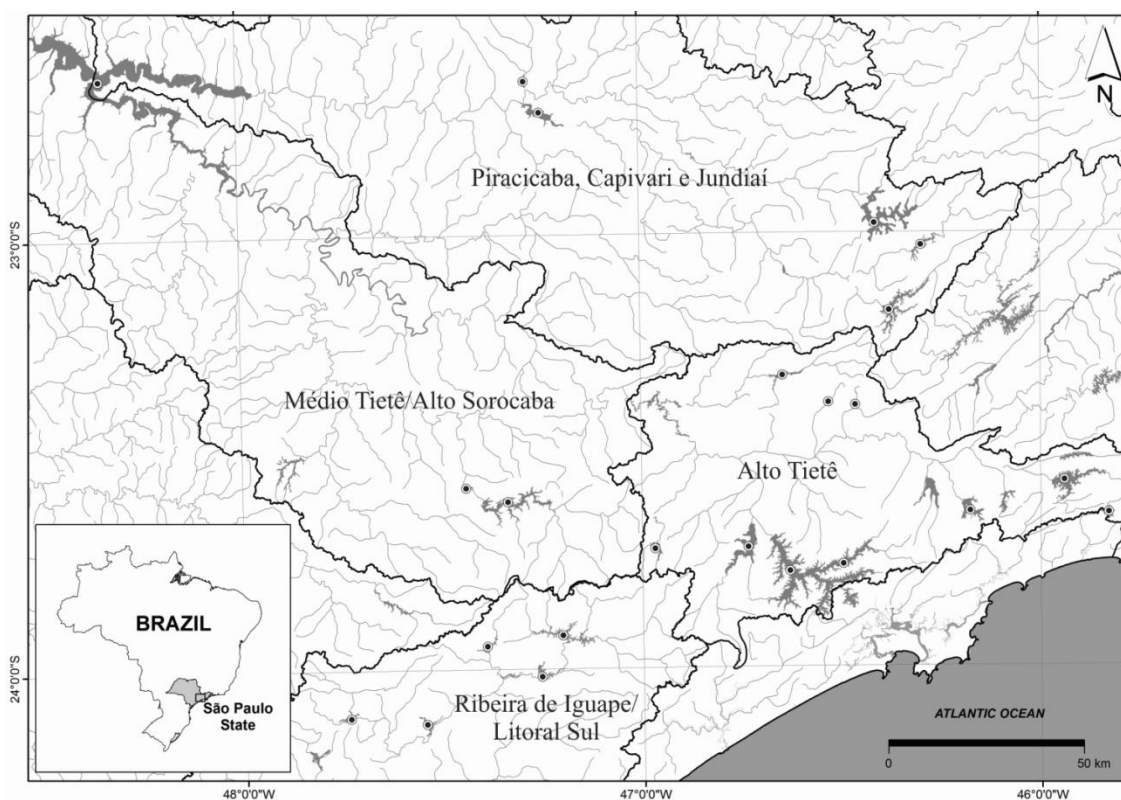


Figura 1. Localização das 24 represas do Estado de São Paulo avaliadas no presente.

As Bacias dos rios Piracicaba, Capiravi e Jundiaí (PCJ; Figura 2) localiza-se entre as coordenadas 22°00' e 23°20' de latitude sul e 45°50' e 48°30' de longitude oeste, abrangendo 72 municípios paulistas e cinco municípios mineiros, cobrindo área de 15.303,67 km<sup>2</sup>. A

maior delas, a Bacia do Rio Piracicaba, possui área de 12.568,72 km<sup>2</sup> e faz parte da Bacia do rio Tietê em sua porção média, inserindo-se na região leste/nordeste do Estado de São Paulo (SHS 2006).

A ausência de um planejamento integrado de infraestrutura de saneamento ambiental e do uso e ocupação do solo na Bacia do rio Piracicaba (pertencente à bacia do PCJ) torna-se um agravante da problemática da disponibilidade de recursos hídricos, onde já existem diversos conflitos quanto ao aspecto quantitativo da água (SHS 2006). A maior problemática dos recursos hídricos da Bacia do rio Piracicaba é a poluição por esgoto doméstico, que diminui a qualidade das águas das bacias prejudicando, por exemplo, atividades nas represas de abastecimento público ou geração de energia. Para os capítulos que focam a Bacia do rio Piracicaba e Sistema Cantareira (Capítulos 1 e 2), foram selecionadas sete represas (Figura 2; Tabela 1), sendo seis represas na Bacia do rio Piracicaba (represas Jaguari, Jacareí, Cachoeira, Atibainha, Salto Grande e do Tatu) e uma represa na Bacia do Alto Tietê (Paiva Castro). Esta represa, apesar de pertencer à Bacia do Alto Tietê, foi contemplada por fazer parte do Sistema Produtor Cantareira.

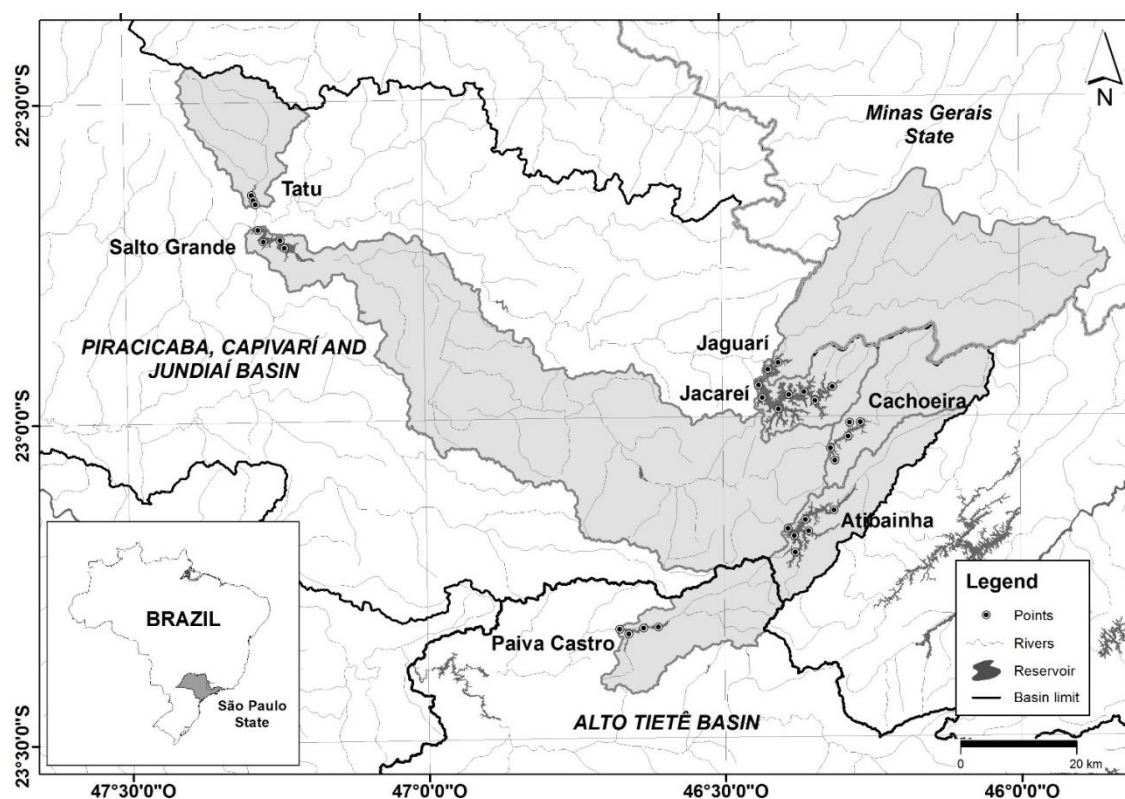


Figura 2. Localização das represas da Bacia do rio Piracicaba e do Sistema Produtor Cantareira. As estações amostrais selecionadas são indicadas pelos pontos e a área cinza indica a sub-bacia de cada represa.



Tabela 1. Resumo das principais características dos reservatórios. ET = Estado Trófico.  $Z_{\text{máx}}$  = profundidade máxima,  $t_{\text{res}}$  = tempo de residência, e  $V_{\text{máx}}$  = Volume máximo.

|                                                                   | Jaguari-Jacaré                                              | Cachoeira                | Atibainha                | Paiva Castro              | Represa do Tatu          | Salto Grande             |
|-------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------|--------------------------|--------------------------|---------------------------|--------------------------|--------------------------|
| <b>ET</b>                                                         | Oligo <sup>(1)</sup>                                        | Oligo <sup>(1)</sup>     | Oligo <sup>(1)</sup>     | Oligo-meso <sup>(1)</sup> | Meso-eu <sup>(3)</sup>   | Eu-hiper <sup>(2)</sup>  |
| <b><math>Z_{\text{máx}}</math> (m)</b>                            | 46,0 <sup>(5)</sup>                                         | 23,0 <sup>(5)</sup>      | 24,7 <sup>(5)</sup>      | 12,4 <sup>(5)</sup>       | 7,0 <sup>(3)</sup>       | 19,8 <sup>(2)</sup>      |
| <b><math>t_{\text{res}}</math> (dias)</b>                         | 384,2 <sup>(4)</sup>                                        | 36,3 <sup>(4)</sup>      | 99,6 <sup>(4)</sup>      | 10,3 <sup>(4)</sup>       | 12,5 <sup>(3)</sup>      | 30 <sup>(2)</sup>        |
| <b>Área (km<sup>2</sup>)</b>                                      | 42,4 <sup>(4)</sup>                                         | 6,99 <sup>(4)</sup>      | 20,17 <sup>(4)</sup>     | 4,22 <sup>(4)</sup>       | 0,46 <sup>(3)</sup>      | 13,25 <sup>(2)</sup>     |
| <b><math>V_{\text{máx}}</math> (10<sup>6</sup> m<sup>3</sup>)</b> | 1082,5 <sup>(4)</sup>                                       | 113,9 <sup>(4)</sup>     | 303,2 <sup>(4)</sup>     | 32,7 <sup>(4)</sup>       | 1 <sup>(3)</sup>         | 106 <sup>(2)</sup>       |
| <b>Construção</b>                                                 | 1982 <sup>(1)</sup>                                         | 1974 <sup>(1)</sup>      | 1975 <sup>(1)</sup>      | 1973 <sup>(1)</sup>       | 1924 <sup>(3)</sup>      | 1949 <sup>(2)</sup>      |
| <b>Coordenadas</b>                                                | 22°53'20"S<br>46°24'49"O                                    | 23°01'27"S<br>46°17'11"O | 23°10'45"S<br>46°22'36"O | 23°20'03"S<br>46°39'36"O  | 22°39'17"S<br>47°15'58"O | 22°43'00"S<br>47°15'52"O |
| <b>Município</b>                                                  | Piracaia/<br>Joanópolis/<br>Vargem/<br>Bragança<br>Paulista | Piracaia                 | Nazaré<br>Paulista       | Franco da<br>Rocha        | Limeira                  | Americana                |
| <b>Abastecimento</b>                                              | RMSP                                                        | RMSP                     | RMSP                     | RMSP                      | -                        | -                        |
| <b>Monitoramento</b>                                              | Sabesp                                                      | Sabesp                   | Sabesp                   | Sabesp                    | Cetesb                   | Cetesb                   |

<sup>(1)</sup>Whatley & Cunha (2007); <sup>(2)</sup>Leite *et al.* (2000); <sup>(3)</sup>Mansor (2005); <sup>(4)</sup>ANA (2013). <sup>(5)</sup>Sabesp - comunicação pessoal.

**Sistema Cantareira:** Considerado um dos maiores sistemas produtores de água do mundo, abastecia até 2014, antes da severa estiagem, 46% da população da Região Metropolitana de São Paulo (RMSP). O Sistema Cantareira produzia 33 mil litros de água por segundo, sendo 31 mil litros provenientes da bacia do rio Piracicaba e dois mil litros da Bacia do Alto Tietê. O Sistema Cantareira está inserido no Parque Estadual da Cantareira, um dos maiores parques urbanos do mundo (7.482 ha), e sua área de drenagem possui área total de aproximadamente 228 mil hectares, abrangendo oito municípios no Município de São Paulo (55,2% da área total) e quatro deles em Minas Gerais (44,8% da área). As águas produzidas são, em sua grande maioria, provenientes da bacia hidrográfica do rio Piracicaba e transpostas para a bacia hidrográfica do Alto Tietê (Whatley & Cunha 2007). O Sistema Cantareira sofreu uma drástica redução de seu volume devido à forte estiagem no ano de 2014, chegando a esgotar toda a capacidade útil do sistema, operando apenas com o chamado volume morto (Coutinho *et al.* 2015).

O Sistema Cantareira é formado por cinco represas de regularização de vazão, interligadas por túneis e canais na seguinte sequência: Jaguari, Jacaré, Cachoeira, Atibainha e Paiva Castro (Figura 3). As águas retiradas do Paiva Castro são bombeadas para o reservatório Águas Claras e então enviadas para a Estação de Tratamento de Água do Guaraú, onde passam pelo processo de tratamento e são distribuídas.

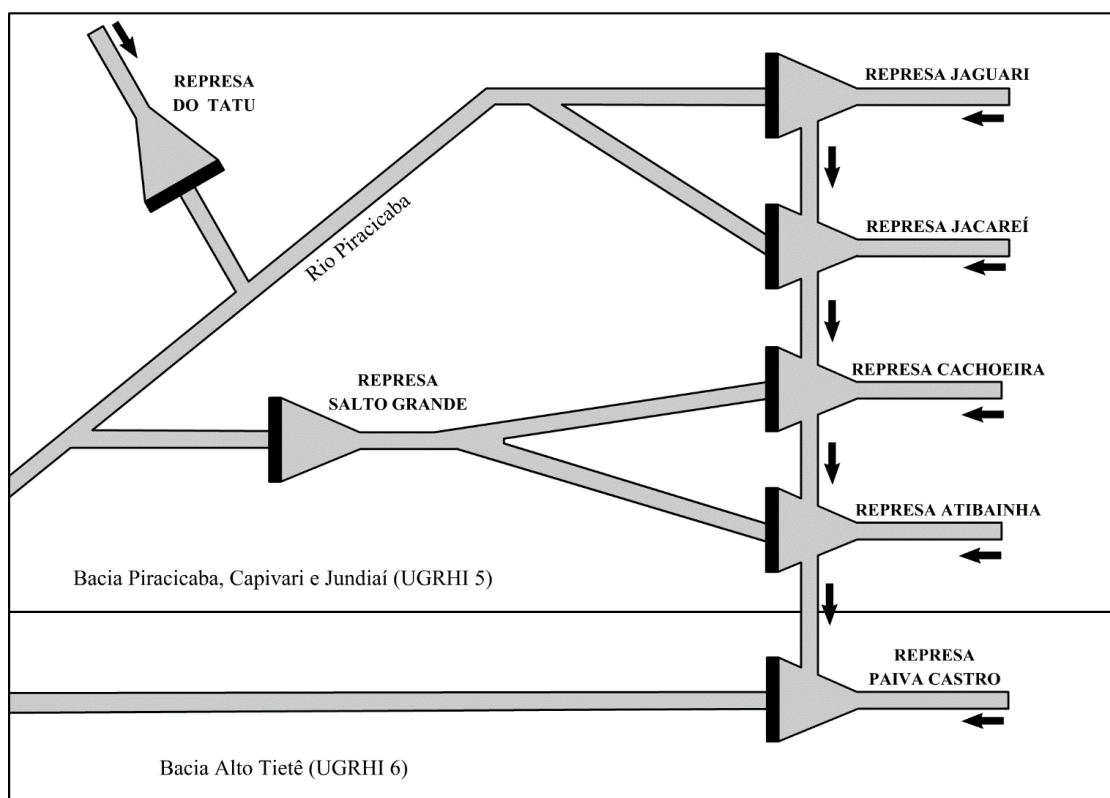


Figura 3. Esquema representativo do Sistema Cantareira inserido no contexto das bacias do PCJ (Piracicaba, Capivari e Jundiaí) (quadro superior) e do Alto Tietê (quadro inferior).  
Fonte: adaptado de SHS (2006).

**Represas Jaguari e Jacareí:** são as duas primeiras represas do Sistema Produtor da Cantareira, consideradas algumas vezes na literatura como uma represa, conectadas em seu corpo central por um canal de interligação de aproximadamente 670 m de extensão. Somadas, tornam-se a maior de todas as represas do Sistema Cantareira, com área inundada nos municípios de Vargem, Bragança Paulista, Joanópolis e Piracaia. Produz grande parte da água do Sistema Cantareira (22 mil litros por segundo), com maior contribuição da sub-bacia do rio Jaguari. Esta sub-bacia, dentro do Sistema Cantareira, possui área de drenagem de 103.243,4 hectares que abrange municípios do Estado de São Paulo (15 municípios) e do Estado de Minas Gerais (quatro municípios), sendo então considerada Federal. A sub-bacia do rio Jacareí, dentro do Sistema Cantareira, possui área de drenagem de 20.290,7 hectares, que abrange os municípios de Vargem, Bragança Paulista, Piracaia e Joanópolis, onde, neste último, possui a maior parte das suas nascentes. A represa Jaguari-Jacareí está conectada à represa Cachoeira através do túnel 7, com 5.885 m de extensão (Whately & Cunha 2007). No presente trabalho, elas serão consideradas como duas represas, uma vez que são alimentadas por diferentes tributários e apresentam duas barragens distintas.

**Represa Cachoeira:** é a terceira represa da sequência do Sistema Cantareira, ocupando uma posição intermediária entre as represas Jaguari-Jacareí e Atibainha. É formada pela barragem do rio Cachoeira e entrou em operação em novembro de 1974, como parte das obras da 1ª etapa do Sistema Cantareira. A bacia hidrográfica do rio Cachoeira, com área de 39.167,3 hectares, abrange parcialmente os municípios de Camanducaia, Joanópolis e Piracaia. A área inundada do reservatório contribui com cinco mil litros por segundo para o sistema produtor, e está localizada no Município de Piracaia. Está interligado à represa Atibainha pelo túnel 6, com 4.700 metros de extensão, e por um canal de cerca de 1.200 metros (Whately & Cunha 2007).

**Represa Atibainha:** é a quarta represa da sequência, ocupando posição intermediária entre os reservatórios Cachoeira e Paiva Castro. É formada pelo represamento do rio Atibainha, cuja área de drenagem abrange 31.476,9 hectares, compreendendo parcialmente os municípios de Piracaia e Nazaré Paulista, e contribuindo com a formação da bacia hidrográfica do rio Piracicaba. Entrou em operação em fevereiro de 1975, durante a 1ª etapa de implantação do Sistema Cantareira. Sua área inundada, localizada inteiramente no Município de Nazaré Paulista, contribui com quatro mil litros de água por segundo para o Sistema Cantareira. Está interligada ao reservatório Paiva Castro pelo túnel 5, com 9.840 metros de extensão, e por um canal à jusante do rio Juquery-mirim (Whately & Cunha 2007, Ditt *et al.* 2008).

**Represa Paiva Castro:** é a receptora final do Sistema Produtor Cantareira. É formada pela barragem do rio Juquery, que conta com uma bacia hidrográfica de 33.771 hectares, sendo a única do sistema que não faz parte da bacia do PCJ, integrando a bacia hidrográfica do Alto Tietê. A bacia, localizada parcialmente nos municípios de Caieiras, Franco da Rocha, Mairiporã e Nazaré Paulista, apresenta intensa urbanização, apesar de estar parcialmente inserida nos limites da Área de Proteção dos Mananciais. Situada no Município de Mairiporã, a represa entrou em operação em maio de 1971 e contribui com dois mil litros de água por segundo. Está situada entre a crista da Serra da Cantareira e a da Serra do Juqueri, tornando-se passível da recepção das cargas poluidoras, principalmente, de origem doméstica proveniente do Município de Mairiporã (Giatti 2000, Whately & Cunha 2007).

O uso do solo no Sistema Cantareira é caracterizado por usos não urbanos, principalmente devido às atividades econômicas que se desenvolveram ali, como o café e a agropecuária. Mais da metade da área do sistema é ocupada por áreas de campos antrópicos



que, somando-se as áreas de agriculturas, mineração e outros usos antrópicos, atingem 70% de alteração do território. De forma contrastante, a bacia do rio Jaguari abriga tanto grande parte dos usos antrópicos do Sistema Cantareira (47%) quanto a maioria das áreas de vegetação natural (38,2%). O uso urbano ocupa 3% da área total do sistema, concentrando-se nas bacias do Juquery (42,2%) e do Jaguari (33,5%). Em um contexto geral, todas as bacias formadoras do Sistema Cantareira possuem pelo menos metade do seu território alterado por atividades humanas (Whately & Cunha 2007).

Além das represas formadoras do Sistema Cantareira, outras duas represas foram incorporadas ao presente estudo, aumentando assim a malha espacial dentro da Bacia do PCJ: represa Salto Grande e Represa do Tatu.

**Represa Salto Grande:** pertencente à sub-bacia hidrográfica do rio Piracicaba, é formada pela barragem do rio Atibaia, que por sua vez é formado pela união dos rios Cachoeira e Atibainha, que fazem parte do Sistema Cantareira. A bacia do rio Atibaia, na qual estão inseridas as bacias hidrográficas do rio Cachoeira e do rio Atibainha, tem área de 281.640 hectares e abrange, total ou parcialmente, 16 municípios do Estado de São Paulo e um município do Estado de Minas Gerais (Laurentis *et al.* 2009). Localizado no Município de Americana (SP), o reservatório Salto Grande localiza-se em um dos maiores centros de desenvolvimento econômico e concentração populacional do Estado de São Paulo, a Região Metropolitana de Campinas (Caporusso *et al.* 2009).

**Represa do Tatu:** está localizada na parte jusante da bacia do Ribeirão do Pinhal, sendo este o seu principal tributário. Localizada no Município de Limeira (SP), a bacia hidrográfica do Ribeirão do Pinhal compreende uma área de 301,4 km<sup>2</sup>, principalmente utilizada na citricultura e monocultura de cana (Mansor 2005). A represa tem como principal uso a geração de energia elétrica (desde 2003, PCH Ribeirão do Pinhal) e foi construída em 1924 (PCH Salto do Lobo - comunicação pessoal). O entorno da represa é em grande parte utilizado em atividades agrícolas, com exceção de uma estreita faixa nas margens da represa, onde foi feito o reflorestamento da mata ciliar.

#### DELINEAMENTO AMOSTRAL

As estações amostrais foram escolhidas após visita prévia de modo a abranger as principais entradas (túneis e afluentes) e saídas (túneis e barragem) de água das represas, a região mais profunda, onde há maior acumulação de informações no sedimento, além de levar

em considerações informações de monitoramento da Sabesp, Cetesb (CETESB 2012) e dados de literatura (*e.g.* Espíndola *et al.* 2004; Mansor, 2005; Whately & Cunha 2007). Desta forma, para as represas da bacia do rio Piracicaba e Sistema Cantareira foram selecionadas 31 estações amostrais (Tabela 2).

As amostragens da coluna d'água para análises das variáveis físicas e químicas da água e das diatomáceas planctônicas foram realizadas em duas épocas do ano (verão e inverno de 2010 - Jaguari and Jacareí – e de 2013 – Cachoeira, Atibainha, Paiva Castro, Salto Grande and Tatu), com auxílio de garrafa tipo van Dorn, na sub-superfície, profundidade média da coluna d'água e a 1 m do fundo da coluna d'água. A média da coluna d'água para as variáveis ambientais foi calculada a fim de compor apenas uma leitura geral da estação amostral. Para as diatomáceas, as amostras das diferentes profundidades coletadas foram integradas, visando compor uma única amostra.

Os sedimentos superficiais para análise geoquímica e de diatomáceas foram amostrados apenas no inverno por integrarem uma escala de tempo maior. Para tanto, foi utilizado testemunhador de gravidade UWITEC (Mondsee, Áustria), aproveitando-se os dois primeiros centímetros superficiais, os quais usualmente integram de um a dois anos de informação (Smol 2008). Para compor a heterogeneidade do sedimento superficial, foram integradas três amostras (n = 3) em cada estação de amostragem.

Tabela 2. Código, coordenadas, estado trófico, profundidade máxima e uso do solo predominante das estações amostrais (US = Uso Solo: A = agricultura, C = campos, M = mata e U = urbanização; Z = profundidade).

| Represa   | Estação | Coordenadas |             | Estado Trófico                   | Z (m)               | US <sup>(5)</sup> |
|-----------|---------|-------------|-------------|----------------------------------|---------------------|-------------------|
| Jaguari   | JA1     | 22°54'17"S  | 46°24'03"O  | Mesotrófico <sup>(1)</sup>       | 9,9 <sup>(1)</sup>  | C/M               |
|           | JA2     | 22°55'52"S  | 46°25'47"O  | Oligotrófico <sup>(1)</sup>      | 42,5 <sup>(1)</sup> | C/M               |
|           | JC1     | 22°57'08"S  | 46°26'33"O  | Ultraoligotrófico <sup>(1)</sup> | 39,5 <sup>(1)</sup> | C/M               |
|           | JC2     | 22°58'54"S  | 46°25'07"O  | Ultraoligotrófico <sup>(1)</sup> | 29,0 <sup>(1)</sup> | C/M               |
| Jacareí   | JC3     | 22°59'11"S  | 46°24'86"O  | Ultraoligotrófico <sup>(1)</sup> | 37,8 <sup>(1)</sup> | C/U               |
|           | JC4     | 22°58'15"S  | 46°23'03"O  | Ultraoligotrófico <sup>(1)</sup> | 32,5 <sup>(1)</sup> | C                 |
|           | JC5     | 22°57'43"S  | 46°21'44"O  | Ultraoligotrófico <sup>(1)</sup> | 29,2 <sup>(1)</sup> | C                 |
|           | JC6     | 22°58'62"S  | 46°20'42"O  | Ultraoligotrófico <sup>(1)</sup> | 22,7 <sup>(1)</sup> | C                 |
|           | JC7     | 22°56'94"S  | 46°18'49"O  | Mesotrófico <sup>(1)</sup>       | 8,0 <sup>(1)</sup>  | C/U               |
| Cachoeira | CA1     | 23°00'06" S | 46°16'05" O | Oligotrófico <sup>(2)</sup>      | 11,5 <sup>(2)</sup> | C                 |
|           | CA2     | 23°00'37" S | 46°17'11" O | n.d.                             | n.d.                | C                 |
|           | CA3     | 23°01'56" S | 46°17'20" O | Oligotrófico <sup>(2)</sup>      | 23,1 <sup>(2)</sup> | C                 |
|           | CA4     | 23°03'00" S | 46°19'07" O | Oligotrófico <sup>(2)</sup>      | 17,3 <sup>(2)</sup> | C                 |
|           | CA5     | 23°04'11" S | 46°18'41" O | Oligotrófico <sup>(2)</sup>      | 13,9 <sup>(2)</sup> | C                 |
| Atibainha | AT1     | 23°08'50" S | 46°18'50" O | n.d.                             | 11,2 <sup>(2)</sup> | M                 |
|           | AT2     | 23°09'42" S | 46°21'44" O | Oligotrófico <sup>(2)</sup>      | 21,1 <sup>(2)</sup> | M                 |
|           | AT3     | 23°11'11" S | 46°22'51" O | n.d.                             | 24,4 <sup>(2)</sup> | M/C               |

|                        |     |             |             |                               |                     |     |
|------------------------|-----|-------------|-------------|-------------------------------|---------------------|-----|
|                        | AT4 | 23°10'31" S | 46°23'29" O | Oligotrófico <sup>(2)</sup>   | 22,7 <sup>(2)</sup> | C/U |
|                        | AT5 | 23°12'46" S | 46°22'54" O | n.d.                          | 16,5 <sup>(2)</sup> | M/C |
|                        | AT6 | 23°10'46" S | 46°21'25" O | n.d.                          | n.d.                | M/C |
| <b>Paiva Castro</b>    | PC1 | 23°19'30" S | 46°36'03" O | n.d.                          | n.d.                | U/M |
|                        | PC2 | 23°19'44" S | 46°38'12" O | Oligotrófico <sup>(2)</sup>   | 8,9 <sup>(2)</sup>  | M/U |
|                        | PC3 | 23°20'08" S | 46°39'39" O | Mesotrófico <sup>(2)</sup>    | 12,4 <sup>(2)</sup> | M/C |
|                        | PC4 | 23°19'55" S | 46°40'35" O | Oligotrófico <sup>(2)</sup>   | 8,5 <sup>(2)</sup>  | M/C |
| <b>Salto Grande</b>    | SG1 | 22°43'43" S | 47°13'56" O | Hipereutrófico <sup>(3)</sup> | 7,0 <sup>(3)</sup>  | A/U |
|                        | SG2 | 22°42'59" S | 47°14'26" O | Hipereutrófico <sup>(3)</sup> | 4,0 <sup>(3)</sup>  | A   |
|                        | SG3 | 22°43'05" S | 47°16'02" O | Hipereutrófico <sup>(3)</sup> | 10,0 <sup>(3)</sup> | A/U |
|                        | SG4 | 22°42'04" S | 47°16'51" O | Supereutrófico <sup>(3)</sup> | 12,0 <sup>(3)</sup> | A/U |
| <b>Represa do Tatu</b> | TU1 | 22°38'45" S | 47°17'09" O | Eutrófico <sup>(4)</sup>      | 4,0 <sup>(4)</sup>  | A   |
|                        | TU2 | 22°39'17" S | 47°17'01" O | Mesotrófico <sup>(4)</sup>    | 5,0 <sup>(4)</sup>  | A   |
|                        | TU3 | 22°39'36" S | 47°16'45" O | Eutrófico <sup>(4)</sup>      | 4,0 <sup>(4)</sup>  | A   |

<sup>(1)</sup>Nascimento (2012); <sup>(2)</sup>Sabesp (comunicação pessoal, 2012); <sup>(3)</sup>Espíndola *et al.* (2004); <sup>(4)</sup>Mansor (2005);

<sup>(5)</sup>Google Earth (2013); n.d. = dados não disponíveis.

## VARIÁVEIS AMBIENTAIS FÍSICAS E QUÍMICAS

### *Uso do solo*

Para a determinação e quantificação do uso do solo foram utilizados (1) mapeamentos a partir da interpretação de imagens SPOT 2007-2009, desenvolvido pela Coordenadoria de Planejamento Ambiental, Instituto Geológico - Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, escala 1:25.000, para o entorno das represas (exceto Paiva Castro) e para as sub-bacias (exceto Paiva Castro e Jaguari) (São Paulo 2013), (2) mapeamentos a partir da interpretação de imagens IKONOS 2002, escala 1:25.000, desenvolvido pela Emplasa, para o entorno e sub-bacia da represa Paiva Castro (São Paulo 2015), e (3) mapeamentos a partir das informações do IBGE 2010, escala: 1:5.000.000, para a sub-bacia da represa Jaguari (IBGE, 2015). O uso do solo foi classificado em áreas naturais (florestas, área de reflorestamento, áreas ripárias e cursos d'água), pastagens, agricultura (culturas permanentes e semipermanentes) e em áreas urbanas (áreas edificáveis e solo exposto).

O percentual de cobertura de cada uma das classes de uso do solo foi determinado em duas escalas: **entorno** - referente à área circundante à represa até a distância de 1 km a partir da sua margem (Figura 4A) - e **bacia** - referente à sub-bacia à montante de cada uma das represas (Figura 4B). Contudo, para representar o efeito do uso do solo nas características da água e do sedimento superficial e na comunidade de diatomáceas, para cada uma das estações

amostrais foi necessário ponderar o valor do uso do solo de acordo com a magnitude do efeito na estação amostral. Para a ponderação do efeito do uso do solo no entorno foi considerado que somente a área do uso do solo à montante da estação amostral possuiria uma relação com as variáveis medidas da água e do sedimento. Assim, o fator de ponderação foi calculado baseado na razão da distância da estação amostral para o rio principal formador da represa ( $d_i$ ) com a distância da estação amostral mais distante em relação ao rio principal ( $D$ ), dadas essas distâncias em metros (Figura 4C). Esta razão, quando multiplicada pelos valores de percentual de cobertura das classes do uso do solo do entorno (Eq. 1), resultará em valores menores de cobertura do uso do solo quanto mais próximo a estação amostral estiver do rio principal. Para a ponderação do uso do solo na escala de bacia, foi levado em consideração que todos os acontecimentos da área da sub-bacia da represa devem ter maior efeito nas características da água e do sedimento superficial da estação amostral mais próxima ao rio principal e que esse efeito seria diluído ao longo da represa, sendo, assim, menor na estação amostral mais distante. O fator de ponderação neste caso seria o inverso da distância da estação amostral para o rio principal ( $1/d_i$ ), que deve ser multiplicado pelo percentual de cobertura das classes de uso do solo da sub-bacia da represa (Figura 4D; Eq. 2). Desta forma, quanto mais próxima for a estação amostral do rio principal, maior serão os valores de cobertura do uso do solo referentes àquela estação amostral.

$$US_{Ei} = US_{entorno} \times \left( \frac{d_i}{D} \right) \quad [\text{Eq. 1}]$$

$$US_{Ei} = US_{bacia} \times \left( \frac{1}{d_i} \right) \quad [\text{Eq. 2}]$$

Onde,

$US_{Ei}$  = uso do solo na estação amostral;

$US_{entorno}$  = uso do solo do entorno da represa;

$US_{bacia}$  = uso do solo da sub-bacia da represa;

$d_i$  = distância da estação amostral para o rio principal formador da represa;

$D$  = distância da estação amostral mais distante para o rio principal.

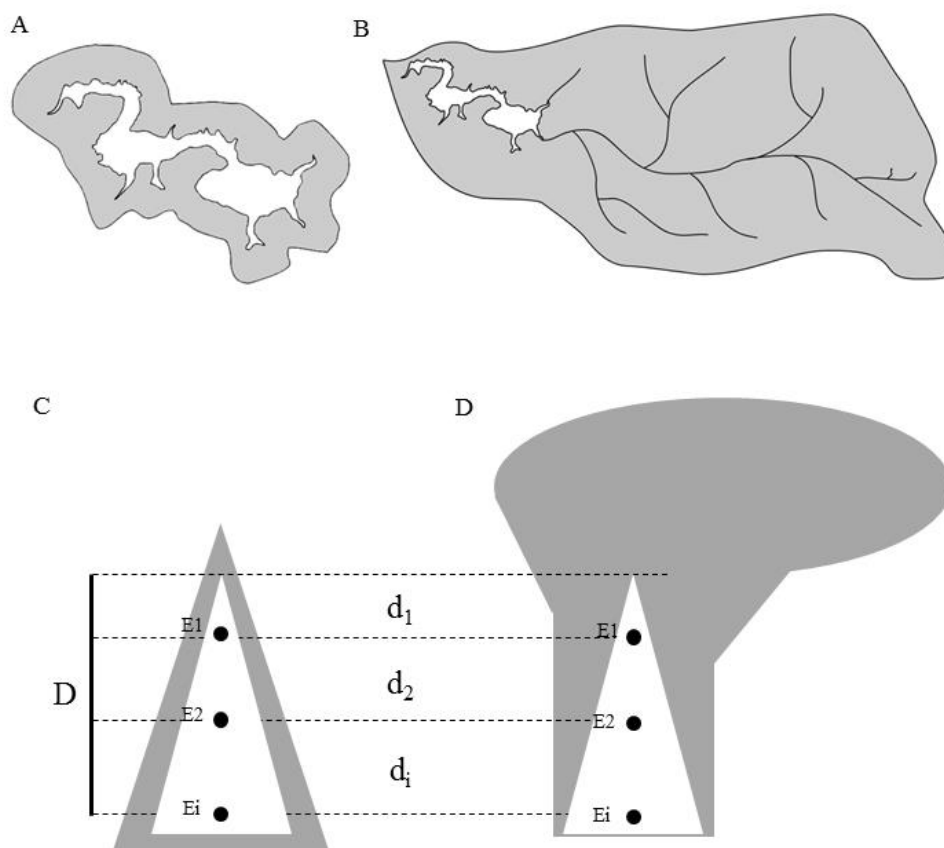


Figura 4. Esquema da delimitação da área avaliada para a determinação do uso do solo no entorno (A) e na bacia (B) da represa. Para a ponderação do efeito do uso do solo foram determinadas as distâncias de cada uma das estações amostrais em relação ao rio principal ( $d$ ) e a distância máxima, representada pela distância da estação amostral mais distante em relação ao rio principal ( $D$ ; Figura 4C e 4D). O triângulo branco representa a represa, os círculos pretos as estações amostrais e a área cinza a região onde foi determinada a cobertura do uso do solo.

### ***Variáveis limnológicas abióticas e biomassa fitoplanctônica***

Na coluna d'água, foram medidos, *in situ*, a temperatura, pH, condutividade elétrica utilizando sonda multiparâmetro Horiba U-53. A transparência da água foi determinada a partir do desaparecimento do disco de Secchi. As amostras de água foram transportadas em caixa térmica, sob refrigeração, até o laboratório, sendo processadas no dia de amostragem. As variáveis limnológicas abióticas analisadas foram: alcalinidade (Golterman & Clymo 1969), espécies de carbono inorgânico, nitrato e nitrito (Mackreth *et al.* 1978), nitrogênio amoniacal (Solorzano 1969), fósforo solúvel reativo e fósforo total dissolvido (Strickland & Parsons 1960), nitrogênio total e fósforo total (Valderrama 1981), sílica solúvel reativa (Golterman *et al.* 1978) e oxigênio dissolvido, pelo método de Winkler. As amostras para análise da fração dissolvida dos nutrientes foram filtradas em filtro Whatman GF/F, sob baixa

pressão ( $< 0,50$  atm). A clorofila-a (corrigida da feofitina pela acidificação) foi determinada pelo método de extração em etanol 90% aquecido por 5 minutos, sem maceração (Sartory & Grobollar 1984) e os cálculos baseados em Golterman *et al.* (1978). A fração total de nitrogênio e fósforo, bem como as análises de clorofila-a foram processadas em, no máximo, 30 dias após a amostragem.

### ***Variáveis geoquímicas do sedimento***

O sedimento superficial foi caracterizado a partir dos marcadores geoquímicos: fósforo total (Andersen 1976; Valderrama 1981), carbono orgânico total, nitrogênio total, seus isótopos estáveis ( $^{13}\text{C}$  e  $^{15}\text{N}$ ) e granulometria. A geoquímica orgânica (C, N, C/N) e a isotópica ( $\delta^{13}\text{C}$  e  $\delta^{15}\text{N}$ ) vêm sendo empregadas para caracterizar as fontes de matéria orgânica (Meyer 1994), bem como na avaliação dos impactos causados pelo uso e ocupação do entorno e as consequentes alterações na acumulação de matéria orgânica nos sedimentos, pois permitem distinguir a matéria orgânica oriunda de plantas terrestres, macrófitas aquáticas, algas e bactérias (Augustinus *et al.* 2006; Das *et al.* 2007). Tais análises (exceto fósforo total) foram realizadas em laboratório acreditado internacionalmente (UC Davis Stable Isotope Facility, University of California) a partir de analisador elementar PDZ Europa ANCA\_GSL acoplado a espectrômetro de massa PDZ Europa 20-20. O tamanho das partículas para análise da granulometria foi avaliado a partir do espalhamento de feixe laser, por meio de analisador automático de marca CILAS, modelo 1064L, no Laboratório de Sedimentologia da UFF e os resultados da granulometria foram calculados a partir do programa estatístico Gradistat 8.0 (Blott & Pye 2001).

## **VARIÁVEIS BIÓTICAS**

A estrutura da comunidade de diatomáceas foi avaliada a partir de análise taxonômica e quantitativa das amostras planctônicas e de sedimentos superficiais. O material foi oxidado segundo Battarbee *et al.* (2001), utilizando peróxido de hidrogênio ( $\text{H}_2\text{O}_2$  35%) e ácido clorídrico (HCl 10%). As lâminas permanentes foram montadas utilizando Naphrax<sup>®</sup> ( $n = 1,73$ ) como meio de inclusão.

### ***Análise qualitativa***

O exame taxonômico foi baseado em análise populacional ( $n = 20$  por unidade amostral), registrando a variabilidade morfológica dos táxons. A análise foi realizada por meio de microscópio óptico binocular Zeiss, Axioskop2 plus, equipado com contraste-de-fase

e sistema de captura de imagem. Os táxons foram, sempre que possível, identificados em nível específico e infraespecífico, com auxílio de obras clássicas (e.g. van Heurck 1899, Hustedt 1930, Simonsen 1987, Round *et al.* 1990) e recentes (e.g. Metzeltin *et al.* 2005, Metzeltin & Lange-Bertalot 2007, Taylor *et al.* 2007; Cremer & Koolmes 2010), bem como do banco de dados do projeto AcquaSed. A padronização dos nomes botânicos foi feita mediante consulta ao catálogo de gêneros e espécies de diatomáceas disponibilizado pela Academia de Ciências da Filadélfia (Academia de Ciências da Filadélfia 2013). As amostras foram 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 e as lâminas permanentes armazenadas no laminário de diatomáceas no Núcleo de Pesquisa de Ecologia desta instituição.

### **Análise quantitativa**

A análise quantitativa foi realizada conforme Battarbee *et al.* (2001). A contagem de indivíduos foi feita em transeções longitudinais nas lâminas permanentes, utilizando microscópio óptico binocular Zeiss, Axioscop2 Plus, equipado com contraste de fase e sistema de captura de imagem, em aumento de 1000x. A unidade básica de contagem foi a valva, onde fragmentos foram incluídos desde que passíveis de identificação por meio da área central ou das extremidades (no caso de algumas espécies arrafídeas) e os quais se visualizem, pelo menos, 50% da valva (Barttabee *et al.* 2001). O limite de contagem foi determinado por dois critérios: mínimo de 400 valvas no total (Battarbee *et al.* 2001) e eficiência de contagem mínima de 90%, de acordo com Pappas & Stoermer (1996).

### **Traços ecológicos**

As espécies de diatomáceas com abundância  $\geq 2\%$  na análise quantitativa foram organizadas em três diferentes grupos de traços ecológicos: (1) morfologia de crescimento, (2) tamanho da célula e (3) preferência trófica.

A matriz de **morfologia de crescimento** (grupo 1) foi dividida em espécies planctônicas, espécies de baixo perfil, espécies de alto perfil e espécies móveis, descritas primeiramente por Passy (2007) e aprimoradas por Rimet & Bouchez (2012). Para tanto, foram consideradas (a) espécies planctônicas, as que apresentam adaptações a ambientes lênticos com atributos morfológicos que dificultam a sua sedimentação, como a formação de filamentos em *Aulacoseira*; (b) espécies de baixo perfil, as que apresentam características de resistência à alta velocidade de corrente e a baixos teores de nutrientes, como *Achnantheidium*,

e (c) espécies de alto perfil as que apresentam adaptações à baixa velocidade de corrente e a altos teores de nutrientes, como *Gomphonema*. A última classe de morfologia de crescimento, composto pelas espécies móveis, são aquelas de rápido movimento, como *Navicula*.

A matriz de **tamanho da célula** (grupo 2) tomou como base o maior comprimento da valva, seja o eixo apical da face valvar, como em *Brachysira*, ou seja pelo comprimento do manto, com em *Aulacoseira*. As categorias de tamanho basearam-se nas classes de tamanho do fitoplâncton, segundo adaptações das classes propostas por Reynolds (1997): nano (2-20 µm), micro (20-200 µm) e macro (>200 µm). Devido ao fato das espécies de diatomáceas possuírem grande variação de tamanho intrapopulacional, também foram incluídas categorias de tamanho mais amplas: nano-micro e micro-macro.

A matriz de **preferências tróficas** (grupo 3) baseou-se na classificação das espécies pela preferência a ambientes oligotróficos, mesotróficos ou eutróficos. As espécies foram, ainda, classificadas em categorias mais amplas (oligo-mesotróficas, mesoeutróficas, e oligo-eutróficas), uma vez que a ampla tolerância ecológica de algumas espécies pode ultrapassar as categorias estabelecidas. Para a determinação das preferências tróficas, foi realizada revisão bibliográfica sobre a ecologia dos táxons encontrados (*e.g.* Lowe 1974, Denys 1991, van Dam *et al.* 1994, Moro & Fürstenberg 1997), além de busca em endereços eletrônicos específicos de diatomáceas e uso do programa OMNIDIA, versão 5.3 (Lecointe, Coste & Prygiel 1993), que oferece um banco de dados completo sobre a ecologia de ~14.000 táxons.

## VARIÁVEIS ESPACIAIS

O espaço foi representado por dois conjuntos de variáveis espaciais. O primeiro considera apenas a distância linear geográfica entre as estações amostrais e o segundo, a conectividade das estações amostrais, bem como o sentido do efeito dessa conexão.

O primeiro conjunto foi gerado utilizando Mapas de Autovetores de Moran (*Moran's Eigenvectors Maps* – MEM; Dray *et al.* 2006), que utiliza apenas das coordenadas geográficas, e foi calculado pela Coordenadas Principais de Matrizes Vizinhas (Principal Coordinates of Neighbour Matrices – PCNM), utilizando o pacote PCNM (Legendre *et al.* 2009) no programa R versão 3.1.3 (R Core Team, 2015).

O segundo conjunto de dados gerados foi construído utilizando Mapas de Autovetores Assimétricos (*Asymetric Eigenvalues Maps* – AEM; Blanchet *et al.* 2008, 2009). A criação das variáveis (os autovetores) pelo AEM levou em consideração, além das coordenadas geográficas, uma matriz de conectividade entre as estações amostrais (baseada na Figura 5). Para a seleção dos autovetores que seriam utilizados em cada um dos conjuntos de dados



espaciais, foi calculada a dependência espacial de cada um dos autovetores por meio do I de Moran (Blanchet *et al.* 2011, Bertolo *et al.* 2012), onde foram aproveitados aqueles autovetores que apresentaram autocorrelação espacial positiva e significativa ( $P \leq 0,05$ ) com a distribuição espacial das estações amostrais. A criação das variáveis pelos AEM, assim como a análise da dependência espacial pelo I de Moran, foi realizada utilizando o pacote AEM (Blanchet 2009) no programa R.

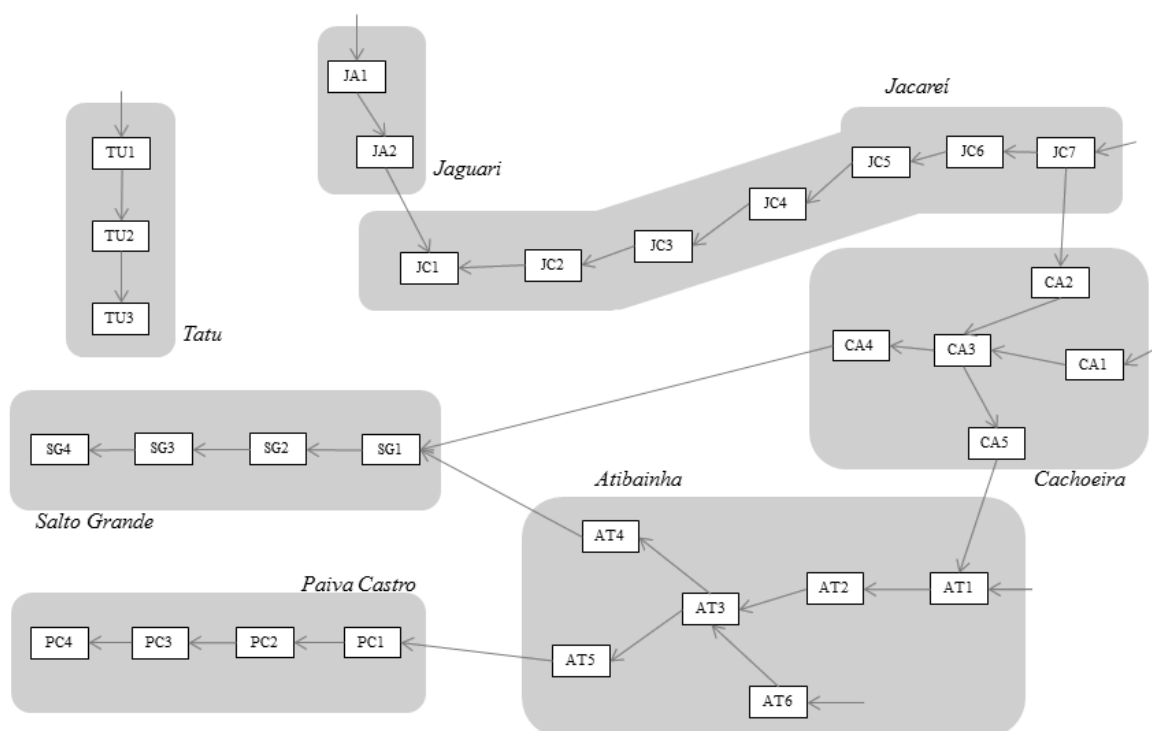


Figura 5. Diagrama de conexão entre as estações amostrais das represas estudadas da bacia do rio Piracicaba e Sistema Cantareira. Setas indicam a conexão e a direção do fluxo de água, caixas em cinza representam as represas e as caixas brancas representam as estações amostrais. O comprimento das setas não representa a real distância entre as estações amostrais.

### INFORMAÇÕES DO BANCO DE DADOS DO PROJETO ACQUASED

Os dados abióticos e bióticos da represa Jaguari-Jacaré foram obtidos do banco de dados do projeto AcquaSed (referido projeto maior). Deste mesmo banco de dados, foram obtidos dados de abundância relativa das espécies de diatomáceas do sedimento superficial e alguns dados abióticos para a utilização no Capítulo 3. Todos os dados que foram utilizados do banco do AcquaSed seguiram o mesmo delineamento amostral e métodos de análises supracitados.

## ANÁLISES NUMÉRICAS

### ***Índice de uso do solo (Land Use Index – LUI)***

Para avaliar o potencial de degradação dos recursos hídricos pelo uso do solo, foi utilizado o Índice de Uso do Solo (LUI), desenvolvido por Ometto *et al.* (2000) e baseado em dados da região da bacia do rio Piracicaba. Este índice é mensurado por um único valor, calculado pela soma da porcentagem das classes de uso do solo ponderadas por valores de impacto, de forma que menores valores são atribuídos às ocupações menos degradantes aos sistemas hídricos, como áreas de florestas, e maiores valores são atribuídos às áreas urbanas. Para adaptação às classes de uso do solo utilizadas nesta tese, as classes originais sugeridas por Ometto *et al.* (2000) foram realocadas (Tabela 3).

Tabela 3: Valores de ponderação (w) das classes de uso do solo para o cálculo do Índice de Uso do Solo (LUI).

| Uso do solo    | Peso (w) |
|----------------|----------|
| Áreas Naturais | 0,0      |
| Pastagens      | 0,2      |
| Agricultura    | 0,5      |
| Áreas Urbanas  | 5,0      |

### ***Análises de ordenação***

A Análise de Componentes Principais (*Principal Components Analysis – PCA*) foi utilizada na análise exploratória das represas para diminuir a dimensionalidade dos dados. Duas matrizes abióticas foram utilizadas, variáveis da água e do sedimento superficial, as quais foram previamente transformadas ( $\log [x+1]$  e z-scores, respectivamente).

Para avaliar a relação dos traços ecológicos com as variáveis da água e uso do solo, levando em consideração a abundância das espécies, foi realizada a Análise RLQ (Dolédec *et al.* 1996), utilizando uma matriz ambiental **R** (variáveis da água e uso do solo x estações amostrais), uma matriz de espécies **L** (espécies x estações amostrais) e uma matriz de traços ecológicos **Q** (traços ecológicos x espécies). Nesta análise, as matrizes devem ser ordenadas a priori para caracterizar os principais gradientes ambientais (matriz R), descrever os principais padrões de composição de espécies (matriz L) e identificar os traços síndromes (matriz Q). Dray *et al.* (2014) sugerem algumas análises de ordenação de acordo com o tipo de matriz utilizada. As matrizes utilizadas nesta tese foram ordenadas utilizando a Análise de Componentes Principais (matriz ambiental R), Análise de Correspondência (matriz de

espécies L) e Análise de Correspondência Múltipla (matriz de traços ecológicos Q). Em seguida, a Análise RLQ foi utilizada para encontrar as principais relações entre as variáveis ambientais, traços ecológicos e espécies. Esta análise foi realizada com o pacote *ade4* (Dray, Dufour & Thioulouse 2015).

### **Análises de correlação**

A correlação de Spearman foi utilizada para explorar as relações par a par entre as variáveis da água e do sedimento superficial com as classes do uso do solo e com o LUI. Para a avaliação da similaridade entre as matrizes de espécies de diatomáceas do sedimento superficial e do plâncton (verão e inverno) foi utilizado o coeficiente RV (Robert & Escoufier 1976), calculado utilizando o pacote *FactoMineR* (Husson *et al.* 2016).

### **Análises de Redundância Parcial**

A quantificação da importância relativa do conjunto de variáveis preditoras na variação de uma matriz resposta foi realizada utilizando a Análise de Redundância Parcial (partial Redundancy Analysis – pRDA; Bocard, Legendre & Drapeau 1992), seguindo as recomendações de Peres-Neto *et al.* (2006) para estimar os coeficientes de determinação ajustado. Nesta análise, o total da variação explicada da matriz resposta é particionada entre contribuições compartilhadas e puras (i.e. relativas somente à um preditor sem efeito dos demais) das matrizes preditoras. A pRDA foi utilizada para (a) avaliar a importância relativa do uso do solo e das variáveis espaciais (MEM e AEM) na variação das características da água e do sedimento superficial e (b) para avaliar a importância relativa das variáveis da água, conectividade (AEM) e do uso do solo na variação da comunidade de diatomáceas do sedimento superficial e plâncton. Os resultados da pRDA podem ser apresentados em forma de tabela, ou representados na forma de diagrama de Venn. Neste caso, cada círculo, parcialmente sobreposto a um ou mais círculos, corresponde à importância relativa total de um conjunto de variáveis preditoras. Ainda, a fração não sobreposta indica a fração pura desse componente preditor e a fração sobreposta com outro círculo indica a fração compartilhada entre os dois conjuntos de dados (Figura 6). Finalmente, a fração não explicada por nenhuma dos componentes preditores é indicada pelo valor dos resíduos.

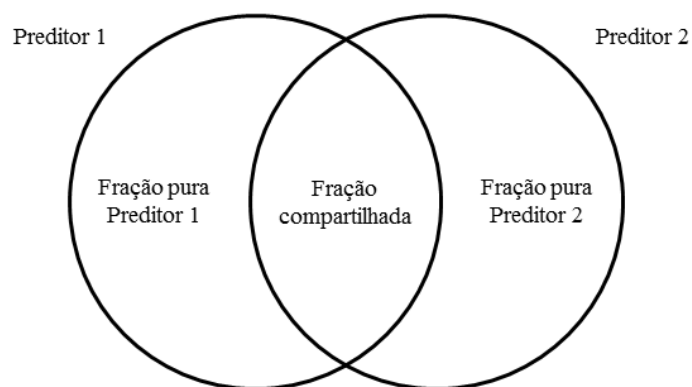


Figura 6. Diagrama de Venn na apresentação da Análise de Redundância Parcial com dois componentes preditores.

### ***Diversidade beta e preditores***

A diversidade beta das diatomáceas foi calculada utilizando dados da comunidade de diatomáceas do sedimento superficial de 23 represas, incluindo seis represas daquelas descritas anteriormente (exceto Jaguari). Os dados das demais represas foram obtidos no banco de dados do Projeto Acquased. A diversidade beta foi então determinada pela distância média das estações amostrais, o centroide do grupo em uma mesma represa (Anderson *et al.* 2006, Anderson 2006), onde quanto maior o valor da distância média, mais dissimilares seriam as comunidades de diatomáceas. Esta medida de diversidade beta leva em consideração tanto as mudanças na abundância quanto na composição de espécies e, para este caso, foi utilizada uma matriz de distância calculada pelo método de Bray-Curtis. Dessa forma, foi determinado um valor de diversidade beta por represa.

Os preditores utilizados na modelagem da variação da diversidade beta foram produtividade, extensão espacial, estabilidade da represa e heterogeneidade ambiental, sendo que este último foi subdividido em heterogeneidade abiótica, morfologia do reservatório e heterogeneidade de hábitat, compondo um total de seis componentes preditores. A **produtividade** foi representada por dois indicadores, o fósforo total e a clorofila-a. Para tanto, foram determinados os valores médios por represa de cada uma dessas variáveis. A **extensão espacial** foi representada pelo valor da maior distância entre as estações amostrais encontrada na represa. A **estabilidade da represa** também representada por uma única variável e foi quantificada pelo tempo de residência da água, considerando que quanto maior for o tempo de residência, mais estável será a represa. A **heterogeneidade abiótica** da represa foi representada por dois indicadores: a soma dos coeficientes de variação, e a distância média para o grupo centroe utilizando a distância euclidiana (Anderson *et al.* 2006, Anderson 2006). Em ambos os casos foram utilizadas profundidade, condutividade, transparência da água, nitrogênio e fósforo total das estações amostrais em uma mesma represa. A **morfologia**

**do reservatório** foi determinada pelo índice de desenvolvimento de margem da represa (Kalff 2001), e pela dimensão fractal das linhas de costas circundantes da represa, a qual foi calculada pelo método *box-counting* utilizando 2, 4, 6, 8, 12, 16, 32, 64, 128 e 256 para as dimensões das caixas (Sugihara & May 1990, Halley *et al.* 2004). Por fim, a **heterogeneidade de habitat** foi determinada pela presença/ausência de banco de macrófitas na represa, assumindo que um número maior de nichos esteja disponível na presença de macrófitas do que em sua ausência. As análises utilizaram os programas ImageJ 1.47 (Rasband 2008) e R versão 3.1.3 (R Core Team, 2015) e o pacote *vegan* (Oksanen *et al.* 2013).

### ***Modelando a diversidade beta***

A variação da diversidade em função dos seis componentes preditores descritos acima (produtividade, extensão espacial, estabilidade da represa, heterogeneidade ambiental abiótica, morfologia da represa e heterogeneidade de hábitat) foi modelada utilizando os Mínimos Quadrados Generalizados (*Generalized Least Squared* – GLS). Como alguns componentes preditores possuíam mais de um indicador (e.g. fósforo total e clorofila-a para produtividade), foram construídos modelos com todas as combinações possíveis, sempre em função dos seis componentes, e utilizando apenas um dos indicadores para cada componente (Tabela 4).

Tabela 4. Combinação dos indicadores dos seis componentes preditores para modelagem da diversidade beta. PT = fósforo total; Dist. máx = distância máxima entre as estações amostrais; TR = tempo de residência da água; Soma CV = soma dos coeficientes de variação; Dist. cent = Distância média para o centroide; IDM = índice de desenvolvimento de margem; DF = dimensão fractal; Macro = presença/ausência de macrófitas.

| <b>Modelo</b> | <b>Produtividade</b> | <b>Extensão espacial</b> | <b>Estabilidade represa</b> | <b>Heterog. abiótica</b> | <b>Morfologia represa</b> | <b>Heterog. habitat</b> |
|---------------|----------------------|--------------------------|-----------------------------|--------------------------|---------------------------|-------------------------|
| mod1          | PT                   | Dist. máx                | TR                          | Soma CV                  | IDM                       | Macro                   |
| mod2          | PT                   | Dist. máx                | TR                          | Soma CV                  | DF                        | Macro                   |
| mod3          | PT                   | Dist. máx                | TR                          | Dist. cent               | IDM                       | Macro                   |
| mod4          | PT                   | Dist. máx                | TR                          | Dist. cent               | DF                        | Macro                   |
| mod5          | Clorofila-a          | Dist. máx                | TR                          | Soma CV                  | IDM                       | Macro                   |
| mod6          | Clorofila-a          | Dist. máx                | TR                          | Soma CV                  | DF                        | Macro                   |
| mod7          | Clorofila-a          | Dist. máx                | TR                          | Dist. cent               | IDM                       | Macro                   |
| mod8          | Clorofila-a          | Dist. máx                | TR                          | Dist. cent               | DF                        | Macro                   |

Cada um dos modelos gerados foi ainda avaliado em busca de autocorrelações espaciais em seis diferentes estruturas: nenhum, exponencial, gaussiana, linear, racional quadrada e esférica (Zuur *et al.* 2009). Desta forma, um total de 48 modelos foi avaliado. A seleção do melhor modelo de diversidade beta foi realizada por meio da comparação dos valores do Critério de Akaike de segunda ordem ( $AIC_c$ ), o qual foi calculado para cada um dos modelos concorrentes. O modelo com menor valor de  $AIC_c$  foi considerado o melhor modelo. Contudo, a simples comparação desses valores não é suficiente para concluir sobre o melhor modelo, uma vez que eles podem refletir o tamanho amostral. Dessa forma, foi também utilizado a diferença entre os  $AIC_c$  dos modelos ( $\Delta_i$ ), onde modelos com  $\Delta_i < 2$  têm substancial nível de suporte empírico (i.e. provavelmente são similares),  $\Delta_i = 4 - 7$  têm suporte empírico consideravelmente menor, e modelos com  $\Delta_i > 10$  não possuem suporte (Burnham & Anderson 2002).

## REFERENCIAS

- Academia de Ciências da Filadélfia** - Diatom Collection. 2013. <http://research.calacademy.org/izg/research/diatom> (acesso em 25.10.2013).
- Adler, S. & Hübener, T.** 2007. Spatial variability of diatom assemblages in surface lake sediments and its implications for transfer functions. *Journal of Palaeolimnology* 37: 573-590.
- ANA** – Agência Nacional das Águas. 2013. *Série hidrológica 2004-2012 do Sistema Cantareira*. <http://www2.ana.gov.br/>. (acesso em 26.10.2013).
- Andersen, J.M.** 1976. An ignition method for determination of total phosphorus in lake sediments. *Water Research* 10: 329-331.
- Ardiles, V., Alcocer, J., Vilaclara, G., Oseguera, L.A. & Velasco, L.** 2012. Diatom fluxes in a tropical, oligotrophic lake dominated by large-sized phytoplankton. *Hydrobiologia* 679: 77-90.
- Augustinus, P., Reid, M., Andersson, S., Deng, Y. & Horrocks, M.** 2006. Biological and geochemical record of anthropogenic impacts in recent sediments from Lake Pupuke, Auckland City, New Zeland. *Journal of Paleolimnology* 35: 789-805.
- Battarbee, R.W., Jones, V., Flower, R.J., Cameron, N., Bennion, H., Carvalho, L. & Juggins, S.** 2001. Diatoms. *In: Tracking Environmental Change Using Lake Sediments* (Eds J.P. Smol, H.J.B. Birks & W.M. Last), pp. 155-203. Vol. 3. Kluwer Academic Publishers, London.
- Beisner, B.E., Peres-nEto, P.R., Lindström, E.S., Barnett, A. & Longhi, M.L.** 2006. The role of environmental and spatial processes in structuring lake communities from bactéria to fish. *Ecology* 87: 2985-2991.
- 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.
- Bere, T. & Tundisi, J.G.** 2011a. Applicability of borrowed diatom-based water quality assessment indices in streams around São Carlos-SP, Brazil. *Hydrobiologia* 673: 179-192.
- Bere, T. & Tundisi, J.G.** 2011b. The effects of substrate type on diatom-based multivariate water quality assessment in a tropical river (Monjolinho), São Carlos, SP, Brazil. *Water, Air & Soil Pollution* 216: 391-409.
- Bere, T. & Tundisi, J.G.** 2012. Applicability of the Pampean Diatom Index (PDI) to streams around São Carlos-SP, Brazil. *Ecological Indicators* 13: 342-346.

- Bere, T., Phiri, C., Kadye, W.T. & Utete, B.** 2013. Benthic diatom assemblages in mountain streams: community structure in relation to environmental and human pressures. *African Journal of Ecology* 51: 625-634.
- Bicudo, D.C., Fonseca, B.M., Bini, L.M., Crossetti, L.O., Bicudo, C.E.M. & Araújo-Jesus, T.** 2007. Undesirable side-effects of water hyacinth control in a shallow tropical reservoir. *Freshwater Biology* 52:1120-1133.
- Blanco, S., Cejudo-Figueiras, C., Álvarez-Blanco, I., van Donk, E., Gross, E.M., Hansson, L., Irvine, K., Jeppesen, E., Kairesalo, T., Moss, B., Nöges, T. & Bécares, E.** 2014. Epiphytic diatoms along environmental gradients in Western European shallow lakes. *Clean – Soil, Air, Water* 42: 229-235.
- Blott, S.J. & Pye, K.** 2001. GRADISTAT: a grain size distribution and statistic package for the analysis of inconsolidated sediments. *Earth Surface Processes and Landforms* 26: 1237-1248.
- Bojorge-Garcia, M., Carmona, J. & Ramírez, R.** 2014. Species richness and diversity of benthic diatom communities in tropical mountain streams of Mexico. *Inland Waters* 4: 279-292.
- Bottin, M., Soininen, J., Ferrol, M. & Tison-Rosebery, J.** 2014. Do spatial patterns of benthic diatom assemblages vary across regions and years? *Freshwater Science* 33: 402-416.
- Bramburger, A., Hamilton, P.B. & Haffner, G.D.** 2014. Effects of a simulated upwelling event on the littoral epilithic diatom community of an ancient tropical lake (Lake Matano, Sulawesi Island, Indonesia). *Hydrobiologia* 739: 133-143.
- Caballero, M., Rodríguez, A., Vilaclara, G., Ortega, B., Roy, P. & Lozano, S.** 2013. Hydrochemistry, ostracods and diatoms in a deep, tropical, crater lake in Western Mexico. *Journal of Limnology* 72: 512-523.
- Caporusso, D., Matias, L.F., Cruz, J.R. & Carvalho J.C.B.** 2009. Avaliação de imagens sintéticas do satélite CBERS-2B (CCD/HRC) para mapeamento do uso da terra: estudo de caso do entorno da Represa de Salto Grande no município de Americana (SP). *Anais XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, pp. 1959-1966.
- Ceballos, G., Ehrlich, P.R., Barnosky, A.D., García, A., Pringle, R.M. & Palmer, T.M.** 2015. Accelerated modern human-induced species losses: entering the sixth mass extinction. *Science Advances* 1: e1400253.
- CETESB.** 2012. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo. 370p.



- Chen, X., Yang, X., Dong, X. & Liu, E.** 2012. Influence of environmental and spatial factors on the distribution of surface sediment diatoms in CHaohu Lake, Southeast China. *Acta Botanica Croatica* 71: 299-310.
- Chust, G., Irigoien, X., Chave, J. & Harris, R.P.** 2013. Latitudinal phytoplankton distribution and the neutral theory of biodiversity. *Global Ecology and Biogeography* 22: 531–543
- Cooper S.R.** 1995. Chesapeake Bay Watershed historical land use: impact on water quality and diatom communities. *Ecological Applications* 5: 703 – 723.
- 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.
- Coutinho, R.M., Kraenkel, R.A., Prado, P.I.** 2015. Catastrophic Regime Shift in Water Reservoirs and São Paulo Water Supply Crisis. *PLoS ONE* 10(9): e0138278.
- Cremer, H. & Koolmees, H.** 2010. Common diatoms (Centrales and Fragilariaceae, Bacillariophyta) of modern and fossil freshwater environments in the Netherlands. *Nova Hedwigia* 90: 343 – 381.
- Das, S., Lyla, P.S. & Khan, S.A.** 2007. Biogeochemical processes in the continental slope of Bay of Bengal: 1. Bacterial solubilization of inorganic phosphate. *Revista de Biologia Tropical* 55: 1-9.
- Davidson, T. & Jeppesen, E.** 2013. The role of palaeolimnology in assessing eutrophication and its impact on lakes. *Journal of Palaeolimnology* 49: 391-410.
- Denys L.** 1991. A check-list of the diatoms in the Holocene deposits of the western Belgian coastal plain with a survey of their apparent ecological requirements, I: introduction, ecological code and complete list. *Service Geologique de Belgique, Professional Paper* 246, 1-41.
- Ditt, E.H., Knight, J.D., Mourato, S., Padua, C.V., Martins, R.R. & Ghazoul, J.** 2008. Defying legal protection of Atlantic Forest in the transforming landscape around the Atibainha reservoir, south-eastern Brazil. *Landscape and Urban Planning* 86: 276-283.
- 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.
- Dudgeon, D., Arthington, A.H., Gessner, M.O., Kawabata, Z., Knowler, D.J., Lévêque, C., Naiman, R.J., Pieur-Richard, A., Soto, D., Stiassny, M.L.J. & Sullivan, C.A.**

2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biology Reviews* 81: 163-182.
- Düpont, A., Lobo, E.A., Costa, A.B. & Schuch, M.** 2007. Avaliação da qualidade da água do Arroio do Couto, Santa Cruz do Sul, RS, Brasil. *Caderno de Pesquisa. Série Biologia (UNISC)* 9: 20-31.
- Espindola, E.L.G., Leite, M.A. & Dornfeld, C.B.** 2004. Reservatório de Salto Grande: caracterização, impactos e propostas de manejo. RiMa, São Carlos.
- Faria, M.F., Guimarães, A.T.B. & Ludwig, T.A.V.** 2013. Responses of periphytic diatoms to mechanical removal of *Pistia stratiotes* L. in a hypereutrophic subtropical reservoir: dynamics and tolerance. *Brazilian Journal of Biology* 73: 681-689.
- Ferrari, F.** 2010. Estrutura e dinâmica da comunidade de algas planctônicas (com ênfase nas diatomáceas) em reservatório oligotróficos e hipertrófico (Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo). Tese de Doutorado, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro.
- Finlay, B.J.** 2002. Global dispersal of Free-living microbial eukaryote species. *Science* 296:1061-1063
- Fontana, L. & Bicudo, D.C.** 2012. Biodiversidade e distribuição das diatomáceas (Bacillariophyceae) de sedimentos superficiais dos 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.
- Giatti, L.L.** 2000. Reservatório Paiva Castro – Mairiporã – SP, avaliação da qualidade da água sobre alguns parâmetros físicos, químicos e biológicos (1987/1998). Dissertação de mestrado, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Golterman, H.L. & Clymo, R.S.** 1969. Methods for chemical analysis of freshwaters. Blackwell Scientific Publications, Oxford and Edinburg.
- Golterman, H.L., Clymo, R.S. & Ohnstad, M.A.M.** 1978. Methods for physical and chemical analysis of fresh waters. 2a ed. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- GoogleEarth.** 2013. Google Earth software versão 7.1.1.1888.
- Göthe, E., Angeler, D.G., Gottschalk, S., Löfgren, S. & Sandlin, L.** 2013. The influence of environmental, biotic and spatial factors on diatom metacommunity structure in Swedish headwater streams. *PLoS ONE* 8: e72237.

- Heino, J., Bini, L.M., Karjalainen, S.M., Mykrä, 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.
- Heino, J., Melo, A.S., Siqueira, T., Soininen, J., Valanko, S. & Bini, L.M.** 2015. Metacommunity organisation, spatial extent and dispersal in aquatic systems: patterns, processes and prospects. *Freshwater Biology* 60: 845-869.
- Heinsalu, A., Alliksaar, T., Leeben, A. & Nõges, T.** 2007. Sediment diatom assemblages and composition of pore-water dissolved organic matter reflect recent eutrophication history of Lake Peipsi (Estonia/Russia). *Hydrobiologia* 584: 133-143.
- Hermany, G., Lobo, E.,A., Schwarzbald, A. & Oliveira, M. A.** 2006. Ecology of the epilithic diatom community in a low-order stream system of the Guaíba hidrographical region: subsidies to the enviromental monitoring of southern brazilian aquatic system. *Acta Limnologica Brasiliensia* 18: 9-27.
- Hung, J.J., Huang, W.C. & Yu, C.S.** 2013. Environmental and biogeochemical changes following a decade's reclamation in the Dapeng (Tapong) Bay, southweatern Taiwan. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 130: 9-20.
- Hustedt, F.** 1930. *Die Susswasser – Flora Mitteleuropas*. Otto Koeltz Science Publishers, Germany.
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.** 2015. Mapa da Utilização e do Uso da Terra no Brasil. <http://www.ibge.gov.br> (acesso 20.05.2015).
- Jeppesen, E., Jensen, J.P., Søndergaard, M., Lauridsen, T. & Landkildehus, F.** 2000. Trophic structure, species richness and biodiversity in Danish lakes: changes along a phosphorous gradient. *Freshwater Biology* 45: 201-218.
- Julio Jr., H.F., Thomaz, S.M., Agostinho, A.A. & Latini, J.D.** 2005. Distribuição e caracterização dos reservatórios. *In*: Rodrigues, L., Thomaz, S.M., Agostinho, A.A. & Gomes, L.C. *Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais*. RiMa, São Carlos.
- Khan, N.** 1991. Effect of urban and industrial wastes in species diversity of the diatom community in a tropical river, Malaysia. *Hydrobiologia* 224: 175-184.
- Laurentis, G.L., Demanboro, A.C., Conforti, T.B., Adami, S.F. & Bettine, S.C.** 2009. Diagnóstico ambiental da bacia hidrográfica do Rio Atibaia, SP, utilizando ferramentas de geoprocessamento. *Anais II Seminário de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Paraíba do Sul: Recuperação de Áreas Degradadas, Serviços Ambientais e Sustentabilidade*. pp. 89-96

- Lecointe, C., Coste, M. & Prygiel, J.** 1993. “Omnidia”: software for taxonomy, calculation of diatom indices and inventories management. *Hydrobiologia* 209: 509–513.
- Leibold, M.A., Holyoak, M., Mouquet, N., Amarasekare, P., Chase, J.M., Hoopes, M.F., Holt, R.D., Shurin, J.B., Law, R., Tilman, D., Loreau, M. & Gonzalez, A.** 2004. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecological Letters* 7: 601-613.
- Leite M.A., Espíndola E.L.G. & Calijuri M.C.** 2000. Tripton sedimentation rates in the Salto Grande reservoir (Americana, SP, Brazil): a methodological evaluation. *Acta Limnologica Brasiliensia* 12: 63-68.
- Liu, J., Soininen, J., Han, B. & Declerck, S.J.A.** 2013. Effects of connectivity, dispersal directionality and functional traits on the metacommunity structure of river benthic diatoms. *Journal of Biogeography* 40: 2238–2248
- Lobo, E.A., Callegaro, V.L.M. & Bender, E.P.** 2002. Utilização das algas diatomáceas epilíticas como indicadoras da qualidade da água em rios e arroios da Região Hidrográfica de Guaíba, RS, Brasil. 1 ed. Santa Cruz do Sul: Edunisc. 127 p.
- Lobo, E.A., Callegaro, V.L.M., Hermany, G., Bes, D., Wetzel, C.E. & Oliveira, M.A.** 2004. Use of epilithic diatoms as bioindicators from lotic system in southern Brazil. With special emphasis on eutrophication. *Acta Limnologica Brasiliensis* 16: 25-40.
- Lobo, E.A., Salomoni, S., Rocha, O. & Callegaro, V. L.** 2006. Epilithic diatoms as indicators of water quality in the Gravataí river, Rio Grande do Sul, Brazil. *Hydrobiologia* (The Hague), Hague 559: 233-246.
- Lowe, R.L.** 1974. Environmental Requirements and Pollution Tolerance of Freshwater Diatoms. National Environmental Research Center, Cincinnati, Ohio.
- Mackereth, F.J.H., Heron, J. & Talling, J.F.** 1978. Water analysis: some revised methods for limnologists. *Freshwater Biological Association Scientific Publications* 36: 117.
- Mangadze T., Bere T. & Mwedzi T.** 2015. Epilithic diatom flora in contrasting land-use settings in tropical streams, Manyame Catchment, Zimbabwe. *Hydrobiologia* 753: 163-173.
- Mangadze, T., Bere, T. & Mwedzi, T.** 2015. Epilithic diatom flora in contrasting land-use settings in tropical streams, Manyame Catchment, Zimbabwe. *Hydrobiologia* 753: 163-173.
- Mann, D.G. & Drop, S.J.M.** 1996. Biodiversity, Biogeography and conservation of diatoms. *Hydrobiologia* 336: 19-32.

- Mann, D.G.** 1999. The species concept in diatoms. *Phycologia* 38: 437-495.
- Mansor, M.T.C.** 2005. Potencial de poluição de águas superficiais por fontes não pontuais de fósforo na Bacia Hidrográfica do Ribeirão do Pinhal, Limiera-SP. Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- Margalef, R.** 1983. *Limnologia*. Editora Omega, Barcelona.
- Medlin, L.K. & Kaczamarska, I.** 2004. Evolution of the diatoms V. morphological and cytological support for the major clades and taxonomic revision. *Phycologia* 43: 245-270.
- Metzeltin, D. & Lange-Bertalot, H.** 2007. Tropical Diatoms of South America. *Iconografia Diatomologica* 18. Koeltz Scientific Books, Stuttgart.
- Metzeltin, D., Lange-Bertalot, H. & Garcia-Rodriguez, F.** 2005. Diatoms of Uruguay. *Iconografia Diatomologica* 15. Koeltz Scientific Books, Stuttgart.
- Meyers, P.A.** 1994. Preservation of source identification of sedimentary organic matter during and after deposition. *Chemical Geology* 144: 289–302.
- Michels, A.** 1998. Effects of sewage water on diatoms (bacillariophyceae) and water quality in two tropical streams in Costa Rica. *Revista de Biologia Tropical* 46: 153-175.
- Moro R.S. & Fürstenbeger C.B.** 1997. Catálogo dos principais parâmetros ecológicos de diatomáceas não-marinhas. Editora da Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa.
- Nascimento, M.N.** 2012. Biodiversidade e distribuição das diatomáceas planctônicas e de sedimento superficial em represa profunda oligotrófica (Sistema Cantareira, represa Jaguari-Jacareí). Dissertação de mestrado, Instituto de Botânica da Secretaria do Meio Ambiente, São Paulo.
- Pan Y., Herlihy A., Kaufmann P., Wigington J., van Sickle J. & Moser T.** 2004. Linkages among land-use, water quality, physical habitat conditions and lotic diatom assemblages: A multi-spatial scale assessment. *Hydrobiologia* 515: 59-73.
- Pappas J.L. & Stoermer E.F.** 1996. Quantitative method for determining a representative algal sample count. *Journal of Phycology* 32: 393-696.
- Pla, S., Paterson, A.M., Smol, J.P., Clark, B.J. & Ingram, R.** 2005. Spatial variability in water quality and surface sediment diatom assemblages in a complex lake basin: Lake of the Woods, Ontario, Canada. *Journal of Great Lakes Research* 31: 253-266.
- Puusepp, L. & Punning, J.** 2011. Spatio-temporal variability of diatom assemblages in surface sediments of Lake Peipsi. *Journal of Great Lakes Research* 37: 33-40.
- Qin, B., Yang, L., Chen, F., Zhu, G., Zhang, L., & Chen, Y.** 2006. Mechanism and control of lake eutrophication. *Chinese Science Bulletin* 51: 2401-2412.

- R Core Team.** 2015. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Rasband, W.** 2008. ImageJ. U.S. National Institutes of Health, Bethesda, Maryland. <http://rsb.info.nih.gov/ij/>.
- Raupp, S.V., Torgan, L. & Melo, S.** 2009. Planktonic diatom composition and abundance in the Amazonian floodplain Cutiaú Lake are driven by the flood pulse. *Acta Limnologica Brasiliensia* 21:227-234.
- Rioual, P., Lu, Y., Yang, H., Scuderi, L., Chu, G., Holmes, J., Zhu, B. & Yang, X.** 2013. Diatom-environment relationships and a transfer function for conductivity in lakes of the Badain Jaran Desert, Inner Mongolia, China. *Journal of Palaeolimnology* 50:207-229.
- Rocha, A.C.R.** 2012. Influência do habitat e do estado trófico na biodiversidade e distribuição das diatomáceas (Baccilariophyta) em reservatórios da sub-bacia do Alto-Tietê, São Paulo. Tese de doutorado, Instituto de Biociências Universidade Estadual Paulista, Rio Claro.
- Round, F.E., Crawford, R.M. & Mann, D.G.** 1990. The diatoms. Biology & morphology of the genera. Cambridge University Press, New York.
- Round, F.E., Crawford, R.M. & Mann, D.G.** 1990. The diatoms: biology and morphology of the genera. Cambridge: Cambridge University Press. 747p.
- Rühland, K.M., Smol, J.P. & Pienitz, R.** 2003. Ecology and spatial distribution of surface-sediment diatoms from 77 lakes in the subarctic Canadian treeline region. *Canadian Journal of Botany* 81: 57-73.
- Salomoni, S.E., Rocha, O., Callegaro, V.L.M. & Lobo, E.A.** 2005. Epilithic diatoms as indicators of water quality in the Gravataí river, Rio Grande do Sul, Brazil. *Hydrobiologia*: 1-14.
- Santos, J.B.O., Silva, L.H.S., Branco, C.W.C. & Huszar, V.L.M.** 2016. The roles of environmental conditions and geographical distances on the species turnover of the whole phytoplankton and zooplankton communities and their subsets in tropical reservoirs. *Hydrobiologia* 764: 171-186.
- São Paulo.** 2013. Mapeamento do Uso e Cobertura do Solo da UGRHI 5 (PCJ) - Escala 1:25.000. Coordenadoria de Planejamento Ambiental, Instituto Geológico, Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo. <http://www.ambiente.sp.gov.br/cpla/mapa-de-uso-e-ocupacao-da-terra-ugrhi-5-pcj/>.

- São Paulo.** 2015. Uso e Ocupação do Solo da Região Metropolitana de São Paulo e Bacia Hidrográfica do Alto Tietê - Escala 1:25.000. Empresa Paulista de Planejamento Metropolitano AS (EMPLASA).
- Sartory D.P. & Grobbelaar J.E.** 1984. Extraction of chlorophyll a from freshwater phytoplankton for spectrophotometric analysis. *Hydrobiologia* 114: 177-187.
- 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.
- SHS – Consultoria e Projetos de Engenharia S/S Ltda.** (2006) Plano de bacias hidrográficas 2004-2007 dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá: síntese do relatório final. Suprema Gráfica e Editora, São Carlos.
- Silva, L.F.** 2008. Distribuição longitudinal da comunidade de diatomáceas de sedimentos superficiais nos reservatórios em cascata do Rio Paranapanema. Dissertação de mestrado, Instituto de Botânica, São Paulo.
- Silva, P.D.A.** 2012. Biodiversidade e distribuição das diatomáceas planctônicas e de sedimento superficial nas represas de abastecimento do Sistema Alto Cotia (SP). Dissertação de mestrado, Instituto de Botânica da Secretaria de Meio Ambiente, São Paulo.
- Simonsen, R.** 1987. Atlas and Catalogue of the diatoms types of Friedrich Hustedt. J. Cramer, Berlin.
- Smol, J.P.** 2008. Pollution of lakes and rivers: a paleoenvironmental perspective. 2 ed. Blackwell Publishing, Oxford.
- Soininen J.** 2007. Environmental and spatial control of freshwater diatoms – a review. *Diatom Research* 22: 473-490.
- Soininen, J. & Weckström, J.** 2009. Diatom community structure along environmental and spatial gradients in lakes and streams. *Fundamental and Applied Limnology* 174: 205-213.
- Soininen, J., Jamoneau, A., Rosebery, J. & Passy, S.I.** 2016. Global patterns and drivers of species and trait composition in diatoms. *Global Ecology and Biogeography* 25: 940-950.
- Solorzano, L.** 1969. Determination of ammonia in natural waters by the phenolhypochlorite method. *Limnology and Oceanography* 14: 799-801.

- Souza, M.G.M.** 2002. Variação da comunidade de diatomáceas epilíticas ao longo de um rio impactado no município de São Carlos – SP e sua relação com variáveis físicas e químicas. Tese de Doutorado, Universidade de São Carlos, São Carlos.
- Strayer, D.L. & Dudgeon, D.** 2010. Freshwater biodiversity conservation: recent progress and future challenges. *Journal of the North American Benthological Society* 29: 344-358.
- Strickland, J.D. & Parsons, T.R.** 1960. A manual of sea water analysis. *Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada* 125.
- 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.
- Thornton, K.W., Kimmel, B.L. & Payne F.E.** 1990. Perspectives on reservoir limnology. *In: Thornton, K.W., Kimmel, B.L. & Payne, F.E. (Eds.) Reservoir Limnology.* Wiley Interscience Publication, New York. pp. 1-14.
- Torgan, L.C. & Aguiar, L.W.** 1974. Nota preliminar sobre a flora diatomológica do Guaíba - RS. *In: XXV Congresso Nacional de Botânica, Mossoró, Rio Grande do Norte. Anais da Sociedade Botânica do Brasil.*
- Tundisi, J.G. & Matsumara-Tundisi, T.M.** 2008. Limnologia. Oficina de texto, São Paulo.
- Tundisi, J.G.** 1999. Reservatórios como sistemas complexos: teoria, aplicações e perspectivas para usos múltiplos. *In: Henry, R. (Ed.). Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais.* Fundibio/Fapesp, São Paulo. p. 19-38.
- Valderrama, G.C.** 1981. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. *Marine Chemistry* 10: 109-122.
- van Dam, H., Mertens, A. & Sinkeldam, J.** 1994. A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology* 28: 117-133.
- van Heurck, H.** 1899. *Traité des Diatomées.* EditéauxFrais de L'Auteur, pp. 1-572.
- Verleyen, E., Vyverman, W., Sterken, M., Hodgson, D.A., De Wever, A., Juggins S., van de Vijver, B., Jones, V.J., Vanormelingen, P., Roberts, D., Flower, Kilroy, C., Soufreau, C. & Sabbe, K.** 2009. The importance of dispersal related and local factors in shaping the taxonomic structure of diatom metacommunities. *Oikos* 118: 1239-1249.
- Vilar, A.G., van Dam, H., van Loon, E.E., Vonk, J.A., van Der Geest, H.G. & Admiraal, W.** 2014. Eutrophication decrease distance decay of similarity in diatom communities. *Freshwater Biology* 559: 1522-1531.



- Vilar, A.G., vanDam, H., van Loon, E.E., Vonk, J.A., van Der Geest, H.G. & Admiraal, W.** 2014. Eutrophication decrease distance decay of similarity in diatom communities. *Freshwater Biology* 559: 1522-1531.
- Virtanen, L. & Soininen, J.** 2012. The roles of environment and space in shaping stream diatom communities. *European Journal of Phycology*, 47: 160-168.
- Wengrat, S.** 2011. Biodiversidade e distribuição das diatomáceas no Complexo Billings, São Paulo: influência da compartimentalização espacial e do estado trófico. Dissertação de mestrado, Instituto de Botânica da Secretaria de Meio Ambiente, São Paulo.
- Wengrat, S.** 2016. Avaliação das alterações da biodiversidade de diatomáceas recentes e pretéritas e, reservatórios com diferentes estados tróficos (áreas de mananciais da RMSP e arredores, SP). Tese de doutorado, Instituto de Botânica, São Paulo.
- Wetzel C.E., Bicudo D.C., Ector L., Lobo E.A., Soininen J., Landeiro V.L., Bini, L.M.** 2012. Distance decay of similarity in neotropical diatom communities. *PLOS One* 7: 1-8.
- Whately, M. & Cunha, P.** 2007. Cantareira 2006: um olhar sobre o maior manancial de água da Região Metropolitana de São Paulo. Instituto Socioambiental, São Paulo.
- Williams, M., Zalasiewicz, J., Haff, P.K., Schwägerl, C., Barnosly, A.D. & Ellis, E.C.** 2015. The Anthropocene biosphere. *The Anthropocene Review* 1-24.
- Zampella R.A., Laidig K.J. & Lowe R.L.** 2007. Distribution of diatoms in relation to land use and pH in Blackwater Coastal Plain Streams. *Environmental Management* 39: 369 – 384.

**CAPÍTULO 1**

Land use and ecological quality of tropical reservoirs in  
southeastern Brazil: relationships at local and watershed  
scales

**Title:** Land use and ecological quality of tropical reservoirs in southeastern Brazil: relationships at local and watershed scales

**Authors:** Stéfano ZORZAL-ALMEIDA<sup>a,\*</sup>, Aline SALIM<sup>b</sup>, Márcio Roberto Magalhães ANDRADE<sup>c</sup>, Majoi Novaes NASCIMENTO<sup>d</sup>, Luis Mauricio BINI<sup>e</sup>, Denise Campos BICUDO<sup>a</sup>.

<sup>a</sup>Instituto de Botânica, Department of Ecology, Av. Miguel Stéfano, 3687, São Paulo, SP, Brazil. CEP 04301-012.

<sup>b</sup> Coordenadoria de Planejamento Ambiental, SMA. Av. Professor Frederico Hermann Júnior, 345, São Paulo, SP, Brazil. CEP 05459-900.

<sup>c</sup>Centro Nacional de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais, MCTI. Estrada Altino Bondesan, 500, São José dos Campos, SP, Brazil. CEP 12247-016.

<sup>d</sup>Florida Institute of Technology, Department of Biological Sciences, Paleo Ecology Laboratory, 150 W University Blvd, Melbourne, FL 32901, United States.

<sup>e</sup>Universidade Federal de Goiás, Instituto de Ciências Biológicas, Departamento de Ecologia, Goiânia, GO, Brazil. Avenida Esperança, s/n, Goiânia, GO, Brazil. CEP 74690-900.

\*Corresponding author at: Instituto de Botânica, Department of Ecology, Av. Miguel Stéfano, 3687, São Paulo, SP, Brazil. CEP 04301-012

E-mail address: stefanozorzal@gmail.com (S. Zorzal-Almeida), aline\_salim@yahoo.com.br (A. Salim), magalhaes\_andrade@ig.com.br (M.R.M. Andrade), majoi20@gmail.com (M.N. Nascimento), lmbini@gmail.com (L.M. Bini), denisebicudo@gmail.com (D.C. Bicudo).

## **Abstract**

Land use and connectivity, both important as co-drivers of water quality, can be scale dependent. We aimed to evaluate the relationships among land use at buffer and watershed scales with water and surface sediment, taking into account the connectivity among reservoirs. We sampled water and surface sediment in seven reservoirs (totaling 31 sampling sites) in Piracicaba River basin and Cantareira System, during austral summer and winter. We used 15 water variables and seven surface sediment variables in analyses. We determined land use at buffer zone and watershed scales, and we classified land use in natural areas, pasture, agriculture and urban areas. Moran's Eigenvectors Maps and Asymmetric Eigenvector Maps (connectivity) were calculated to represent the spatial variables. We evaluated the relationship among land use and water-surface sediment variables using Spearman correlation and partial Redundancy Analysis, and its correlation with Land Use Index (LUI). We found a similar association between water and land use in buffer zone and watershed. Surface sediment was an important tool to understand the interaction between land use and quality of water resources, responding better than water variables. Our results show that the relationship between land use and water-sediment quality are independent of spatial scales, whereas connectivity plays an important role.

Key words: land use, water quality, surface sediment, Land Use Index, spatial variables.

## 1. Introduction

Changes in watershed land use may occur due to the interaction among natural, economic, technological, demographic, institutional and cultural factors (Lambin *et al.*, 2003). Type and proportion of land use in a watershed have a key role in the characteristics of water resources (Legesse *et al.*, 2003; Stendra & Johnson, 2006; López-Moreno *et al.*, 2014; El-Khoury *et al.*, 2015). For example, increasing agricultural areas leads to higher surface runoff, which leads to greater stream flows variability (Lin *et al.*, 2015). Land use also influences water quality. Urban areas, for example, often result in increase of nutrients levels in rivers (Bu *et al.*, 2014). Thus, export of nutrients to water bodies by anthropogenic activities is one of the factors accelerating eutrophication (Taranu & Gregory-Eaves, 2008), and thereby reducing the water ecosystems services (Zedler & Kercher, 2005). In this context, it is important to understand the interaction between watershed and aquatic ecosystems, since agricultural areas and urban density have presented accelerated growth in recent decades and are among the main causes of the water quality decline (Keatley *et al.*, 2011).

Pure effects of land use are difficult to detect because they are mixed with other anthropogenic impacts (Stendra & Johnson, 2006) or even natural factors. Lake landscape-context (LLC) framework (Soranno *et al.*, 2009) recognizes three sets of landscape features that interact to determine chemical, physical and biological lake characteristics at multiple spatial scales: human activity, terrestrial features and aquatic connection. Land use is one of the human activities variables in LLC framework and the analyses of its relationship with the quality of water and sediment often include other LLC variables such as lake morphometry (Liu *et al.*, 2011), precipitation (Yu *et al.*, 2016), and climate change (El-Khoury *et al.*, 2015). However, to the best of our knowledge, stream network in aquatic connection-LLC features has been neglected in

all studies. Connectivity should be part of all analyses of land use-water relationship, especially when reservoirs are the object of study. These artificial ecosystems are inside the stream network (since they were originally river before damming) and can integrate and accumulate pollutants from watershed (Shivoga *et al.*, 2007; Burford *et al.*, 2012). Besides this complex network, effects of land use in water-sediment characteristics may be scale dependent (Wagner *et al.*, 2011). However, it is not clear if the effects are stronger at local or watershed scales (Sliva & Williams, 2001).

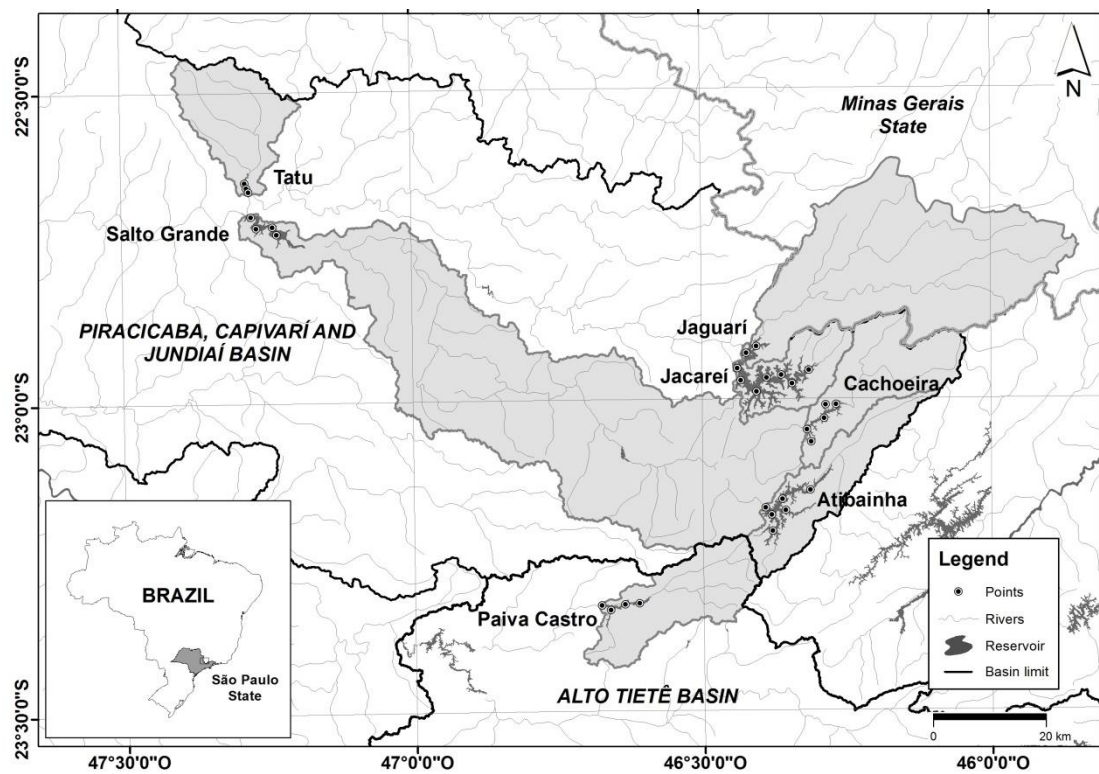
In this context, this study aims to evaluate the influence of land use on water and surface sediment characteristics at two spatial scales (buffer zone and watershed, defined in methods) taking into account the connectivity among reservoirs. We expect that (1) land use, at buffer scale, has higher influence in water quality of reservoirs in summer, when runoff increases, (2) a higher surface sediment response to land use than water response due to its capacity to accumulate information along time and space, (3) connectivity play an important role in the relationship of land use and water-sediment quality, since reservoirs are in the context of river network. In addition, we evaluated the relationship between Land-Use Index (LUI) and water-surface sediment variables.

## **2. Materials and methods**

### *2.1. Study area*

Piracicaba River basin has area of 12,568.72 km<sup>2</sup> (SHS, 2006) and is part of the Medium Tiete River basin, in east/northeast of the State of São Paulo, Brazil (Figure 1). Mean monthly precipitation range between 31 and 233 mm. Cantareira System (CS) is located in this basin and has five flow regulation reservoirs, connected by tunnels or waterways: Jaguari, Jacaré, Cachoeira, Atibainha and Paiva Castro. The system can produce 33 m<sup>3</sup> of water per second: 31 m<sup>3</sup> from Piracicaba River basin and 2 m<sup>3</sup> from

Upper Tietê River basin (Paiva Castro basin), supplying more than 9 million people in the Metropolitan Region of São Paulo (Whately & Cunha, 2007). Salto Grande and Tatu are used to private power generation by small hydropower systems and recreation. The five reservoirs differ in management strategies and morphometric features, such as maximum depth, retention time and maximum volume (Table 1).



**Figure 1.** Location of the studied reservoirs in the Piracicaba River basin and Upper Tietê River basin (Paiva Castro).

**Table 1.** Main characteristics of the studied reservoirs.  $Z_{\max}$  = maximum depth,  $t_{\text{ret}}$  = retention time, and  $V_{\max}$  = maximum volume.

|                                              | Jaguari-Jacaréí                 | Cachoeira                | Atibainha                | Paiva Castro             | Tatu                     | Salto Grande             |
|----------------------------------------------|---------------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|
| $Z_{\max}$ (m)                               | 46.0 <sup>(5)</sup>             | 23.0 <sup>(5)</sup>      | 24.7 <sup>(5)</sup>      | 12.4 <sup>(5)</sup>      | 7.0 <sup>(3)</sup>       | 19.8 <sup>(2)</sup>      |
| $t_{\text{ret}}$ (days)                      | 384.2 <sup>(4)</sup>            | 36.3 <sup>(4)</sup>      | 99.6 <sup>(4)</sup>      | 10.3 <sup>(4)</sup>      | 12.5 <sup>(3)</sup>      | 30 <sup>(2)</sup>        |
| Area (km <sup>2</sup> )                      | 42.4 <sup>(4)</sup>             | 6.99 <sup>(4)</sup>      | 20.17 <sup>(4)</sup>     | 4.22 <sup>(4)</sup>      | 0.46 <sup>(3)</sup>      | 13.25 <sup>(2)</sup>     |
| $V_{\max}$ (10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> ) | 1082.5 <sup>(4)</sup>           | 113.9 <sup>(4)</sup>     | 303.2 <sup>(4)</sup>     | 32.7 <sup>(4)</sup>      | 1 <sup>(3)</sup>         | 106 <sup>(2)</sup>       |
| Catchment area (km <sup>2</sup> )            | 1032.4 (Jaguari) <sup>(1)</sup> | 391.7 <sup>(1)</sup>     | 314.8 <sup>(1)</sup>     | 337.7 <sup>(1)</sup>     | 2816.4 <sup>(3)</sup>    | 301.4 <sup>(2)</sup>     |
| Construction                                 | 202.9 (Jacaréí) <sup>(1)</sup>  | 1974 <sup>(1)</sup>      | 1975 <sup>(1)</sup>      | 1973 <sup>(1)</sup>      | 1924 <sup>(3)</sup>      | 1949 <sup>(2)</sup>      |
| Coordinates                                  | 22°53'20"S<br>46°24'49"W        | 23°01'27"S<br>46°17'11"W | 23°10'45"S<br>46°22'36"W | 23°20'03"S<br>46°39'36"W | 22°39'17"S<br>47°15'58"W | 22°43'00"S<br>47°15'52"W |
| Main use                                     | Public supply                   | Public supply            | Public supply            | Public supply            | Power generation         | Power generation         |
| Sampling station                             | 2 (Jaguari)<br>7 (Jacaréí)      | 5                        | 6                        | 4                        | 3                        | 4                        |

<sup>(1)</sup>Whately & Cunha (2007); <sup>(2)</sup>Leite et al. (2000); <sup>(3)</sup>Mansor (2005); <sup>(4)</sup>ANA (2013). <sup>(5)</sup>Sabesp – personal communication.

## 2.2. Sampling design

Samples were carried out during the austral summer and winter of 2010 (Jaguari and Jacaréí reservoirs) and 2013 (Cachoeira, Atibainha, Paiva Castro, Salto Grande and Tatu reservoirs). Sampling sites were selected considering the influence of the main tributaries and outflows, as well as the deepest region of the reservoir. Number of sampling sites per reservoir varied between two and seven (Table 1).

Water was collected with van Dorn sampling bottle in sub-surface, middle depth, and one meter above bottom (water column mean values were used in all data analysis). Surface sediments were sampled only during winter because they integrate a large temporal scale, usually one or two years (Smol, 2008). UWITEC gravity corer was used to collect the first two centimeters of the sediment core.

## 2.3. Land Use

Percentage of land use categories were determined and quantified using three data sources: (1) SPOT images 2007-2009 interpretation maps (1:25000 – São Paulo, 2013), (2) IKONOS images 2002 interpretation maps (1:25000 – São Paulo, 2015), and (3) IBGE information maps (1:5000000 – IBGE, 2010). Land use was classified into four



categories: natural areas (forests, reforestation, riparian areas, and water courses), pasture (pasture and fields), agriculture (permanent and semi-permanent crops), and urban areas (urban area and exposed ground). Percentage cover data were generated by ArcGIS 10.2 at two scales: (1) buffer zone (1 km from reservoir boundary), and (2) watershed (entire area of the basin upstream the reservoir). At buffer zone scale, land use was weighted for each site by their relative distance to the maximum distance from the main tributary in the reservoir. At watershed scale, land use was weighted dividing by site distance from the main tributary, taking into account that closest locations receive greater influence than more distant sites.

#### *2.4. Characterization of water and surface sediment*

Temperature, pH and electrical conductivity were measured *in situ* using Horiba U-53 Multiparameter. Water transparency was determined by Secchi disk. Other water variables measured were dissolved oxygen, alkalinity, inorganic carbon species, nitrate, nitrite, ammonium, reactive soluble phosphorus, total dissolved phosphorus, total nitrogen and total phosphorus, soluble reactive silica, following APHA (2005). Samples for analysis of dissolved nutrients were filtered in Whatman GF/F filter, under low pressure (<0.50 atm). Chlorophyll-a (corrected for pheophytin by acidification) was determined after extraction with 90% ethanol (Sartory & Grobollar, 1984), using the methods described by Golterman *et al.* (1978).

Surface sediment was characterized by grain size and five geochemical variables: total phosphorus (TP – Andersen, 1976; Valderrama, 1981), total organic carbon (TOC), total nitrogen (TN), stable isotopes ( $\delta^{13}\text{C}$  e  $\delta^{15}\text{N}$ ) and carbon/nitrogen atomic ratio. Grain sizes were determined using a CILAS Automatic Analyzer and the GRADSTAT software (Blott and Pye, 2001). Total organic carbon, total nitrogen and their stable

isotopes were determined using an ANCA-GSL elemental analyzer interfaced to a PDZ Europa 20–20 isotope ratio mass spectrometer (Sercon Ltd., Cheshire, UK) at the University of California, Davis, Stable Isotope Facility. We express the values for stable isotope data based in international standards V-PDB (Vienna PeeDee Belemnite) for carbon and in concentration in the air for nitrogen.

## 2.5. Numerical analyses

Principal Component Analysis (PCA) was used to reduce the dimensionality of the data. The following variables were used in this analysis: temperature (Temp), transparency (Trans), carbon dioxide ( $\text{CO}_2$ ), dissolved oxygen (DO), conductivity (Cond), ammonium ( $\text{NH}_4$ ), nitrate ( $\text{NO}_3$ ), total nitrogen (TN), reactive soluble phosphorus ( $\text{PO}_4$ ), total phosphorus (TP), soluble reactive silica (SRSi) and chlorophyll-a (Chlo-a) - for water during summer and winter; and total organic carbon (TOC), total phosphorus (TP), atomic ratio C/N and stable isotopes  $\delta^{13}\text{C}$  and  $\delta^{15}\text{N}$  – for surface sediment.

Spearman correlation were performed to evaluated the relationship between water variables during summer and winter (Trans, Cond, TN, TP, SRSi, and pH) and surface sediments (TOC, C/N,  $\delta^{13}\text{C}$ ,  $\delta^{15}\text{N}$ , TN and TP) with land use classes in different scales. Using the same variables, except TN in surface sediment, partial Redundancy Analysis (pRDA) quantified the relative importance of land use (at buffer zone and watershed scales) and spatial variables in water and sediment quality (Borcard *et al.*, 1992; Peres-Neto *et al.*, 2006) and results were given in terms of adjusted fractions and significance tests were based on 1000 randomizations. Two sets of spatial variables with distinct approaches were generated: Moran's Eigenvectors Maps (MEM – Dray *et al.*, 2006) that takes into account the geographic position of sampling sites (calculated using PCNM – Borcard & Legendre, 2002), and Asymmetric Eigenvector Maps (AEM –

Blanchet *et al.*, 2008, 2009) that takes into account the connectivity and directional processes, as water currents in rivers. Water variables were log transformed ( $\log [x+1]$ ), sediment variables were standardized (z-scores), and land use data were arcsine transformed.

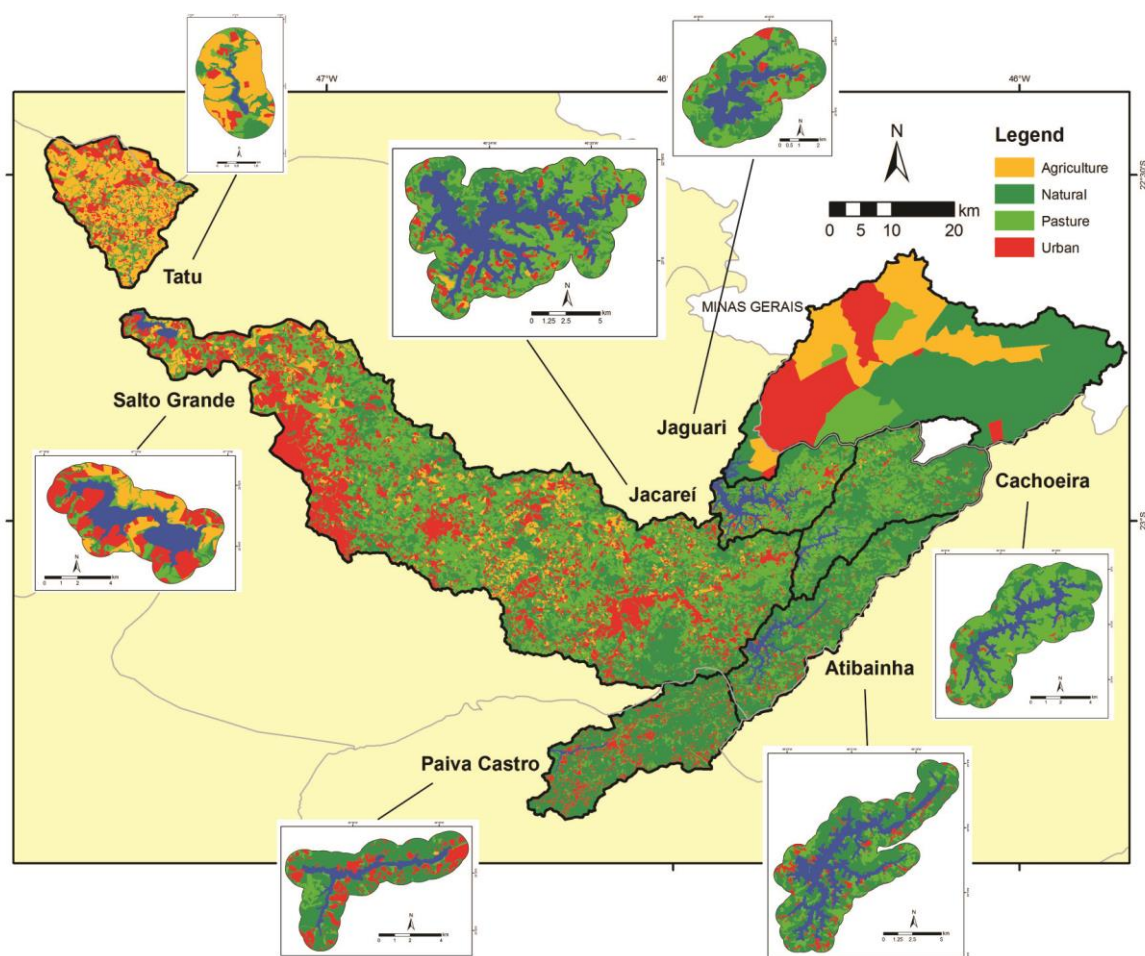
Land-Use Index (LUI) is a metric that determines the level of degraded lands in catchment, measured by the sum of land use percentage weighted by impact values (Ometto *et al.*, 2000): natural areas – 0; pasture – 0.2; agriculture – 0.5; and urban areas – 5. Relationship between LUI and water (Trans., CO<sub>2</sub>, DO, Cond., pH, NH<sub>4</sub>, NO<sub>3</sub>, TN, PO<sub>4</sub>, TP, SRSi, and chlor-a) and sediment variables (TOC, TN, TP, C/N,  $\delta^{13}\text{C}$ , and  $\delta^{15}\text{N}$ ) were explored from Pearson correlation.

For all the statistical analysis we used R program version 3.1.3 (R Core Team, 2015) using packages ‘AEM’ (Blanchet, 2009), ‘PCNM’ (Legendre *et al.*, 2009) and ‘vegan’ (Oksanen *et al.*, 2013).

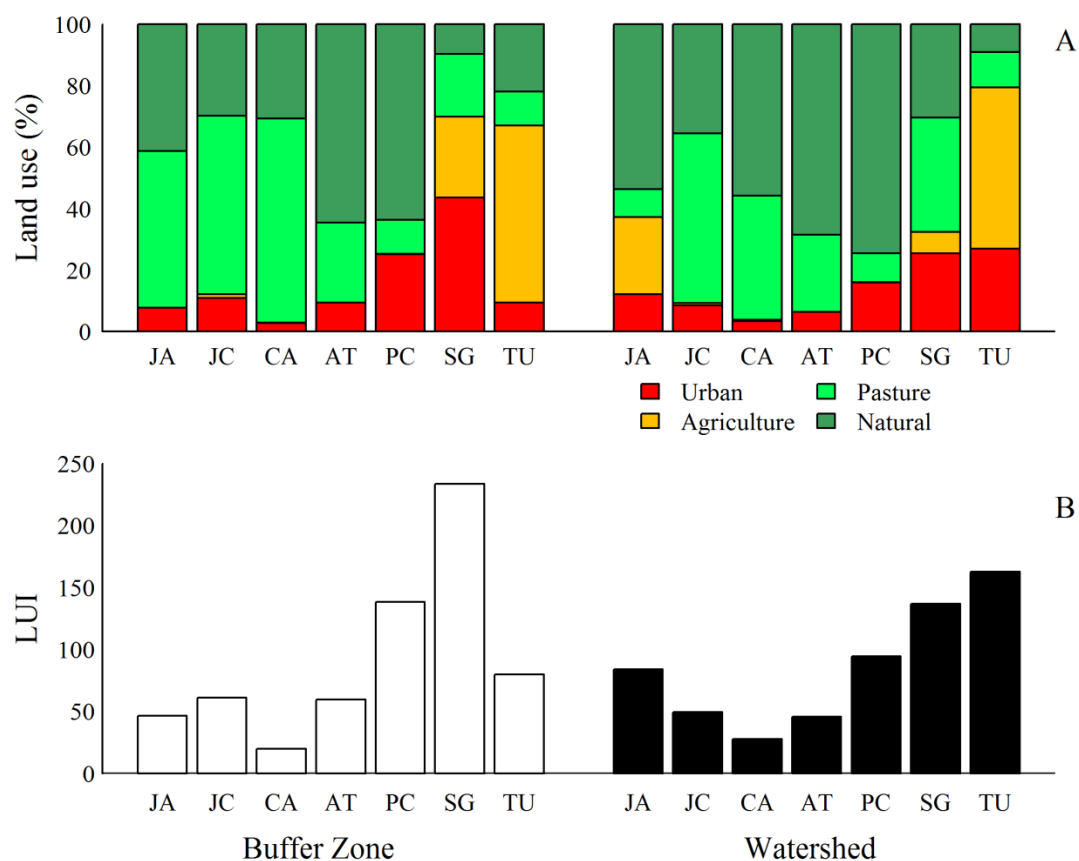
### 3. Results

#### 3.1. Land Use

Land use varied substantially among reservoirs and between scales (Figure 2 and Figure 3A). Watershed and buffer land use in Atibainha and Paiva Castro reservoirs were the most preserved (with higher coverage of natural areas) in both scales. Pasture dominated the area of others reservoirs in the CS (Jaguari, Jacaréi and Cahoeira), followed by natural areas. The basin of Jaguari Reservoir is the only covered by an expressive agricultural area in the CS. The buffer zone of Salto Grande Reservoir was mainly covered by urban area, and the buffer zone (and watershed) of Tatu Reservoir was covered almost entirely by agricultural areas.



**Figure 2.** Land use in watershed (black lines) and 1 km buffer zones (in squared).



**Figure 3.** Land use (A) and Land Use Index LUI (B) in buffer zone and watershed of reservoirs. JA – Jaguari; JC – Jacareí; CA – Cachoeira; AT – Atibainha; PC – Paiva Castro; SG – Salto Grande; TU – Tatu.

### 3.2. Characterization of water and surface sediment

Overall, we observed low values for conductivity, chlorophyll-a, and nutrients and high values for water transparency in reservoirs from the CS, in summer and winter (Table 2 and 3). Tatu Reservoir presented similar characteristics except for total nitrogen (higher) and water transparency (lower). Salto Grande Reservoir showed higher conductivity and nutrients values than CS reservoirs.

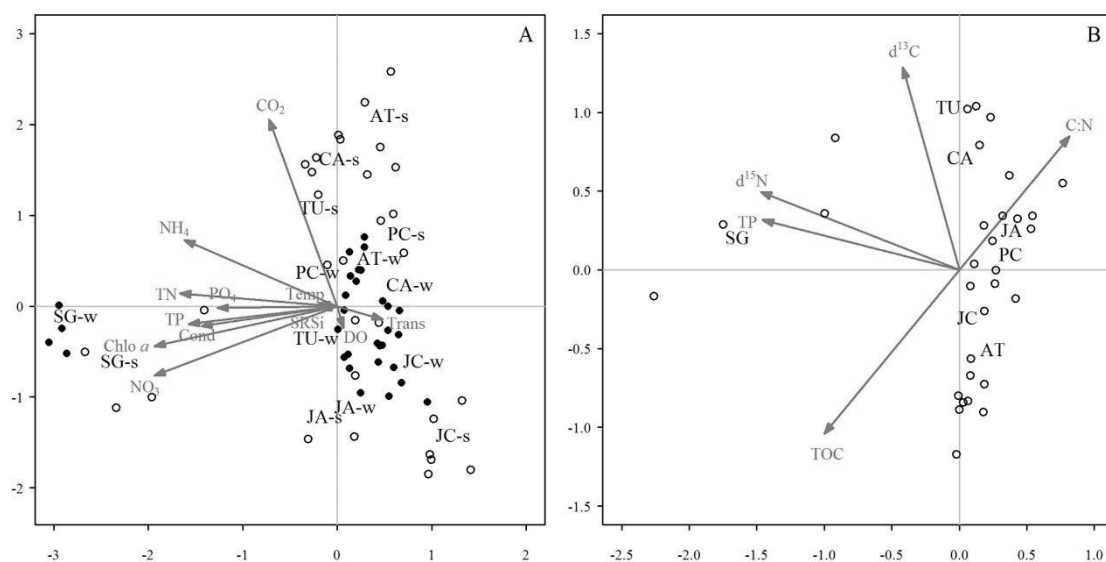
**Table 2.** Mean and standard deviation of limnological characteristics of the sampling station in each reservoir during summer.

|                                            | Jaguari       | Jacareí       | Cachoeira     | Atibainha     | Paiva Castro  | Salto Grande   | Tatu          |
|--------------------------------------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|----------------|---------------|
| Temperature (°C)                           | 22.0 ± 2.6    | 22.0 ± 1.4    | 23.3 ± 1.4    | 22.4 ± 1.0    | 23.6 ± 0.9    | 27.5 ± 0.4     | 21.8 ± 1.1    |
| Transparency (m)                           | 2.1 ± 0.8     | 3.0 ± 0.5     | 1.9 ± 0.6     | 2.6 ± 0.7     | 0.7 ± 0.3     | 0.9 ± 0.6      | 0.6 ± 0.1     |
| Alkalinity (mEq L <sup>-1</sup> )          | 0.316 ± 0.008 | 0.311 ± 0.018 | 0.313 ± 0.022 | 0.297 ± 0.020 | 0.407 ± 0.032 | 0.757 ± 0.023  | 0.340 ± 0.008 |
| Conductivity (µS cm <sup>-1</sup> )        | 39 ± 2        | 36 ± 5        | 41 ± 5        | 28 ± 4        | 29 ± 6        | 212 ± 15       | 63 ± 2        |
| pH                                         | 7.1 ± 0.3     | 7.2 ± 0.2     | 6.1 ± 0.2     | 5.9 ± 0.3     | 5.9 ± 0.1     | 7.2 ± 0.4      | 5.8 ± 0.4     |
| CO <sub>2</sub> (mg L <sup>-1</sup> )      | 4.2 ± 1.9     | 2.5 ± 1.0     | 86.4 ± 45.6   | 79.6 ± 45.1   | 64.3 ± 19.0   | 25.1 ± 5.0     | 108.3 ± 71.6  |
| HCO <sub>3</sub> (mg L <sup>-1</sup> )     | 20.9 ± 1.8    | 18.9 ± 1.1    | 19.1 ± 1.3    | 18.1 ± 1.2    | 24.9 ± 1.9    | 44.4 ± 3.1     | 20.7 ± 0.5    |
| CO <sub>3</sub> (mg L <sup>-1</sup> )      | 0.023 ± 0.018 | 0.022 ± 0.009 | 0.003 ± 0.001 | 0.001 ± 0.001 | 0.001 ± 0.000 | 0.698 ± 0.885  | 0.001 ± 0.001 |
| DO (mg L <sup>-1</sup> )                   | 5.4 ± 0.2     | 4.8 ± 1.0     | 4.4 ± 1.0     | 3.6 ± 0.9     | 4.8 ± 1.0     | 5.2 ± 0.9      | 5.9 ± 0.3     |
| N-NH <sub>4</sub> (µg L <sup>-1</sup> )    | 157.8 ± 39.4  | 46.3 ± 70.5   | 120.0 ± 83.3  | 122.9 ± 59.8  | 102.8 ± 142.4 | 242.5 ± 135.1  | 49.1 ± 10.8   |
| N-NO <sub>2</sub> (µg L <sup>-1</sup> )    | 11.9 ± 7      | 5.9 ± 2.3     | 5.2 ± 0.3     | 5.0 ± 0.0     | 5.0 ± 0.0     | 127.7 ± 38.6   | 8.0 ± 0.4     |
| N-NO <sub>3</sub> (µg L <sup>-1</sup> )    | 133.3 ± 12.3  | 59.7 ± 51.3   | 112.3 ± 25.2  | 33.1 ± 40.9   | 51.5 ± 18.9   | 937.9 ± 452.1  | 107.7 ± 16.3  |
| NT (µg L <sup>-1</sup> )                   | 279.4 ± 81.0  | 164.3 ± 70.1  | 451.7 ± 115.9 | 284 ± 34.6    | 259.9 ± 187.1 | 2723.8 ± 951.2 | 527.9 ± 171.4 |
| P-PO <sub>4</sub> (µg L <sup>-1</sup> )    | 9.2 ± 7.3     | 4.0 ± 0.0     | 5.4 ± 0.6     | 7.0 ± 0.8     | 4.2 ± 0.2     | 19.9 ± 9.6     | 10.2 ± 1.6    |
| TDP (µg L <sup>-1</sup> )                  | 16.1 ± 1.8    | 4.3 ± 0.9     | 9.6 ± 0.9     | 8.7 ± 1.1     | 12.2 ± 1.5    | 42.6 ± 14.3    | 12.7 ± 1.4    |
| TP (µg L <sup>-1</sup> )                   | 32.5 ± 27.2   | 9.6 ± 6.2     | 17.3 ± 5.8    | 9.9 ± 2.1     | 14.2 ± 3.3    | 65.4 ± 28.0    | 24.2 ± 2.6    |
| SRSi (mg L <sup>-1</sup> )                 | 4.5 ± 0.1     | 3.1 ± 0.4     | 3.8 ± 0.3     | 3.6 ± 0.3     | 4.0 ± 0.1     | 4.1 ± 0.1      | 4.2 ± 0.2     |
| Chlorophyll <i>a</i> (µg L <sup>-1</sup> ) | 3.0 ± 1.0     | 2.4 ± 2.0     | 2.2 ± 1.2     | 3.0 ± 1.4     | 2.0 ± 0.9     | 55.2 ± 64.9    | 1.7 ± 1.0     |

**Table 3.** Mean and standard deviation of limnological characteristics of the sampling station in each reservoir during winter.

|                                            | Jaguari       | Jacareí       | Cachoeira     | Atibainha     | Paiva Castro  | Salto Grande  | Tatu          |
|--------------------------------------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|
| Temperature (°C)                           | 16.9 ± 1.3    | 19.1 ± 0.1    | 14.2 ± 0.5    | 14.2 ± 0.4    | 16.6 ± 0.6    | 21.6 ± 0.2    | 19 ± 1.1      |
| Transparency (m)                           | 2.7 ± 0.4     | 4.0 ± 0.7     | 2.0 ± 0.2     | 2.1 ± 0.7     | 2.2 ± 0.5     | 1.0 ± 0.4     | 0.9 ± 0.2     |
| Alkalinity (mEq L <sup>-1</sup> )          | 0.290 ± 0.002 | 0.316 ± 0.01  | 0.305 ± 0.008 | 0.296 ± 0.017 | 0.307 ± 0.003 | 0.974 ± 0.034 | 0.351 ± 0.002 |
| Conductivity (µS cm <sup>-1</sup> )        | 34 ± 0        | 34 ± 1        | 39 ± 2        | 40 ± 1        | 59 ± 5        | 388 ± 21      | 49 ± 3        |
| pH                                         | 6.5 ± 0.1     | 6.6 ± 0.1     | 6.6 ± 0.3     | 6.4 ± 0.2     | 6.2 ± 0.1     | 7.1 ± 0.2     | 6.3 ± 0.1     |
| CO <sub>2</sub> (mg L <sup>-1</sup> )      | 9.7 ± 1.8     | 8.2 ± 0.9     | 10.8 ± 5.9    | 15.8 ± 3.9    | 25.3 ± 3.3    | 34.4 ± 8.4    | 19.2 ± 2.6    |
| HCO <sub>3</sub> (mg L <sup>-1</sup> )     | 17.8 ± 0.3    | 19.2 ± 0.6    | 18.6 ± 0.5    | 18.1 ± 1.0    | 18.7 ± 0.1    | 57.8 ± 4.0    | 21.4 ± 0.1    |
| CO <sub>3</sub> (mg L <sup>-1</sup> )      | 0.002 ± 0.001 | 0.004 ± 0.001 | 0.003 ± 0.002 | 0.002 ± 0.001 | 0.001 ± 0.000 | 0.685 ± 0.909 | 0.002 ± 0.000 |
| DO (mg L <sup>-1</sup> )                   | 6.5 ± 0.8     | 5.2 ± 0.9     | 7.5 ± 2.1     | 6.4 ± 1.1     | 7.0 ± 0.3     | 4.5 ± 0.7     | 6.8 ± 0.3     |
| N-NH <sub>4</sub> (µg L <sup>-1</sup> )    | 39.7 ± 7.1    | 78 ± 23.4     | 49.1 ± 21.9   | 161.1 ± 88.8  | 123.2 ± 27.5  | 946.5 ± 273.7 | 37.1 ± 11.7   |
| N-NO <sub>2</sub> (µg L <sup>-1</sup> )    | 5.0 ± 0.1     | 5.0 ± 0.0     | 5. ± 0.0      | 5.4 ± 1.0     | 5.0 ± 0.1     | 98.0 ± 28.4   | 5.8 ± 0.4     |
| N-NO <sub>3</sub> (µg L <sup>-1</sup> )    | 140.2 ± 19.7  | 47.7 ± 17.7   | 55.8 ± 20.7   | 44.6 ± 17.3   | 134.7 ± 7.4   | 906.2 ± 283.7 | 139.8 ± 67.1  |
| NT (µg L <sup>-1</sup> )                   | 424.2 ± 85.3  | 276.4 ± 35    | 217.3 ± 81.2  | 544.1 ± 135.4 | 278.7 ± 67    | 2453 ± 388.5  | 543.8 ± 35.3  |
| P-PO <sub>4</sub> (µg L <sup>-1</sup> )    | 8.6 ± 4.9     | 4.5 ± 1.4     | 4.0 ± 0.1     | 4.0 ± 0.0     | 4.0 ± 0.0     | 50.7 ± 15.8   | 7.1 ± 0.6     |
| TDP (µg L <sup>-1</sup> )                  | 14.0 ± 1.6    | 5.4 ± 3.8     | 4.2 ± 0.5     | 4.0 ± 0.0     | 4.0 ± 0.0     | 71.9 ± 11.8   | 10.8 ± 0.6    |
| TP (µg L <sup>-1</sup> )                   | 19.1 ± 0.5    | 12.9 ± 3.2    | 12.8 ± 5.2    | 8.9 ± 2.1     | 11.3 ± 1.0    | 158.8 ± 54.2  | 18.3 ± 1.2    |
| SRSi (mg L <sup>-1</sup> )                 | 6.0 ± 0.1     | 4.3 ± 0.9     | 5.0 ± 0.3     | 4.2 ± 0.2     | 4.3 ± 0.0     | 5.5 ± 0.1     | 5.2 ± 0.1     |
| Chlorophyll <i>a</i> (µg L <sup>-1</sup> ) | 2.0 ± 0.4     | 4.4 ± 3.2     | 1.9 ± 0.5     | 1.9 ± 0.6     | 1.1 ± 1.0     | 87.2 ± 66.6   | 1.8 ± 1.1     |

The principal components analysis explained 60.8% of data variation in its first axis and 17.7% in its second axis. The reservoirs were ordered by phytoplanktonic biomass (chlorophyll-a), nutrient availability and conductivity (Figure 4A). Only Salto Grande was associated to higher values of these variables. A group was formed by the other reservoirs during winter, indicating that there was less limnological variability during this period. Other two groups formed by summer sampling were located in opposite sides of axis two, mainly associated to carbon dioxide.

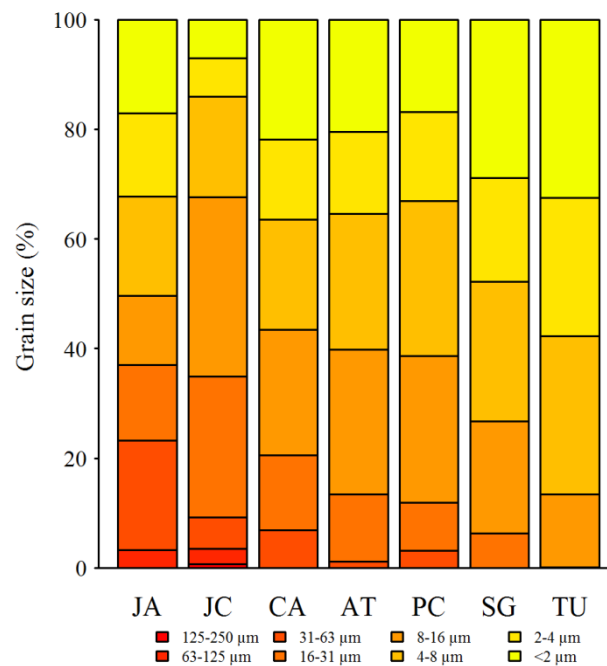


**Figure 4.** Principal components analysis of water variables (white points – summer; black points – winter) and surface sediment. A: water variables; B: sediment variables. (Cond – conductivity; DO – dissolved oxygen; Trans – water transparency; Temp – temperature; TN – total nitrogen; TP – total phosphorus; SRSi – soluble reactive silica; Chlo *a* – chlorophyll-a; TOC – total organic carbon; C:N – carbon nitrogen ratio;  $\delta^{15}\text{N}$  – nitrogen stable isotopes;  $\delta^{13}\text{C}$  – carbon stable isotopes).

Regarding sediments, stable isotopes ( $\delta^{13}\text{C}$  e  $\delta^{15}\text{N}$ ) and total phosphorus were the variables that most distinguished the environments from each other, especially Salto Grande (Table 4). Considering grain sized, Jacareí presented mostly larger grains ( $> 16 \mu\text{m}$ ), whilst Tatu smaller grains ( $< 16 \mu\text{m}$  – Figure 5). A higher relative quantity of clay



occurred in reservoirs located in the Middle Piracicaba River Basin (Salto Grande and Tatu).



**Figure 5.** Grain size analysis of surface sediments.

Principal components analysis for surface sediment resumed 47.5% of total data variability in its first axis and 29.5% in the second (Figure 4B). Salto Grande was associated with higher values of TP and  $\delta^{15}\text{N}$ , and Tatu with higher  $\delta^{13}\text{C}$  and lower TOC.

**Table 4.** Mean and standard deviation of surface sediment characteristics of the sampling station in each reservoir (TOC – total organic carbon; TN – total nitrogen; TP – total phosphorus; C:N – carbon nitrogen ratio;  $\delta^{13}\text{C}$  – carbon stable isotopes;  $\delta^{15}\text{N}$  – nitrogen stable isotopes;).

|                              | Jaguari          | Jacareí           | Cachoeira         | Atibainha         | Paiva Castro      | Salto Grande        | Tatu             |
|------------------------------|------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|---------------------|------------------|
| TOC (%)                      | $3.3 \pm 0.4$    | $3.6 \pm 0.7$     | $2.8 \pm 0.3$     | $3.9 \pm 0.8$     | $2.5 \pm 0.5$     | $4.3 \pm 1.4$       | $2.4 \pm 0.1$    |
| TN (%)                       | $0.3 \pm 0.0$    | $0.4 \pm 0.1$     | $0.3 \pm 0.04$    | $0.4 \pm 0.1$     | $0.3 \pm 0.1$     | $0.5 \pm 0.2$       | $0.2 \pm 0.01$   |
| TP (mgP kgMS <sup>-1</sup> ) | $361.4 \pm 62.3$ | $301.5 \pm 137.8$ | $987.6 \pm 246.9$ | $936.5 \pm 145.9$ | $1491.2 \pm 40.5$ | $5496.3 \pm 1134.8$ | $993.1 \pm 65.7$ |
| C/N                          | $10.2 \pm 1.3$   | $8.4 \pm 0.3$     | $10.4 \pm 0.4$    | $9.7 \pm 0.3$     | $10 \pm 1.2$      | $8.6 \pm 0.4$       | $10.2 \pm 0.1$   |
| $\delta^{13}\text{C}$ (‰)    | $-23.9 \pm 0.7$  | $-24.8 \pm 1.0$   | $-24.4 \pm 0.7$   | $-27.1 \pm 0.7$   | $-26.2 \pm 0.6$   | $-23.6 \pm 0.2$     | $-22.5 \pm 0.2$  |
| $\delta^{15}\text{N}$ (‰)    | $5.1 \pm 0.1$    | $5.5 \pm 0.5$     | $7.1 \pm 0.8$     | $6.1 \pm 0.3$     | $5.5 \pm 0.3$     | $12.3 \pm 1.8$      | $7.2 \pm 0.3$    |

### 3.3. Land use and reservoir quality relationship

All results for pure land uses effects in water and surface sediment characteristics were significant, with higher values for surface sediment in both spatial variables data set (Table 5). Space variables were the most important component in the variance of the water and surface sediment characteristics, except for surface sediment at buffer zone scale. The effect of pure spatial variables was higher when we considered the AEM variables, as well as the residuals were lower. Moreover, shared component (land use + spatial variables) were relatively high, except for surface sediment at watershed scale, indicating that the land use effects can be spatially-structured.

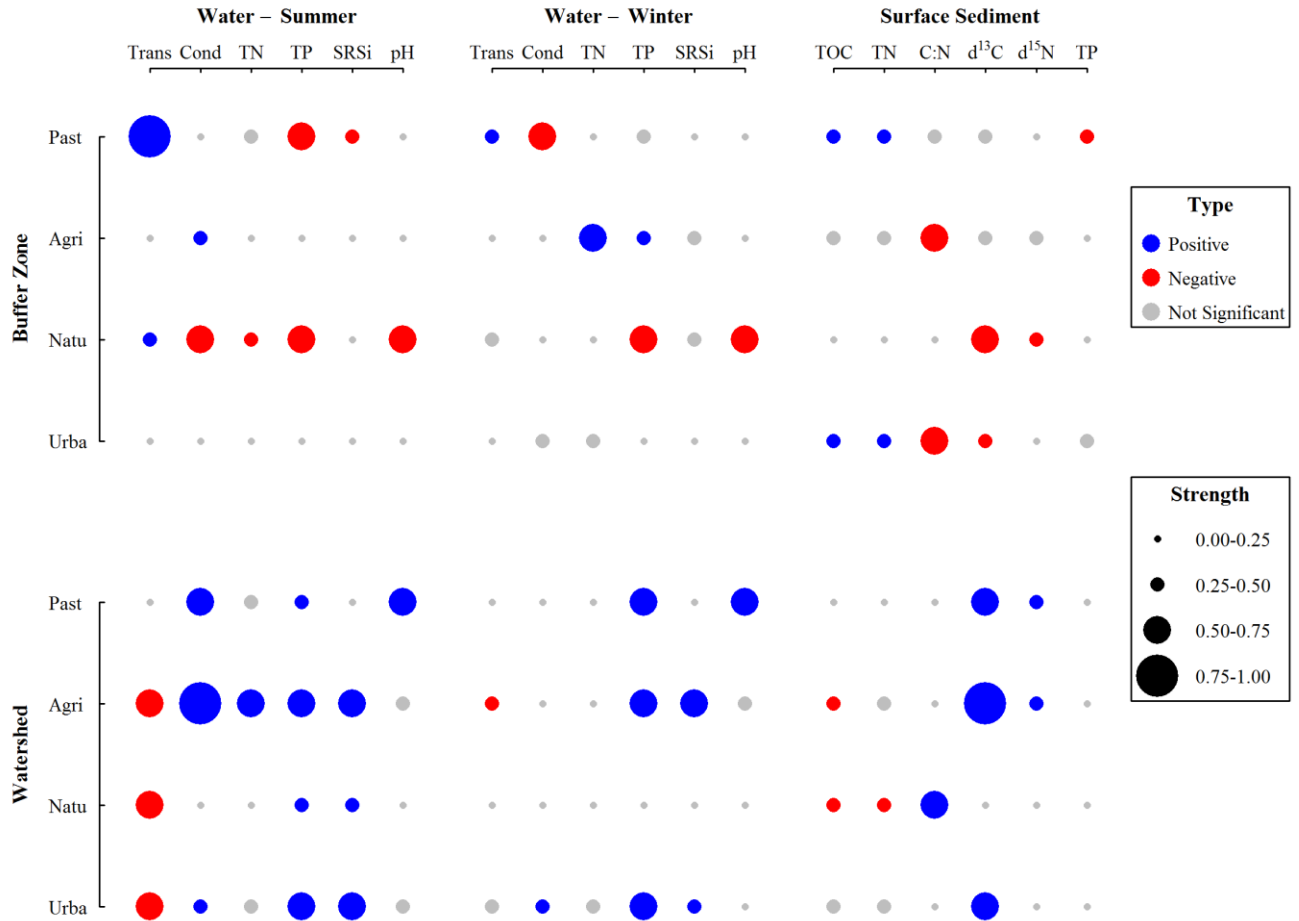
**Table 5.** Partial Redundancy Analyses (pRDA) of land use (LU) and spatial data set (Moran's Eigenvectors Maps - MEM - and Asymmetric Eigenvectors Maps - AEM) contribution to the water and surface sediment characteristic variance.

|            | Water - summer |           | Water - winter |           | Surface sediment |           |
|------------|----------------|-----------|----------------|-----------|------------------|-----------|
|            | Buffer zone    | Watershed | Buffer zone    | Watershed | Buffer zone      | Watershed |
| <i>MEM</i> |                |           |                |           |                  |           |
| LU         | 0.13**         | 0.15**    | 0.24**         | 0.23**    | 0.25**           | 0.29**    |
| LU + Space | 0.25           | 0.26      | 0.27           | 0.19      | 0.21             | -0.01     |
| Space      | 0.27**         | 0.26**    | 0.28**         | 0.37**    | 0.04*            | 0.27**    |
| Residuals  | 0.34           | 0.33      | 0.20           | 0.21      | 0.49             | 0.46      |
| <i>AEM</i> |                |           |                |           |                  |           |
| LU         | 0.08**         | 0.10**    | 0.03**         | 0.04**    | 0.15**           | 0.12**    |
| LU + Space | 0.30           | 0.32      | 0.49           | 0.39      | 0.31             | 0.15      |
| Space      | 0.42**         | 0.40**    | 0.41**         | 0.52**    | 0.28**           | 0.44**    |
| Residuals  | 0.20           | 0.18      | 0.07           | 0.05      | 0.26             | 0.29      |

\*  $p < 0.05$ ; \*\*  $p < 0.01$ .

Watershed showed higher numbers of significant correlation when compared with buffer zone, especially with water variables in summer (Figure 6). At watershed scale, agriculture and urban areas were positively related with water TP. At buffer zone scale, natural areas were related with lower values of conductivity, nutrients (TP and TN), and pH in water during summer, and also related with TP and pH in winter. High values of stable isotopes of carbon were mainly related to natural areas (negatively at buffer zone scale) and agriculture

(positively at watershed scale). Moreover, C:N values were negatively related with agriculture and urban areas at buffer zone, and positively related with natural areas at watershed scale.



**Figure 6.** Spearman correlation of water (summer and winter) and surface sediment variables with land use (Trans – water transparency; Cond – conductivity; TN – total nitrogen; TP – total phosphorus; SRSi – soluble reactive silica; TOC – total organic carbon; C:N – carbon nitrogen ratio; d<sup>15</sup>N – nitrogen stable isotopes; d<sup>13</sup>C – carbon stable isotopes).

### 3.4. LUI and environmental variables relationship

We observe higher LUI values in Salto Grande and Paiva Castro buffer zones, and in watershed of Tatu and Salto Grande (Figure 3B). Significant correlations between LUI and water variables are observed especially in winter at buffer zone scale (Table 6). Nutrients (phosphorus and nitrogen) are positively correlated with LUI, as well as conductivity, CO<sub>2</sub>, and chlorophyll-a. All surface sediment variables at buffer zone, except δ<sup>13</sup>C, are significantly correlated with LUI.

**Table 6.** Correlation between Land Use Index (LUI) and environmental variables at buffer zone and watershed scales.

| <b>Water</b>            |                       |                          |                       |                          |
|-------------------------|-----------------------|--------------------------|-----------------------|--------------------------|
|                         | Summer                |                          | Winter                |                          |
|                         | <i>LUI<br/>Buffer</i> | <i>LUI<br/>Watershed</i> | <i>LUI<br/>Buffer</i> | <i>LUI<br/>Watershed</i> |
| Transp.                 | -0.21                 | -0.39**                  | -0.27                 | -0.16                    |
| CO <sub>2</sub>         | -0.10                 | 0.00                     | 0.64**                | 0.02                     |
| DO                      | 0.07                  | 0.22                     | -0.30                 | 0.67**                   |
| Cond.                   | 0.50**                | -0.03                    | 0.57**                | -0.04                    |
| pH                      | 0.17                  | -0.09                    | 0.31                  | -0.11                    |
| NH <sub>4</sub>         | 0.35                  | -0.04                    | 0.43**                | -0.05                    |
| NO <sub>3</sub>         | 0.27                  | 0.07                     | 0.44**                | 0.01                     |
| TN                      | 0.36**                | 0.02                     | 0.52**                | -0.09                    |
| PO <sub>4</sub>         | 0.19                  | 0.04                     | 0.39**                | -0.01                    |
| TP                      | 0.27                  | 0.15                     | 0.69**                | -0.06                    |
| SRSi                    | 0.22                  | 0.25                     | 0.17                  | 0.16                     |
| Chloro-a                | 0.41**                | -0.05                    | 0.77**                | -0.12                    |
| <b>Surface Sediment</b> |                       |                          |                       |                          |
|                         | <i>LUI<br/>Buffer</i> | <i>LUI<br/>Watershed</i> |                       |                          |
| TOC                     | 0.50**                | -0.35                    |                       |                          |
| TN                      | 0.55**                | -0.40**                  |                       |                          |
| TP                      | 0.70**                | -0.04                    |                       |                          |
| C/N                     | -0.42**               | 0.43**                   |                       |                          |
| δ <sup>13</sup> C       | -0.08                 | 0.37                     |                       |                          |
| δ <sup>15</sup> N       | 0.60**                | 0.05                     |                       |                          |

\* p &lt; 0.05.

#### 4. Discussion

We found that land use plays a similar role in water and surface sediment characteristics of tropical reservoir at both buffer zone and watershed scales. Despite several studies show close relationship between water and surface sediment quality and land use (e.g. Maberly *et al.*, 2003; Wagner *et al.*, 2011; El-Khoury *et al.*, 2015), spatial effects have been neglected. Furthermore, our results show significant influence of connectivity among reservoirs in water and surface sediment characteristics when effects of land use are removed.

Contrary to our expectations, the importance of land use in water-sediment characteristics is quite similar in both spatial scales. There is no consensus in the literature about what is the

best scale to use in land use studies, since some works suggest that land use in buffer zone is more important to water characteristics (e.g. Su *et al.*, 2015), while others consider the watershed scale more important (e.g. Sliva & Williams, 2001). Ding *et al.* (2016) found that land use in watershed scale is better than riparian and local scales to explain water characteristics variation. They suggest that these contrasting results are likely due to the method used to determine the buffer zone, besides the differences in regional settings and water quality parameters of interest. In addition, we suppose that each land use classes *per se* have its own pattern of relationship with the water and surface sediment variables, revealing differences between spatial scales.

Our results suggest that classes of land use in watershed scale have more important effects in water variables than in buffer zone. Effects of agriculture and urban areas are stronger in summer, likely due to runoff increases, which ultimately lead to decrease in water transparency and increase in variables related to eutrophication (conductivity and nutrients). Global meta-analysis, about the relationship between agriculture, depth and TP, shows that agriculture explains a significant proportion of TP variation in lakes (28%), as well as the increased summer TP concentration in temperate lakes (Taranu & Gregory-Eaves, 2008). Our results show that this relationship may also occurs in tropical reservoirs, both in summer and winter, but mostly at watershed scale. Moreover, water TN has a positive correlation with agriculture in summer (rainy season). Surplus nutrients (TN and TP) applied in crops are inputted in water bodies by runoff, which is higher in summer, and could lead to eutrophication (Carpenter *et al.*, 1998; Kalkhoff *et al.*, 2016). Positive correlation with soluble reactive silica in summer reinforces our assumption that the increase of the effects of land use in water variables at watershed scale is likely due to runoff increasing, such as also observed by Davis (1964). However, despite runoff in summer play an important role in the land use effects in water characteristics, similar correlations of the water variables (mainly TP) with

urban areas in summer and winter indicate that point sources, such as sewage and industrial discharges, are probably the main cause of the nutrient increase (Carpenter *et al.*, 1998).

As we expected, the effects of land use are higher in surface sediment but without substantial difference between buffer zone and watershed scales. These results indicate that surface sediment can retain a greater quantity of information about land use than water. Carbon stable isotope ( $\delta^{13}\text{C}$ ) in surface sediment was positively related to anthropic activities at watershed, especially agriculture. At buffer zone, agriculture was negatively correlated with C:N ratio. Our results suggest that agriculture areas are an important source of organic matter in tropical reservoirs. High values of  $\delta^{13}\text{C}$  can indicate sites with elevated organic matter growth rates and productivity (Wu *et al.*, 2006), but we suppose that higher values of  $\delta^{13}\text{C}$  in reservoirs are related with some crops, such as sugar cane, likely due to plant C4 sources (Meyers, 1994). Sediments can provide a large range of information about environmental changes in paleolimnological approaches (Smol, 2008), and is very useful in studies about land use changes and eutrophication (Keatley *et al.*, 2011; Fontana *et al.*, 2014).

Exceeding our expectations, connectivity among reservoirs shows a huge importance in these processes, mainly when we consider connectivity (AEM variables). For this spatial data set, pure spatial component have a higher contribution in variance of water-sediment quality. Spatial patterns are more often investigated by ecologists to understand the mechanisms controlling community distribution (Legendre & Legendre, 2012; Padial *et al.*, 2014; Soinenen, 2015), however is often an overlooked issue when applied to land use and water quality. We understand that spatial patterns are important factors that also need to be considered in land use and water-sediment quality relationship studies, particularly when sampling sites are connected, like in reservoirs.

Indexes that summarize many variables in a single number or classification are a useful tool for decision-makers in watershed management, such as Carlson's trophic state index for lakes (Carlson, 1977). Land-Use Index (LUI) was proposed to summarize in a single number the

power of land use to impact the aquatic ecosystems. Our results show that the relationships between LUI and water-sediment variables are more significant at buffer zone and, surprisingly, more in winter than in summer. We suppose that the effects of land use, measure by LUI, are more pronounced in winter when the noises of the analysis due to rainfall are negligible. Besides, urban area has a higher weight in LUI and its main pollution source is punctual and independent of runoff (Carpenter *et al.*, 1998).

## 5. Conclusion

We concluded that there are no relevant differences between the land use and water-sediment relationships at buffer zone and watershed scales, highlighting that is crucial to develop strategies in both local level (especially in terms of dam operation) and watershed scale (López-Moreno *et al.*, 2014). This becomes clear when we plan management strategies for a specific land use, for example agriculture, which is mainly related to a watershed scale. On the other hand, urban areas, which have is a potential point pollution source, should be mainly observed at local scale (buffer zone). Surface sediment is a useful tool to monitoring land use effects in reservoirs, as our results suggest, gathering information from buffer zone and watershed in the same way. Moreover, connectivity, representing by AEM spatial variables, is an important factor in water-sediment quality since rivers are the *path* of the land use effects in watersheds (Martínez-Carreras *et al.*, 2015), and we strongly recommend that it should be considered in future land use analysis. Furthermore, our findings provide one of the last limnological characterization of CS reservoirs before the catastrophic drought that drastically reduced the reservoirs volume between 2013 and 2014 (Coutinho *et al.*, 2015), thereby bringing a reference for this important water supply system. Strategies executed without the knowledge of land use changes may lead to inappropriate management actions to mitigate impacts in the basin (El-Khoury *et al.*, 2015).



## Acknowledgments

This study was carried out within the framework of the AcquaSed project supported by funds from FAPESP (Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo, AcquaSed Project, nº 2009/53898–9) and was undertaken as part of SZA's Ph.D. thesis (FAPESP doctoral fellowship nº 2013/23703-7 to SZA) at the Institute of Botany (São Paulo, Brazil). Funds were also provided by CNPq (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico, grant 310940/2013–3 and 304314/2014-5 to DCB and LMB, respectively). We deeply appreciate the valuable assistance of personnel from the agency in charge of the public water supply in São Paulo - SABESP (Companhia de Saneamento do Estado de São Paulo), Barco Escola da Natureza Association and Companhia Energética Salto do Lobo for their valuable logistical support during the fieldwork.

## References

- ANA (Agência Nacional das Águas), 2013. Série hidrológica 2004-2012 do Sistema Cantareira. Available from URL: <http://www2.ana.gov.br/>. Accessed 26 October 2013.
- Andersen, J.M., 1976. An ignition method for determination of total phosphorus in lake sediments. *Water Res.* 10, 329-331. DOI: 10.1016/0043-1354(76)90175-5
- APHA, 2005. Standard Methods for Examination of Water and Wastewater. 21<sup>st</sup> ed. American Public Health Association WWA, Washington, D.C.
- Blanchet F.G., 2009. AEM: Tools to construct asymmetric eigenvector maps (AEM) spatial variables. R Package Version 0.2–5. Available at: [http://r-forge.rproject.org/R/?group\\_id=195](http://r-forge.rproject.org/R/?group_id=195).
- Blanchet, F.G., Legendre, P., Borcard, D., 2008. Modelling directional spatial processes in ecological data. *Ecol. Model.* 215, 325-336. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2008.04.001
- Blanchet, F.G., Legendre, P., Borcard, D., 2009. Erratum to “Modelling directional spatial processes in ecological data” [*Ecol. Modell.* 215 (2008) 325–336]. *Ecol. Model.* 220, 82-83. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2008.08.018

- Blott, S.J., Pye, K., 2001. GRADISTAT: a grain size distribution and statistic package for the analysis of inconsolidated sediments. *Earth Surf. Proc. Land.* 26,1237-1248. DOI: 10.1002/esp.261
- Borcard, D., Legendre, P., 2002. All-scale spatial analysis of ecological data by means of principal coordinates of neighbor matrices. *Ecol. Model.* 153, 51-68. DOI: 10.1016/S0304-3800(01)00501-4
- Borcard, D., Legendre, P., Drapeau, P., 1992. Partialling out the spatial component of ecological variation. *Ecology.* 73, 1045-1055. DOI: 10.2307/1940179
- Bu, H., Meng, W., Zhang, Y., Wan, J., 2014. Relationships between land use patterns and water quality in the Taizi River basin, China. *Ecol. Indic.* 41,187–197. DOI: Relationships between land use patterns and water quality in the Taizi River basin, China
- Burford, M.A., Green, S.A., Cook, A.J., Jonhson, S.A., Kerr, J.G., O'Brien, K.R., 2012. Sources and fate of nutrients in a subtropical reservoir. *Aquat. Sci.* 74, 179-190. DOI 10.1007/s00027-011-0209-4
- Carlson, R.E., 1977. A trophic State Index of lakes. *Limnol. Oceanogr.* 22, 361-369. DOI: 10.4319/lo.1977.22.2.0361
- Carpenter, S.R., Caraco, N.F., Correl, D.L., Howarth, R.W., Sharpley, A.N., Smith, V.H., 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorous and nitrogen. *Ecol. Appl.* 8, 559-568. DOI: 10.1890/1051-0761(1998)008[0559:NPOSWW]2.0.CO;2
- Coutinho, R.M., Kraenkel, R.A., Prado, P.I., 2015. Catastrophic regime shift in water reservoirs and São Paulo water supply crisis. *PLoS ONE* 10, e0138278. DOI: 10.1371/journal.pone.0138278
- Davis, S.N., 1964. Silica in streams and ground water. *Am. J. Sci.* 262, 870-891.
- Ding, J., Jiang, Y., Liu, Q., Hou, Z., Liao, J., Fu, L., Peng, Q., 2016. Influences of the land use pattern on water quality in low-order streams of the Dongjiang River basin, China: A multi-scale analysis. *Sci. Total Environ.* 551-552, 205-216. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.01.162
- Dray, S., Legendre, P., Peres-Neto, P.R., 2006. Spatial modelling: a comprehensive framework for principal coordinate analysis of neighbour matrices (PCNM). *Ecol. Model.* 196, 483-493. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2006.02.015
- El-Khoury, A., Seidou, O., Lapen, D.R., Que, Z., Mohammadian, M., Sunohara, M., Bahram, D., 2015. Combined impacts of future climate and land use changes on discharge, nitrogen

and phosphorous loads for a Canadian river basin. *J. Environ. Manage.* 151, 76-86. DOI: 10.1016/j.jenvman.2014.12.012

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. *J. Paleolimnol.* 51, 29–43. DOI 10.1007/s10933-013-9753-3

Golterman, H.L., Clymo, R.S., Ohnstad, M.A.M., 1978. *Methods for physical and chemical analysis of fresh waters*. second ed. Blackwell Scientific Publications, Oxford.

IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística), 2015. *Mapa da Utilização e do Uso da Terra no Brasil*. Available from URL: <http://www.ibge.gov.br/>. Accessed 20 May 2015.

Kalkhoff, S.J., Hubbard, L.E., Tomer, M.D., James, D.E., 2016. Effect of variable annual precipitation and nutrient input on nitrogen and phosphorus transport from two Midwestern agricultural watersheds. *Sci. Total Environ.* 559, 53-62. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.03.127

Keatley, B.E., Bennett, E.M., MacDonald, G.K., Taranu, Z.E., Gregory-Eaves, I., 2011. Land-use legacies are important determinants of lake eutrophication in the anthropocene. *PLoS ONE*. 6, e15913. DOI:10.1371/journal.pone.0015913

Lambin, E.F., Geist, H.J., Lepers, E., 2003. Dynamics of land-use and land-cover change in tropical regions. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 28, 205-241. DOI: 10.1146/annurev.energy.28.050302.105459

Legendre, P., Borcard, D., Blanchet, F.G., De Caceres, M., Dray, S., 2009. MEM spatial eigenfunction and principal coordinate analyses. R Package Version 2.1-4. Available at: <http://R-Forge.R-project.org>

Legendre, P., Legendre L., 2012. *Numerical Ecology*. third ed. Elsevier Science Publication, London.

Legesse, D., Vallet-Coulomb, C., Gasse, F., 2003. Hydrological response of a catchment to climate and land use changes in Tropical Africa: case study South Central Ethiopia. *J. Hydrol.* 275, 67-85. DOI: 10.1016/S0022-1694(03)00019-2

Leite, M.A., Espíndola, E.L.G., Calijuri, M.C., 2000. Tripton sedimentation rates in the Salto Grande reservoir (Americana, SP, Brazil): a methodological evaluation. *Acta Limnol. Bras.* 12, 63-68.

Lin, Z., Anar, M.J., Zheng, H., 2015. Hydrologic and water-quality impacts of agricultural land use changes incurred from bioenergy policies. *J. Hydrol.* 525, 429–440. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2015.04.001

- Liu, W., Zhang, Q., Liu, G., 2011. Effects of watershed land use and lake morphometry on the trophic state of Chinese lakes: implications for eutrophication control. *Clean – Soil, Air, Water*, 39, 35–42. DOI: 10.1002/clen.201000052
- López-Moreno, J.I., Zabalza, J., Vicente-Serrano, S.M., Revuelto, J., Gilaberte, M., Azorin-Molina, C., Morán-Tejeda, E., García-Ruiz, J.M., Tague, C., 2014. Impact of climate and land use change on water availability and reservoir management: scenarios in the upper Aragón River, Spanish Pyrenees. *Sci. Total Environ.* 493, 1222-1231. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2013.09.031
- Maberly, S.C., King, L., Gibson, C.E., May, L., Jones, R.I., Dent, M.M., Jordan, C., 2003. Linking nutrient limitation and water chemistry in upland lakes to catchment characteristics. *Hydrobiologia* 506-509, 83-91.
- Mansor, M.T.C., 2005. Potencial de poluição de águas superficiais por fontes não pontuais de fósforo na Bacia Hidrográfica do Ribeirão do Pinhal, Limiera-SP. Doctoral thesis of State University of Campinas, Campinas. 189 p.
- Martínez-Carreras, N., Wetzel, C.E., Frentress, J., Ector, L., McDonnell, J.J., Hoffmann, L., Pfister, L., 2015. Hydrological connectivity inferred from diatom transport through the riparian-stream system. *Hydrol. Earth Syst. Sc.* 19, 3133-3151. DOI: 10.5194/hess-19-3133-2015
- Meyers, P.A., 1994. Preservation of source identification of sedimentary organic matter during and after deposition. *Chem. Geol.* 144, 289–302.
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H., Wagner, H., 2013. *Vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.0–9. Available from URL: <http://CRAN.Rproject.org/package=vegan>
- Ometto, J.P.H.B., Martinelli, L.A., Ballester, M.V., Gessner, A., Krusche, A.V., Victoria, R.L., Williams, M., 2000. Effects of land use on water chemistry and macroinvertebrates in two streams of the Piracicaba river basin, south-east Brazil. *Freshwater Biol.* 44, 327-337. DOI: 10.1046/j.1365-2427.2000.00557.x
- Padial, A.A., Ceschin, F., Declerck, S.A.J., De Meester, L., Bonecker, C.C., Lansac-Tôha, F.A., Rodrigues, L., Rodrigues, L.C., Train, S., Velho, L.F.M., Bini, L.M., 2014. Dispersal Ability Determines the Role of Environmental, Spatial and Temporal Drivers of Metacommunity Structure. *PLoS ONE*. 9, e111227. DOI: 10.1371/journal.pone.0111227

Peres-Neto, P.R., Legendre, P., Dray, S., Borcard, D., 2006. Variation partitioning of species data matrices: estimation and comparison of fractions. *Ecology* 87, 2614–2625. DOI: 10.1890/0012-9658(2006)87[2614:VPOSDM]2.0.CO;2

R Core Team., 2015. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

São Paulo, 2013. Mapeamento do Uso e Cobertura do Solo da UGRHI 5 (PCJ) - Escala 1:25.000. Coordenadoria de Planejamento Ambiental, Instituto Geológico, Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo. Available at: <http://www.ambiente.sp.gov.br/cpla/mapa-de-uso-e-ocupacao-da-terra-ugrhi-5-pcj/>.

São Paulo, 2015. Uso e Ocupação do Solo da Região Metropolitana de São Paulo e Bacia Hidrográfica do Alto Tietê - Escala 1:25.000. Empresa Paulista de Planejamento Metropolitano AS (EMPLASA).

Sartory, D.P., Grobbelaar, J.E., 1984. Extraction of chlorophyll a from freshwater phytoplankton for spectrophotometric analysis. *Hydrobiologia* 114, 177-187.

Shivoga, W.A., Muchiri, M., Kibichi, S., Odanga, J., Miller, S.N., Baldyga, T.J., Enanga, E.M., Gichaba, M.C., 2007. Influences of land use/cover on water quality in the upper and middle reaches of River Njoro, Kenya. *Lake Reserv. Manage.* 12, 97-105. DOI: 10.1111/j.1440-1770.2007.00325.x

SHS (Consultoria e Projetos de Engenharia S/S Ltda.), 2006. Plano de bacias hidrográficas 2004-2007 dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá: síntese do relatório final. Suprema Gráfica e Editora, São Carlos.

Sliva, L., Williams, D.D., 2001. Buffer zone versus whole catchment approaches to studying land use impact on river water quality. *Water Res.* 35, 3462-3472. DOI: 10.1016/S0043-1354(01)00062-8

Smol, J.P., 2008. Pollution of lakes and rivers: a paleoenvironmental perspective. second ed. Blackwell Publishing, Oxford.

Soininen, J., 2015, Spatial structure in ecological communities – a quantitative analysis. *Oikos* 125, 160-166. doi: 10.1111/oik.02241

Soranno, P.A., Webster, K.E., Cheruvilil, K.S., Bremigan, M.T., 2009. The lake landscape-context framework: linking aquatic connections, terrestrial features and human effects at multiple spatial scales. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 30, 695-700.

- Stendra, S., Johnson, R.K., 2006. Multiscale drivers of water chemistry of boreal lakes and streams. *Environ. Manage.* 38, 760-770. DOI: 10.1007/s00267-005-0180-8
- Su, Z.H., Lin, C., Ma, R.H., Luo, J.H., Liang, Q.O., 2015. Effect of land use change on lake water quality in different buffer zones. *Appl. Ecol. Env. Res.* 13, 639-653. DOI: 10.15666/aeer/1303\_639653
- Taranu, Z.E., Gregory-Eaves, I., 2008. Quantifying Relationships Among Phosphorus, Agriculture, and Lake Depth at an Inter-Regional Scale. *Ecosystems* 11, 715–725. DOI: 10.1007/s10021-008-9153-0
- Valderrama, G.C., 1981. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. *Mar. Chem.* 10, 109-122. DOI: 10.1016/0304-4203(81)90027-X
- Wagner, T., Soranno, P.A., Webster, K.E., Cheruvilil, K.S., 2011. Landscape drivers of regional variation in the relationship between total phosphorus and chlorophyll in lakes. *Freshwater Biol.* 56, 1811-1824. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2011.02621.x
- Whately, M., Cunha, P., 2007. Cantareira 2006: um olhar sobre o maior manancial de água da Região Metropolitana de São Paulo. Instituto Socioambiental, São Paulo.
- Wu, J., Lin, L., Gagan, M.K., Schleser, G.H., Wang, S., 2006. Organic matter stable isotope ( $\delta^{13}\text{C}$ ,  $\delta^{15}\text{N}$ ) response to historical eutrophication of Lake Taihu, China. *Hydrobiologia* 563, 19-29. DOI: 10.1007/s10750-005-9133-8
- Yu, S., Xu, Z., Wu, W., Zuo, S., 2016. Effects of land use types on stream water quality under seasonal variation and topographic characteristics in the Wei River basin, China. *Ecol. Indic.* 60, 202–212. DOI: 10.1016/j.ecolind.2015.06.029
- Zedler, J.B., Kercher, S., 2005. Wetland resources: status, trends, ecosystem services, and restorability. *Annu. Rev. Env. Resour.* 30, 39-74. DOI: 10.1146/annurev.energy.30.050504.144248

**CAPÍTULO 2**

Unravelling the key drivers of diatom species and trait  
variation in tropical reservoirs

**Title:** Unravelling the key drivers of diatom species and trait variation in tropical reservoirs

STÉFANO ZORZAL-ALMEIDA<sup>1</sup>, JANNE SOININEN<sup>2</sup>, LUIS MAURICIO BINI<sup>3</sup>  
AND DENISE CAMPOS BICUDO<sup>1</sup>.

<sup>1</sup>Instituto de Botânica, Department of Ecology. Av. Miguel Stéfano, 3687, São Paulo, SP, Brazil. CEP 04301-012. [stefanozorzal@gmail.com](mailto:stefanozorzal@gmail.com)

<sup>2</sup>Department of Geosciences and Geography, University of Helsinki, Helsinki, Finland

<sup>3</sup>Universidade Federal de Goiás, Instituto de Ciências Biológicas, Departamento de Ecologia, Goiânia, GO, Brazil.

**Abbreviated title:** Diatom communities in tropical reservoirs

**Keywords:** connectivity; environmental gradients; land use; phytoplankton; surface sediment.



## SUMMARY

1. A metacommunity is defined as a set of local communities that are connected by species dispersal and are controlled by historical and environmental drivers operating at different spatial and temporal scales. Several organisms have been reported to comply with metacommunity processes, such as diatoms. There is an extensive literature about diatom ecology in temperate and lotic ecosystems, but the knowledge about tropical lentic systems is scarce.
2. We aimed to evaluate how diatom communities, including trait-based communities, were structured by environmental, spatial and land-use variables in tropical reservoirs, and to test whether planktonic and surface sediment diatoms respond similarly to these drivers.
3. Diatoms were sampled in seven reservoirs (31 sites in total) in southeast Brazil from the surface sediment and plankton in summer and winter.
4. Diatom communities responded primarily to a trophic gradient and, secondarily, to a light-availability gradient. Connectivity was also a strong driver, especially in winter, whereas land use had a weaker influence on community variation. Our results suggested that surface sediment and planktonic diatoms were similarly related to the explanatory variables. Growth morphology and trophic preference traits also responded to environmental and spatial factors.
5. We conclude that (i) trophic gradient, light availability and connectivity are the main drivers of the diatoms in tropical reservoirs resulting in spatially structured communities; (ii) patterns for surface sediment diatoms resemble both summer and winter diatom communities in plankton; and (iii) the importance of the drivers varies among the different traits used in the analyses. We highlight that studies in tropical reservoirs should take into account spatially structured environmental variation due to likely connectivity.

## Introduction

A metacommunity is defined as a set of local communities that interact by species dispersal (Leibold *et al.*, 2004). Dispersal may involve active and passive processes, such as flying in adult insects and dispersal by water or air in algae. Dispersal mode and intensity are important factors in metacommunities and they hypothetically influence the relationship between the community structure and environmental filtering (Cottenie, 2005). Actively dispersing species (e.g. adult insects, birds) are efficient dispersers and thus track environmental heterogeneity (Grönroos *et al.*, 2013), while passively dispersed taxa (e.g. algae, plants) may be strongly influenced by spatial processes (Liu *et al.*, 2013). Furthermore, the relative roles of environmental filtering and spatial processes depend on the spatial extent of the study, i.e. with increasing scale, spatial structuring of communities is expected to be stronger (Soininen, 2007). In addition to spatial extent, connectivity may affect the degree of spatial structure in communities (Rouquette *et al.*, 2013). For example, in freshwater diatoms, connectivity between environments (e.g. connected streams) is likely to facilitate species dispersal between sites (Verleyen *et al.*, 2009).

Regional-scale processes, such as biogeographic barriers and land use, also affect diatom communities (Mangadze, Bere & Mwedzi, 2015). For instance, land use may affect diatoms by influencing water chemistry in lakes or streams (Pan *et al.*, 2004). An increase in agricultural activity is related to increasing runoff rates, turbidity and diffuse nutrient loading, which may be detrimental to diatom communities (Cooper, 1995; Zampella, Laidig & Lowe, 2007).

Tropical diatom distribution patterns have received relatively little attention, and most of the studies have focused on lotic systems (Townsend & Gell, 2005; Wetzel *et al.*, 2012; Mangadze *et al.*, 2015) and, in particular, on the use of periphytic diatoms for

river biomonitoring (Wu & Kow, 2002; Bere, Mangadze & Mwedzi, 2014). Some studies have also evaluated how the environment influences tropical diatom communities in plankton. For example, Raupp, Torgan & Melo (2009) found that flood pulses drive the planktonic diatoms in a lake in the Amazonian floodplain. They found that during the low-water-level period, diatom richness was higher due to the contribution of both benthic and periphytic species to the plankton. Furthermore, paleolimnological approaches using surface sediment samples have been used to assess patterns in diatom distribution in tropical ecosystems on contemporary time scales (Faustino *et al.*, 2016). Despite the increasing number of studies about planktonic and surface sediment diatoms in tropical lentic ecosystems, our understanding about the factors that drive these communities is still limited. In an applied context, our limited knowledge of the factors underlying diatom distributions in lentic tropical ecosystems hinders our ability to use these organisms in biomonitoring. From a conceptual viewpoint, this also limits our capacity of generalisation (considering the type of ecosystem and climate) of the main processes that structure biological communities.

Species identities have so far been the main tool to understand the relationship between diatom communities and environmental variation (e.g. Townsend & Gell, 2005). However, functional traits can provide an interesting complementary approach (Bayona *et al.*, 2014). Traits have been successfully used in marine (Terseleer *et al.*, 2014) and freshwater environments (Gottschalk & Kahlert, 2012) to study diatom community structures. This approach is useful because functional traits provide a quick way to assess ecological patterns and improves the predictive power in community/environment relationships (McGill *et al.*, 2006). Passy (2007) described three ecological guilds based on the diatom growth morphologies, their potential to use nutrients and their resistance to physical disturbances: low-profile, high-profile and

motile guilds. Passy's classification has recently been modified by the inclusion of a planktonic species guild and the rearrangement of the species among the guilds (Rimet & Bouchez, 2012). In addition to the growth form, cell size and attachment-ability have also been used in some diatom studies (e.g. Wetzel *et al.*, 2012; Liu *et al.*, 2013). Moreover, diatom guilds with different trophic status requirements have been used in paleoenvironmental reconstructions (e.g. Fontana *et al.*, 2014). In short, despite its simplicity, the functional trait-based approach seems to be a strong tool for investigating patterns of diatom community (Stenger-Kovács *et al.*, 2013).

Here, we aim to (i) test how diatom communities in tropical reservoirs respond to local environmental variables, connectivity and land use; (ii) test whether surface sediment and plankton diatoms respond similarly to these drivers. Moreover, we also investigate how the results from these analyses change when traits (growth morphology, cell size and trophic preference) are used to organise the response matrices (instead of species identities). We expected that the patterns for surface sediment diatoms would resemble both summer and winter diatom communities in plankton as they have the same key drivers. Our prediction was based on the idea that surface sediment communities reflect the conditions at a longer timescale and thus integrate the patterns from both seasons (Smol, 2008). We also expected that the traits would show a similar response to local environmental variables, connectivity and land use.

## **Methods**

### *Study area and sampling*

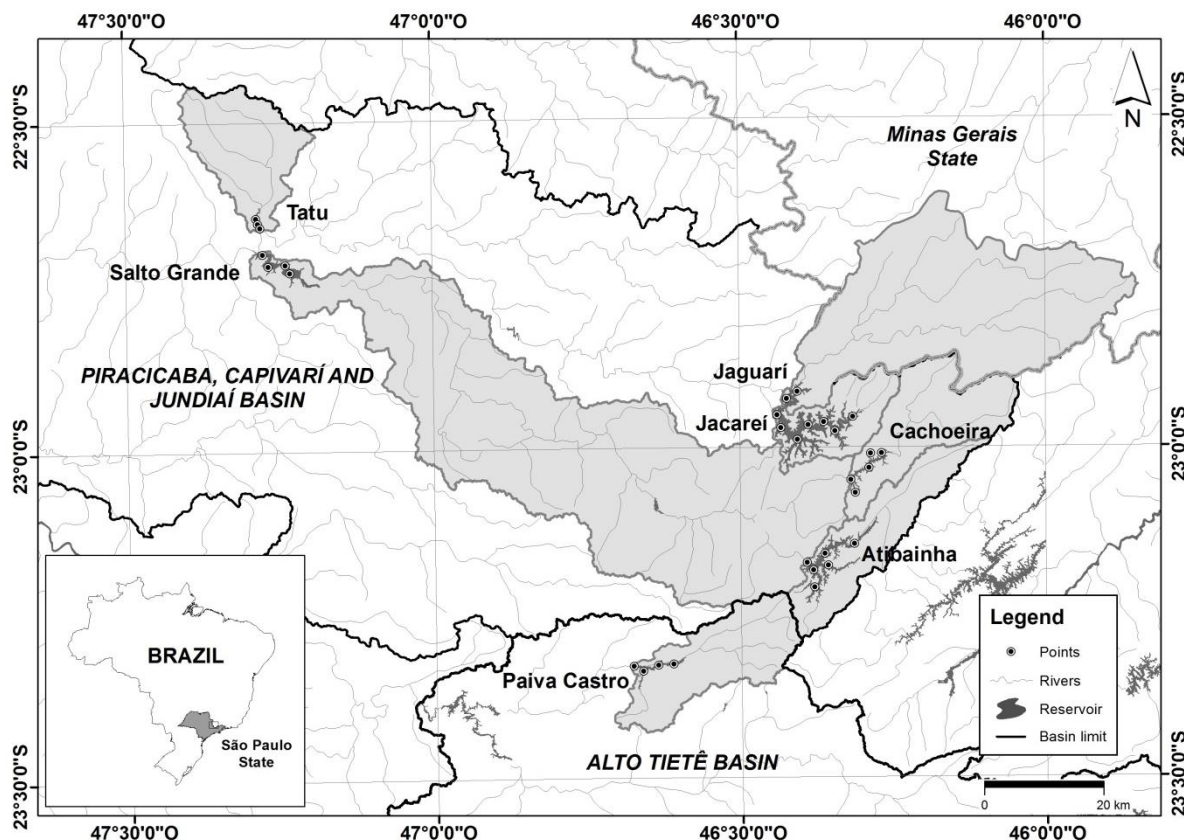
The Piracicaba River basin, where this study was conducted, is located in a tropical zone and covers 12,569 km<sup>2</sup> of the Medium Tietê River basin, São Paulo State, Brazil (SHS, 2006). Total annual precipitation ranges from 1200 to 1800 mm (CBH PCJ,

2012). In this basin, there is one of the greatest water supply systems in the world, the Cantareira System, which consists of five reservoirs connected via tunnels in the following sequence: Jaguari, Jacareí, Cachoeira, Atibainha and Paiva Castro (Fig. 1; Table 1). The Cantareira System can produce 33 m<sup>3</sup>/s of water of which 31 m<sup>3</sup>/s comes from the Piracicaba River basin and 2 m<sup>3</sup>/s comes from the High Tietê River basin. A tunnel that links Atibainha and Paiva Castro reservoirs connects Piracicaba River and the High Tietê River basins. The Salto Grande and Tatu reservoirs (Fig. 1; Table 1) are hydroelectric power plants and only the first is connected with the other reservoir of Cantareira System by the Atibaia River.

**Table 1.** Main characteristics of the studied reservoirs.  $Z_{\max}$  = maximum depth,  $t_{\text{ret}}$  = water residence time, and  $V_{\max}$  = maximum volume.

|                                                             | <b>Jaguari-Jacareí</b>                                            | <b>Cachoeira</b>     | <b>Atibainha</b>     | <b>Paiva Castro</b>  | <b>Tatu</b>           | <b>Salto Grande</b>  |
|-------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------|----------------------|----------------------|----------------------|-----------------------|----------------------|
| <b><math>Z_{\max}</math> (m)</b>                            | 46.0 <sup>(5)</sup>                                               | 23.0 <sup>(5)</sup>  | 24.7 <sup>(5)</sup>  | 12.4 <sup>(5)</sup>  | 7.0 <sup>(3)</sup>    | 19.8 <sup>(2)</sup>  |
| <b><math>t_{\text{ret}}</math> (days)</b>                   | 384.2 <sup>(4)</sup>                                              | 36.3 <sup>(4)</sup>  | 99.6 <sup>(4)</sup>  | 10.3 <sup>(4)</sup>  | 12.5 <sup>(3)</sup>   | 30 <sup>(2)</sup>    |
| <b>Area (km<sup>2</sup>)</b>                                | 42.4 <sup>(4)</sup>                                               | 6.99 <sup>(4)</sup>  | 20.17 <sup>(4)</sup> | 4.22 <sup>(4)</sup>  | 0.46 <sup>(3)</sup>   | 13.25 <sup>(2)</sup> |
| <b><math>V_{\max}</math> (10<sup>6</sup> m<sup>3</sup>)</b> | 1082.5 <sup>(4)</sup>                                             | 113.9 <sup>(4)</sup> | 303.2 <sup>(4)</sup> | 32.7 <sup>(4)</sup>  | 1 <sup>(3)</sup>      | 106 <sup>(2)</sup>   |
| <b>Catchment area (km<sup>2</sup>)</b>                      | 1032.4 (Jaguari) <sup>(1)</sup><br>202.9 (Jacareí) <sup>(1)</sup> | 391.7 <sup>(1)</sup> | 314.8 <sup>(1)</sup> | 337.7 <sup>(1)</sup> | 2816.4 <sup>(3)</sup> | 301.4 <sup>(2)</sup> |
| <b>Main use</b>                                             | Public supply                                                     | Public supply        | Public supply        | Public supply        | Power generation      | Power generation     |
| <b>Sampling stations</b>                                    | 2 (Jaguari)<br>7 (Jacareí)                                        | 5                    | 6                    | 4                    | 3                     | 4                    |

<sup>(1)</sup>Whately & Cunha (2007); <sup>(2)</sup>Leite, Espíndola & Calijuri (2000); <sup>(3)</sup>Mansor (2005); <sup>(4)</sup>ANA (2013). <sup>(5)</sup>Sabesp – personal communication.



**Fig. 1.** Location of the reservoirs in the Piracicaba River basin. Light grey areas represent the watersheds of the reservoirs.

Sampling campaigns were carried out in 2010 (Jaguarí and Jacareí) and 2013 (Cachoeira, Atibainha, Paiva Castro, Salto Grande and Tatu) in austral summer and winter. Sampling sites in each reservoir (total  $n = 31$  sites) were selected according to the main water inputs (main rivers and tunnels), main water outputs (dams and tunnels), and in the deepest region to consider its entire area. The water column was sampled with a van Dorn bottle at the subsurface, the middle and 1 m above the bottom of the water column in summer and winter (for limnological variables and diatoms). Diatoms in the surface sediments (the top 2 cm sections) were collected using a UWITEC gravity corer in winter.

### *Diatom analysis and ecological traits*

Plankton and surface sediment material for diatom analyses were cleaned by oxidation using concentrated hydrogen peroxide (37%) and hydrochloric acid (Battarbee *et al.*, 2001). Oxidised subsamples were rinsed with deionized water and permanent slides were prepared using Naphrax<sup>TM</sup> mounting medium. Quantitative analyses were performed using an optical microscope (Zeiss, Axioscop2 Plus) at 1000× magnification with an oil immersion objective. At least 400 valves were counted per slide (Battarbee *et al.*, 2001) and until reaching 90% counting efficiency, according to Pappas & Stoermer (1996). Species abundances were calculated as the percentage of the total counts. Only taxa with relative abundance equal to or higher than 2% were used in further analyses (Winegardner *et al.* 2015). Codes for the diatoms names are in accordance with the OMNIDIA software (Lecointe, Coste & Prygiel 1993).

Three groups of traits were used: growth morphology, cell size and trophic preference. For growth morphology, species were classified as planktonic or benthic, and the latter was subdivided into low-profile species (species of short stature, including prostrate, adnate, erect, and solitary centrics, and slow-moving species), high-profile species (species of tall stature, including erect, filamentous, branched, chain-forming, tube-forming, stalked, and colonial centrics), and motile species (species that are able to move; see Passy, 2007; Rimet & Bouchez, 2012). Size categories were based on phytoplankton size classes, following an adaptation of the classes proposed by Reynolds (1997): nano (2-20 µm), micro (20–200 µm) and macro (>200 µm). Additionally, intermediate categories (nano-micro, and micro-macro size) were necessary because of the broad size variation. Diatom maximum length was used to classify the species into size categories and was measured for at least 20 specimens per species. Lastly, diatom species were classified according to their trophic preferences into oligotrophic,

mesotrophic and eutrophic groups. As for size category, intermediate categories (oligo-mesotrophic, meso-eutrophic and oligo-eutrophic) were included because some species have broad trophic tolerance. Ecological information about trophic diatom preferences was taken from different sources, mainly Denys (1991), Hofmann (1994), van Dam, Mertens & Sinkeldam (1994), Moro & Fürstenberger (1997), and the AquaSed project dataset (a local project that is identifying the ecological preferences of the tropical diatom species).

#### *Predictors of the diatom community*

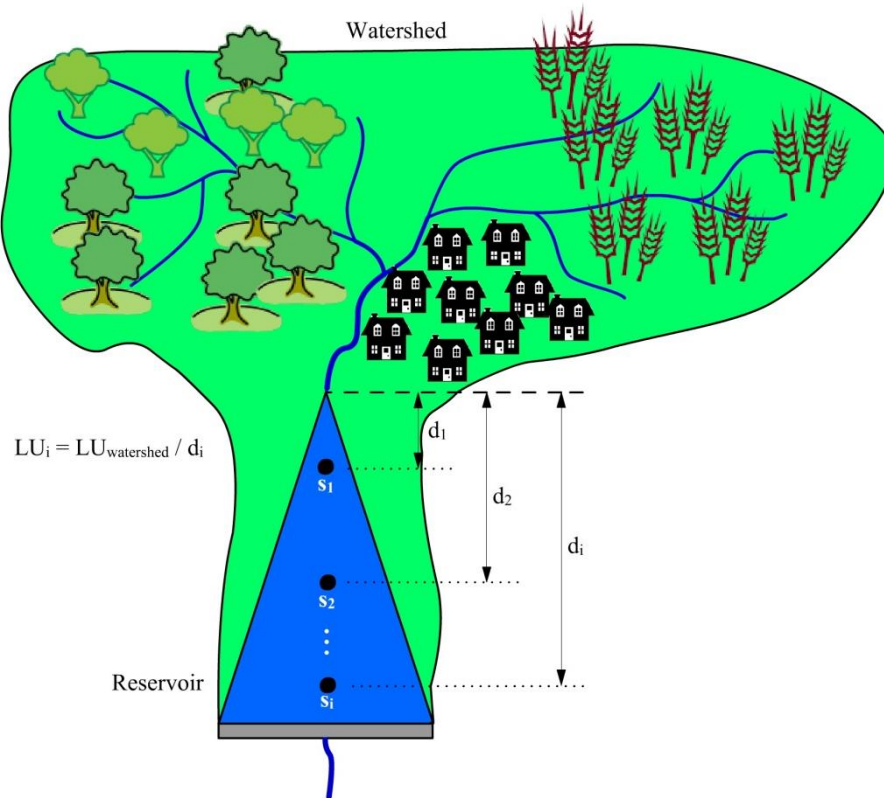
Water physicochemical variables (representing local factors) in each site comprised water transparency, nutrient concentrations (total nitrogen and total phosphorus), water acidity (pH), ionic content (conductivity) and total algal biomass (chlorophyll-*a*). Conductivity, pH (U-53 Multiparameter) and water transparency (Secchi disk) were measured in the field, while total nitrogen, total phosphorus (Valderrama, 1981) and chlorophyll-*a* corrected for phaeophytin (Sartory & Grobollar, 1984) were analysed in the laboratory. Except for water transparency, mean values of the variables in the water column were used in the analyses described below.

Asymmetric Eigenvector Maps (AEM; Blanchet, Legendre & Borcard, 2008; 2009) were used to model the spatial variation in the diatom community. AEM takes into account directional water flows, which could hypothetically explain the spatial structuring of the diatom communities (Liu *et al.*, 2013). To compute the AEM, we applied a vector of weights (inverse of squared distance) to the edges of the hydrological network (see Fig. S1 in Supporting Information), which represents the level of connectivity between sites (Legendre & Legendre, 2012). Moran's *I* coefficients were used for the AEMs and those with a positive and significant ( $P \leq 0.05$ )



spatial autocorrelation were used in the analyses described below (see Fig. S2; Blanchet *et al.*, 2011; Bertolo *et al.*, 2012).

Land use in the catchment of each reservoir was used as a landscape-level component (or a regional factor) in our analyses and was divided into four categories: natural areas (forests, reforested areas, riparian areas and water courses), pasture (pasture and fields), agriculture (permanent and semi-permanent crops) and urban areas (urban area and bare ground). The relative area covered by each category was determined by (1) SPOT images interpretation (1:25,000; São Paulo, 2013), (2) IKONOS images interpretation (1:25,000; São Paulo, 2015), and (3) IBGE (*Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística*) information maps (1:5,000,000; IBGE, 2015) using ArcGIS 10.2. Thereafter, the land use associated with each site was determined by dividing the entire watershed land use by the distance (in kilometres) of the sites to the fluvial region of the reservoir (Fig. 2, Fig. S3). By doing so, we considered that sites located closer to the fluvial region of reservoirs are more likely to be affected by land use than the more distant sites.



**Fig. 2.** Diagram of land-use calculations for each sampling site based on the distance from the main river ( $d$ ), where  $d_i$  is the geographic distance of the site  $s_i$  from the main river. Land use (LU) was calculated for each land-use class separately.

### Data analysis

Before analyses, species abundances, local physicochemical variables (except pH) and land-use data were Hellinger- (Legendre & Gallagher, 2001), log-, and arcsine-transformed, respectively.

We tested the relationships between environmental gradients and traits using an RLQ analysis (Dolédéc *et al.*, 1996). In this analysis, **R** is the environmental matrix (local physicochemical variables and land use), **L** is the species abundance matrix (species data from the surface sediment and plankton in summer or winter), and **Q** is a species-by-traits matrix. Following Dray *et al.* (2014), we used a principal component analysis, a correspondence analysis, and a multiple correspondence analysis to characterise the main environmental gradients (using matrix **R**), to describe patterns of

species composition (using matrix **L**) and to identify trait syndromes (using matrix **Q**), respectively. After that, the RLQ analysis was used to find the main relationships between traits and environmental variables, weighted by species abundances.

We also quantified the relative importance of local environmental variables, spatial eigenvectors and land use on diatom species and trait abundances by partial redundancy analysis (pRDA; Borcard, Legendre & Drapeau, 1992), following the recommendations by Peres-Neto *et al.* (2006) to estimate the adjusted coefficients of determination. In this analysis, the total variation explained is partitioned into the shared and pure contributions of the three explanatory variables (local environment, connectivity, and land use). For trait-based analyses, abundances of traits for each site were calculated by the sum of the species abundances belonging to the same trait group (a flow diagram of the analysis is shown in Fig. S4).

Finally, the RV coefficient (Robert & Escoufier, 1976) was used to evaluate the similarity between diatom communities in the surface sediment and the plankton in summer and winter. All analyses were performed using R (version 3.1.3; R Core Team, 2015) packages ‘ade4’ (Dray, Dufour & Thioulouse, 2015), ‘AEM’ (Blanchet, 2009), ‘FactoMineR’ (Husson *et al.*, 2016), ‘labdsv’ (Roberts, 2016), and ‘vegan’ (Oksanen *et al.*, 2013).

## Results

The reservoirs showed similar values for water physicochemical variables, except for Salto Grande Reservoir, which showed high ionic, total nitrogen (TN), total phosphorus (TP) and chlorophyll-*a* concentrations (Table 2). Differences between reservoirs were more evident in winter, especially for transparency, TN, TP and chlorophyll-*a*. Despite these similarities, land-use coverage differed substantially between reservoirs (Table 3).

For example, the Jaguari and Tatu reservoirs had a high amount of agriculture in their watersheds while the Atibainha and Paiva Castro reservoirs had more natural watersheds.

**Table 2.** Mean and standard deviation of physicochemical variables in each reservoir in summer and winter. TN = total nitrogen; TP = total phosphorous.

|               | Transparency<br>(m) | Conductivity<br>( $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) | pH            | TN<br>( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) | TP<br>( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) | Chlorophyll-a<br>( $\mu\text{g L}^{-1}$ ) |
|---------------|---------------------|-------------------------------------------|---------------|--------------------------------|--------------------------------|-------------------------------------------|
| <b>Summer</b> |                     |                                           |               |                                |                                |                                           |
| Jaguari       | $2.1 \pm 0.8$       | $39 \pm 2$                                | $7.1 \pm 0.3$ | $279.4 \pm 81.0$               | $32.5 \pm 27.2$                | $3.0 \pm 1.0$                             |
| Jacaré        | $3.0 \pm 0.5$       | $36 \pm 5$                                | $7.2 \pm 0.2$ | $164.3 \pm 70.1$               | $9.6 \pm 6.2$                  | $2.4 \pm 2.0$                             |
| Cachoeira     | $1.9 \pm 0.6$       | $41 \pm 5$                                | $6.1 \pm 0.2$ | $451.7 \pm 115.9$              | $17.3 \pm 5.8$                 | $2.2 \pm 1.2$                             |
| Atibainha     | $2.6 \pm 0.7$       | $28 \pm 4$                                | $5.9 \pm 0.3$ | $284 \pm 34.6$                 | $9.9 \pm 2.1$                  | $3.0 \pm 1.4$                             |
| Paiva Castro  | $0.7 \pm 0.3$       | $29 \pm 6$                                | $5.9 \pm 0.1$ | $259.9 \pm 187.1$              | $14.2 \pm 3.3$                 | $2.0 \pm 0.9$                             |
| Salto Grande  | $0.9 \pm 0.6$       | $212 \pm 15$                              | $7.2 \pm 0.4$ | $2723.8 \pm 951.2$             | $65.4 \pm 28.0$                | $55.2 \pm 64.9$                           |
| Tatu          | $0.6 \pm 0.1$       | $63 \pm 2$                                | $5.8 \pm 0.4$ | $527.9 \pm 171.4$              | $24.2 \pm 2.6$                 | $1.7 \pm 1.0$                             |
| <b>Winter</b> |                     |                                           |               |                                |                                |                                           |
| Jaguari       | $2.7 \pm 0.4$       | $34 \pm 0$                                | $6.5 \pm 0.1$ | $424.2 \pm 85.3$               | $19.1 \pm 0.5$                 | $2.0 \pm 0.4$                             |
| Jacaré        | $4.0 \pm 0.7$       | $34 \pm 1$                                | $6.6 \pm 0.1$ | $276.4 \pm 35$                 | $12.9 \pm 3.2$                 | $4.4 \pm 3.2$                             |
| Cachoeira     | $2.0 \pm 0.2$       | $39 \pm 2$                                | $6.6 \pm 0.3$ | $217.3 \pm 81.2$               | $12.8 \pm 5.2$                 | $1.9 \pm 0.5$                             |
| Atibainha     | $2.1 \pm 0.7$       | $40 \pm 1$                                | $6.4 \pm 0.2$ | $544.1 \pm 135.4$              | $8.9 \pm 2.1$                  | $1.9 \pm 0.6$                             |
| Paiva Castro  | $2.2 \pm 0.5$       | $59 \pm 5$                                | $6.2 \pm 0.1$ | $278.7 \pm 67$                 | $11.3 \pm 1.0$                 | $1.1 \pm 1.0$                             |
| Salto Grande  | $1.0 \pm 0.4$       | $388 \pm 21$                              | $7.1 \pm 0.2$ | $2453 \pm 388.5$               | $158.8 \pm 54.2$               | $87.2 \pm 66.6$                           |
| Tatu          | $0.9 \pm 0.2$       | $49 \pm 3$                                | $6.3 \pm 0.1$ | $543.8 \pm 35.3$               | $18.3 \pm 1.2$                 | $1.8 \pm 1.1$                             |

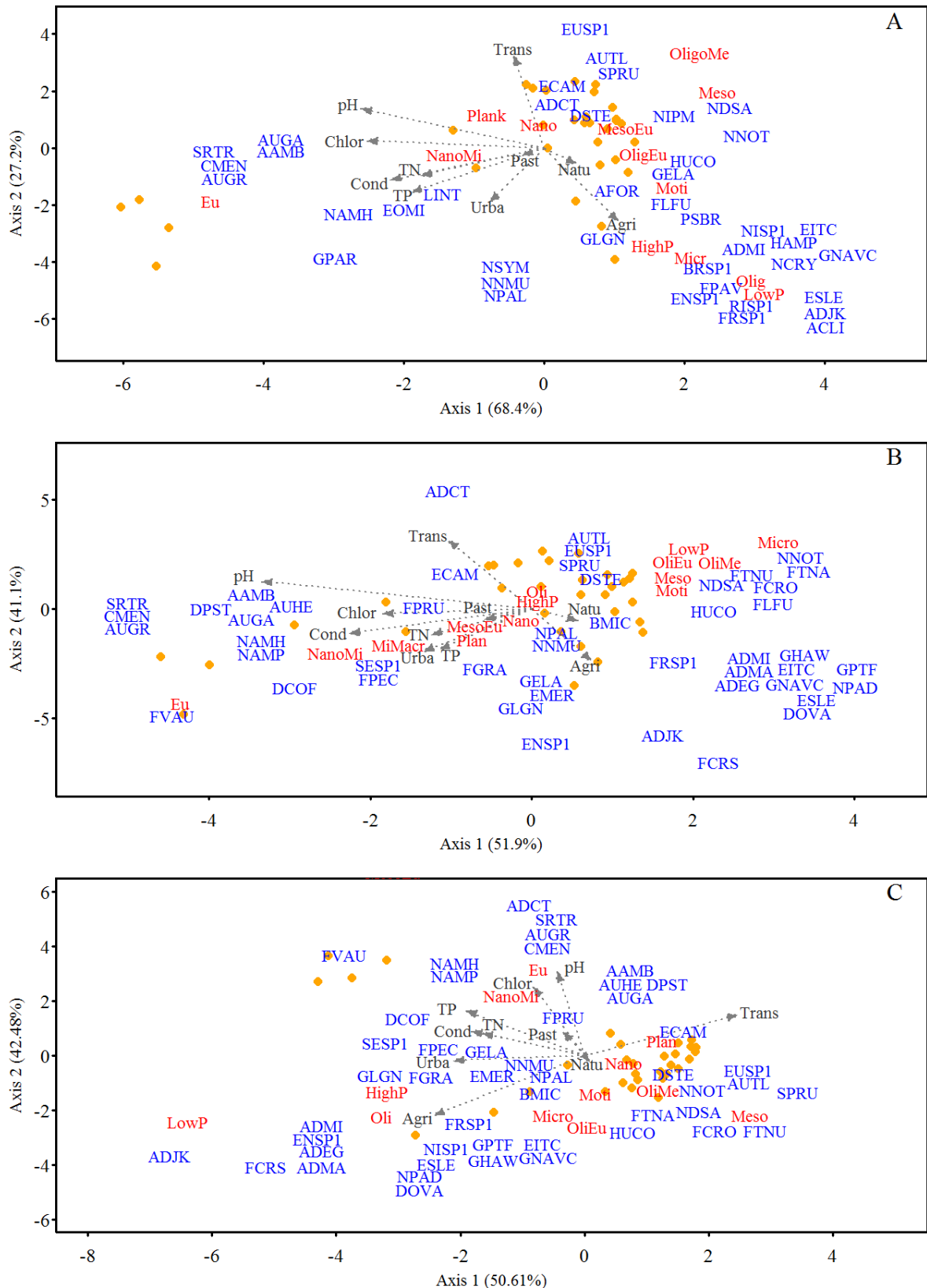
**Table 3.** Percentages of land-use coverage in the watersheds of the reservoirs.

|              | Pasture | Agriculture | Natural areas | Urban areas |
|--------------|---------|-------------|---------------|-------------|
| Jaguari      | 9.16    | 25.10       | 53.66         | 12.08       |
| Jacaré       | 55.26   | 0.87        | 35.5          | 8.37        |
| Cachoeira    | 40.42   | 0.48        | 55.85         | 3.25        |
| Atibainha    | 25.11   | 0.04        | 68.49         | 6.36        |
| Paiva Castro | 9.38    | 0.24        | 74.55         | 15.83       |
| Salto Grande | 37.24   | 6.94        | 30.43         | 25.39       |
| Tatu         | 11.48   | 52.6        | 9.06          | 26.86       |

We found 63 diatom taxa with abundances of  $\geq 2\%$  in the surface sediment and plankton samples (Table S1). In the surface sediment samples, we identified 41 taxa, of which 13 occurred exclusively in the sediment, and 50 taxa in the plankton, of which 22

occurred only in the plankton. *Discostella stelligera* was the only species that was present in all samples.

In the RLQ analysis, surface sediment and planktonic diatoms in summer and winter showed similar ordination patterns (Fig. 3). The first axis for the surface sediment and planktonic diatoms in the summer ordination reflected the distribution of the sites along a trophic gradient (conductivity, pH, TN, TP and chlorophyll-*a*), while the second axis ordinate shows the sites along a light-availability gradient. However, for planktonic diatoms in winter, the sites were ordinated along a light-availability gradient along the first axis. Similar species groups were associated with these main gradients for the three ordinations. For example, *Aulacoseira granulata* var. *granulata* (AUGR), *A. granulata* var. *angustissima* (AUGA), *A. ambigua* (AAMB) and *Cyclotella meneghiniana* (CMEN) were associated with higher concentrations of nutrients and chlorophyll-*a*, and with high values of conductivity, pH, and proportion of urban area. In contrast, *A. tenella* and *Eunotia* sp. occurred mainly in oligotrophic, slightly acidic and transparent waters.

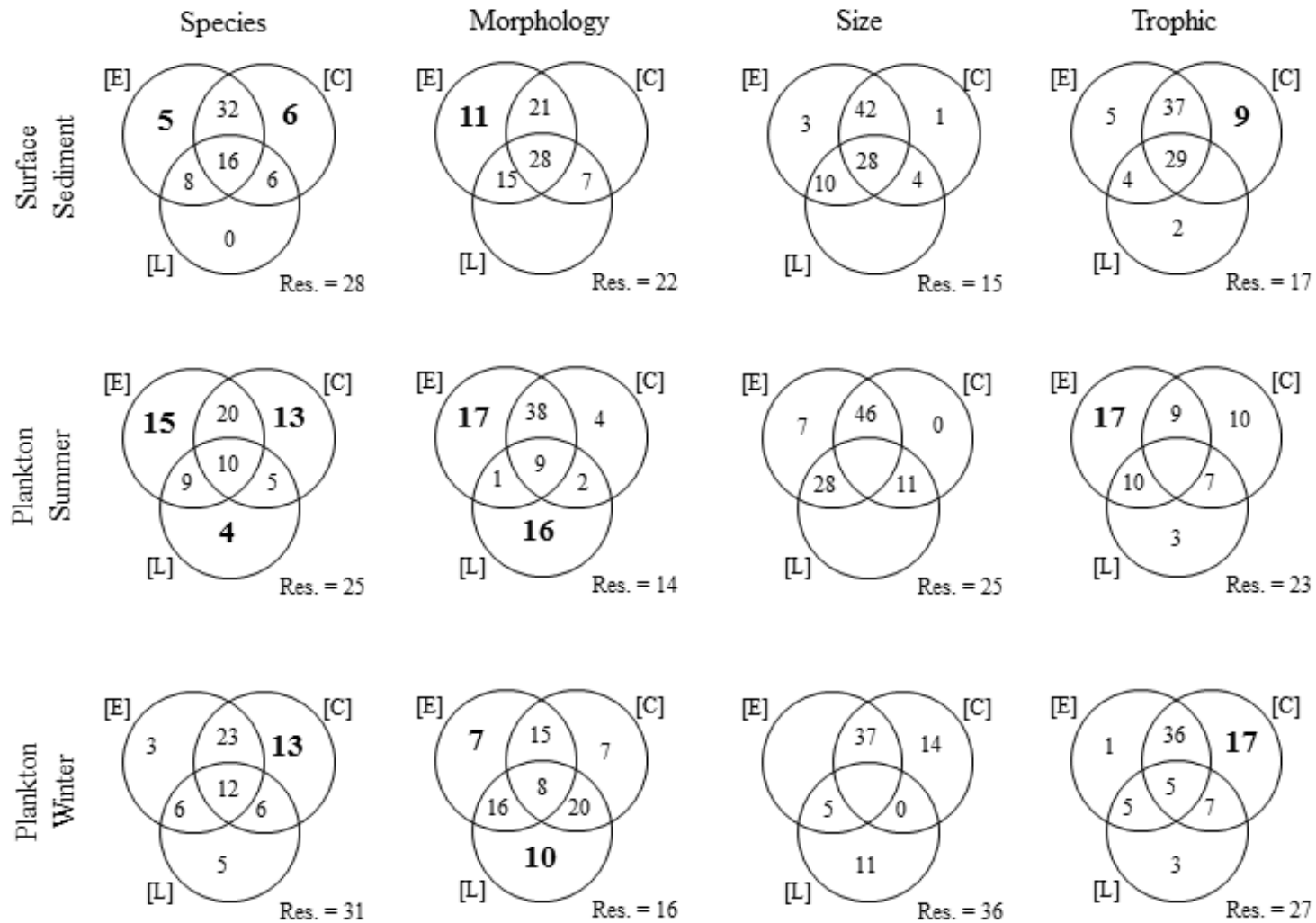


**Fig. 3** Ordination plots of the RLQ analyses of the species/trait/environmental relationship in surface sediment (A), plankton in summer (B), and plankton in winter (C). Chlor = chlorophyll-a; Cond = conductivity; TN = total nitrogen; TP = total phosphorous; Trans = water transparency; Agri = agriculture; Natu = natural areas; Past = pasture areas; Urba = urban areas; LowP = low profile species; HighP = high profile

species; Moti = motile species; Plank = planktonic species; Nano = nano size species; NanoMi; nano-micro size species; Micr = micro size species; MiMacr = micro-macro species; Oli = oligotrophic species; OliMes = oligo-mesotrophic species; Meso = mesotrophic species; MesoEu = meso-eutrophic species; Eu = eutrophic species; OliEu = oligo-eutrophic species. Species codes are showed in Supplementary Table 1.

The results of the variation partitioning clearly indicated that most of the variation in our data, independently of how they were organised (i.e. either using a species data table or data tables organised according to traits), was accounted for by the spatially structured environmental component, encompassing the local environmental variables and the spatial variables (Fig. 4). It is also worth noting that the changes in the adjusted coefficients of determination depended on how the response matrices were organised. For example, the variations explained by the spatially structured local variables were 32%, 21%, 42% and 37% for the dataset organised taxonomically, morphologically, in terms of size, and trophic preference, respectively (considering surface sediment samples; Fig. 4).

The RV coefficient showed a strong concordance between diatom communities from the surface sediment and plankton samples, both in summer ( $RV = 0.69$ ,  $P < 0.01$ ) and winter ( $RV = 0.77$ ,  $P < 0.01$ ).



**Fig. 4.** Variation partitioning of the diatom communities between environmental ([E]), connectivity ([C]) and land-use ([L]) variables for species and trait abundance. Significant components are represented by bold numbers ( $P < 0.05$ ).



## Discussion

Our results highlight three main aspects. First, diatom communities in the set of tropical reservoirs were mainly controlled by the spatially structured environmental component. Second, the result was consistent for both the surface sediment and planktonic diatom communities. Third, the variance attributable to local variables, connectivity and land use varied greatly depending on how the community data were organised.

### *The role of local environment*

Our results suggest that nutrients, conductivity, pH and chlorophyll-*a* are important environmental variables that drive the diatom community. Nutrients, especially nitrogen and phosphorus, have been documented as the main environmental factors that structure the diatom community in temperate lakes (Blanco *et al.*, 2014) and in tropical streams (Mangadze *et al.*, 2015; Liu *et al.*, 2016). Besides trophic conditions, our results suggest that light availability also represents an important environmental gradient that structures diatoms, especially in winter. High light availability, which is associated with oligomesotrophic conditions, favoured some diatom species (e.g. *Aulacoseira tenella* and *Eunotia* sp.), which is in line with previous studies on phytoplankton and diatom communities (Domingues *et al.*, 2015). Virtanen & Soininen (2012) similarly suggested that water transparency is an important factor for stream diatoms. In general, several studies have shown that benthic diatoms are strongly influenced by local environmental factors (e.g. Soininen, 2007; Bottin *et al.*, 2014). Therefore, salient similarities between reservoirs (this study) and lakes and streams (previous studies; e.g. Soininen & Weckström, 2009; Kahlert & Gottschalk, 2014) with regard to the main drivers of the diatom community structure can be pointed out. This is an interesting finding given the

conspicuous differences between these types of ecosystems (e.g. in terms of morphology, hydrology, and level of anthropic influence), and our results suggest that some level of generalisation can be achieved. Our results also highlight previous assertions about the suitability of diatoms as ecological indicators (e.g. Bennett *et al.*, 2010).

#### *The role of connectivity*

In general, and particularly in South America, reservoirs are strongly connected by hydrology and form reservoir cascades (Tundisi & Matsumara-Tundisi, 2008). Thus, the water output of an upstream reservoir is the water input of a downstream reservoir. In theory, the passive dispersal between hydrologically connected reservoirs would tend to homogenise local communities, masking the effect of environmental structuring. However, even with this homogenising force, we found a highly spatially structured environmental component. Thus, if we assume that such a large component can be attributable to the role of species-sorting mechanisms (Smith & Lundholm, 2010), our results echo those found by Cottenie *et al.* (2003). Specifically, they found a strong relationship between local environmental variables and the zooplankton community structure in a set of highly connected ponds.

#### *Land use*

Our results revealed that diatoms are secondarily driven by light availability, probably due to the expansion of agricultural areas and the associated increase in turbidity (Hill 1998). Recently, it has been suggested that diatom communities differ among forested, urbanised and cultivated catchments mostly by indirect effects through the water chemistry (Teittinen *et al.*, 2015). Similarly, Bere & Tundisi (2010) found that diatom

communities of tropical streams are affected by urbanisation. However, they found that *Aulacoseria granulata* and *A. ambigua* were related to less-polluted streams, while our results and those of other studies (e.g. Fontana *et al.* 2014) show that these species typically occur in eutrophic reservoirs. Such different results reflect the fact that diatom/land-use relationships may be strongly context-dependent. In general, despite the growing number of studies evaluating the effects of land use on the structure of aquatic communities (Lenat & Crawford, 1994; Carneiro *et al.*, 2014; Mantyka-Pringle *et al.*, 2014), our results suggest a higher predictive power of local environmental variables. For example, the adjusted coefficients of determination pertaining to the shared fractions between local and spatial variables were equal to 32%, 20% and 23%, for surface sediment, and planktonic samples in summer and winter, respectively (for species data, see Fig 4). These figures were equal to 6%, 5% and 6% when the shared fractions between land-use and spatial variables were considered.

#### *Surface sediment vs. planktonic diatoms*

The main drivers of diatoms were consistent for the sediment and planktonic communities. Furthermore, similar species abundances and drivers of the communities suggest that most surface sediment diatoms originated from the plankton environment in reservoirs. As far as we know, only Winegardner *et al.* (2015) explicitly evaluated if the same drivers act on the plankton and surface sediment communities and found that both communities had similar relationships with environmental and spatial predictors. Studies showing similarities between the plankton and surface sediment communities and species/environment relationships are encouraging, especially for paleolimnological studies examining surface sediment communities.

### *Traits*

Although trait-based groups of diatoms were also mainly controlled by the spatially structured environmental component, the pure effects of local variables, land use and connectivity also seem to be important drivers. However, our results suggest that the degree of variance explained purely by each of these three components depends on which traits were used in the analyses. Traits based on growth morphologies indicated significant pure effects of local environment in all diatom communities and pure land-use effects in planktonic diatom communities. On the other hand, cell size group did not show any relationship with the pure fractions. Size variation has been recognised as an important feature in diatom distribution (Passy 2012). High fractions of the variance controlled by the spatially structured environmental component in our study suggest that cell size is also important in tropical reservoirs. Finally, even in the same trait group, the importance of the components can be different, such as in the trophic preference group, where the main driver is probably dependent on seasonality.

### *Conclusions*

We conclude that (i) trophic gradient, light availability (most likely associated with land-use variation and associated runoff of inorganic material) and connectivity are the main drivers of the diatom community in reservoirs, resulting in a spatially structured environmental component; (ii) the patterns for surface sediment diatoms resemble both summer and winter planktonic diatom communities because plankton and sediment diatoms have the same key drivers and the community composition is relatively similar; (iii) the studied traits show potential to be used for understanding the diatom distribution in reservoirs, but patterns depend on how the species are grouped. Our results reveal that the main drivers of the diatom communities (local environment and

connectivity) are the same for the communities in plankton and in the surface sediment, and – based on earlier literature – for lakes and rivers. However, our results also highlight that the patterns in the diatom community should be carefully evaluated by considering that the local environment can be spatially structured in tropical reservoirs due to likely connectivity.

## Acknowledgments

This study was carried out within the framework of the AcquaSed project supported by funds from FAPESP (Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo, AcquaSed Project, nº 2009/53898–9) and was undertaken as part of SZA's Ph.D. thesis (FAPESP doctoral fellowship nº 2013/23703-7 to SZA) at the Institute of Botany (São Paulo, Brazil). Funds were also provided by CNPq (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico, grant 310940/2013–3 and 304314/2014-5 to DCB and LMB, respectively). We deeply appreciate the valuable assistance of personnel from the agency in charge of the public water supply in São Paulo - SABESP (Companhia de Saneamento do Estado de São Paulo), Barco Escola da Natureza Association and Companhia Energética Salto do Lobo for their valuable logistical support during the fieldwork and MSc. William de Queiroz for the study area map.

## References

- ANA – Agência Nacional das Águas (2013) *Série hidrológica 2004-2012 do Sistema Cantareira*. Available from URL: <http://www2.ana.gov.br/>. Accessed 26 October 2013.
- Battarbee R.W., Jones V., Flower R.J., Cameron N., Bennion H., Carvalho L. et al. (2001) Diatoms. In: *Tracking Environmental Change Using Lake Sediments* (Eds J.P. Smol, H.J.B. Birks & W.M. Last), p. 155-203. Vol. 3. Kluwer Academic Publishers, London.

- Bayona Y., Roucaute M., Cailleaud K., Lagadic L., Bassères A. & Caquet T. (2014) Structural and biological trait responses of diatom assemblages to organic chemical in outdoor flow-through mesocosms. *Environmental Pollution*, **192**, 186-195.
- Bennett J.R., Cumming B.F., Ginn B.K. & Smol J.P. (2010) Broad-scale environmental response and niche conservatism in lacustrine diatom communities. *Global Ecology and Biogeography*, **19**, 724-732.
- Bere T. & Tundisi J.G. (2010) Episamic diatoms in streams influenced by urban pollution, São Carlos, SP, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, **70**, 921-930.
- Bere T., Mangadze T. & Mwedzi T. (2014) The application and testing of diatom-based indices of stream water quality in Chinhoyi Town, Zimbabwe. *Water SA*, **40**, 503-512.
- Bertolo A., Blanchet F.G., Magnan P., Brodeur P., Mingelbier M., & Legendre P. (2012) Inferring processes from spatial patterns: the role of directional and non-directional forces in shaping fish larvae distribution in a freshwater lake system. *PloS one*, **7**, e50239.
- Blanchet F.G. (2009) *AEM: Tools to construct asymmetric eigenvector maps (AEM) spatial variables*. R Package Version 0.2–5. Available at: [http://r-forge.rproject.org/R/?group\\_id=195](http://r-forge.rproject.org/R/?group_id=195).
- Blanchet F.G., Legendre P. & Borcard D. (2008) Modelling directional spatial processes in ecological data. *Ecological Modelling*. **215**, 325-336.
- Blanchet F.G., Legendre P. & Borcard D. (2009) Erratum to “Modelling directional spatial processes in ecological data” [Ecological Modelling 215 (2008): 325-336]. *Ecological Modelling*. **220**, 82-83.
- Blanchet F.G., Legendre P., Maranger R., Monti D. & Pepin P. (2011) Modelling the effect of directional spatial ecological processes at different scales. *Oecologia*, **166**, 357-368.
- Blanco S., Cejudo-Figueiras C., Álvarez-Blanco I., van Donk E., Gross E.M., Hansson L. et al. (2014) Epiphytic diatoms along environmental gradients in Western European shallow lakes. *Clean – Soil, Air, Water*, **42**, 229-235.
- Borcard D., Legendre P. & Drapeau P. (1992) Partialling out the spatial component of ecological variation. *Ecology*, **73**, 1045-1055.
- Bottin M., Soininen J., Ferrol M. & Tison-Rosebery J. (2014). Do spatial patterns of benthic diatom assemblages vary across regions and years? *Freshwater Science*, **33**, 402-416.

- Carneiro F.M., Nabout J.C., Vieira L.C.G., Roland F. & Bini L.M. (2014) Determinants of chlorophyll-a concentration in tropical reservoirs. *Hydrobiologia*, **740**, 89 – 99.
- CBH PCJ - Comitê das Bacias Hidrográficas dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí; IRRIGART, IRRIGART - Engenharia e Consultoria em Recursos Hídricos e Meio Ambiente Ltda. (2012) *Relatório Síntese do Relatório de Situação dos Recursos Hídricos das Bacias dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí 2008/2011*. Available at: <http://www.comitepcj.sp.gov.br/>.
- Cooper S.R. (1995) Chesapeake Bay Watershed historical land use: impact on water quality and diatom communities. *Ecological Applications*, **5**, 703 – 723.
- Cottenie K (2005) Integrating environmental and spatial processes in ecological community dynamics. *Ecology Letters*, **8**, 1175 – 1182.
- Cottenie K., Michels E., Nuytten N. & De Meester L. (2003) Zooplankton metacommunity structure: regional vs. local processes in highly interconnected ponds. *Ecology*, **84**, 991-1000.
- Denys L. (1991) A check-list of the diatoms in the Holocene deposits of the western Belgian coastal plain with a survey of their apparent ecological requirements, I: introduction, ecological code and complete list. *Service Geologique de Belgique, Professional Paper*, **246**, 1-41.
- Dolédec S., Chessel D., ter Braak C.J.F. & Champely S. (1996) Matching species traits to environmental variables: a new three-table ordination method. *Environmental and Ecological Statistics*, **3**, 143-166.
- Domingues R.B., Guerra C.C., Barbosa A.B. & Galvão H.M. (2015) Are nutrients and light limiting summer phytoplankton in a temperate coastal lagoon? *Aquatic Ecology*, **49**, 127-146.
- Dray S., Choler P., Dolédec S., Peres-Neto P.R., Thuiller W., Pavoine, S. *et al.* 2014. Combining the fourth-corner and the RLQ methods for assessing trait responses to environmental variation. *Ecology*, **95**, 14-21.
- Dray S., Dufour A. & Thioulouse J. (2015) *Analysis of Ecological Data: Exploratory and Euclidean Methods in Environmental Sciences*. R package version 1.7-3. Available at: <http://pbil.univ-lyon1.fr/ADE-4>.
- Faustino S.B., Fontana L., Bartozek E.C.R., Bicudo C.E.M. & Bicudo D.C. (2016) Composição e distribuição das diatomáceas de perfil sedimentar e sedimentos superficiais em reservatório de abastecimento no Sudeste do Brasil. *Biota Neotropica*, **16**, e20150129.

- Fontana L., Albuquerque A.L.S., Brenner M., Bonotto D.M., Sabaris T.P.P., Pires M.A.F. *et al.* (2014) The eutrophication history of a tropical water supply reservoir in Brazil. *Journal of Paleolimnology*, **51**, 29-43.
- Gottschalk S. & Kahlert M. (2012) Shifts in taxonomical and guild composition of littoral diatom assemblages along environmental gradients. *Hydrobiologia*, **694**, 41-56.
- Grönroos M., Heino J., Siqueira T., Landeiro V.L., Kotanen J. & Bini L.M. (2013) Metacommunity structuring in stream networks: roles of dispersal mode, distance type, and regional environmental context. *Ecology and Evolution*, **3**, 4473–4487.
- Hill B.T. (1998) *Oregon Watersheds: Many Activities Contribute to Increased Turbidity During Large Storms*. DIANE Publishing, Darby.
- Hofmann G. (1994) Aufwuchs-Diatomeen in Seen und ihre Eignung als Indikatoren der Trophie. *Bibliotheca Diatomologica*, **30**, 1–241.
- Husson F., Josse J., Le S. & Mazet J. (2016) *FactoMineR: Multivariate Exploratory Data Analysis and Data Mining*. R package version 1.32. Available at: <http://factominer.free.fr>
- IBGE (2015) *Mapa da Utilização e do Uso da Terra no Brasil*. Available at: <http://www.ibge.gov.br/>.
- Kahlert M. & Gottschalk S. (2014) Differences in benthic diatom assemblages between streams and lakes in Sweden and implications for ecological assessment. *Freshwater Science*, **33**, 655-669.
- Lecointe C., Coste M. & Prygiel J. (1993) “Omnidia”: software for taxonomy, calculation of diatom indices and inventories management. *Hydrobiologia*, **209**, 509–513.
- Legendre P. & Gallagher E.D. (2001) Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia*, **129**, 271-280.
- Legendre P. & Legendre L. (2012) *Numerical Ecology*. Elsevier Science Publication, London.
- Leibold M.A., Holyoak M., Mouquet N., Amarasekare P., Chase J.M., Hoopes M.F. *et al.* 2004. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecological Letters*, **7**, 601-613.
- Leite M.A., Espíndola E.L.G. & Calijuri M.C. (2000) Tripton sedimentation rates in the Salto Grande reservoir (Americana, SP, Brazil): a methodological evaluation. *Acta Limnologica Brasiliensia*. **12**, 63-68.



- Lenat D.R. & Crawford J.K. (1994) Effects of land use on water quality and aquatic biota of three North Carolina Piedmont streams. *Hydrobiologia*, **294**, 185 – 199.
- Liu J., Soininen J., Han B. & Declerck S.J.A. (2013) Effects of connectivity, dispersal directionality and functional traits on the metacommunity structure of river benthic diatoms. *Journal of Biogeography*, **40**, 2238–2248.
- Liu S., Xie G., Wang L., Cottenie K., Liu D. & Wang B. (2016) Different roles of environmental variables and spatial factors in structuring stream benthic diatom and macroinvertebrate in Yangtze River Delta, China. *Ecological Indicators*, **61**, 602-611.
- Mangadze T., Bere T. & Mwedzi T. (2015) Epilithic diatom flora in contrasting land-use settings in tropical streams, Manyame Catchment, Zimbabwe. *Hydrobiologia*, **753**, 163-173.
- Mansor M.T.C. (2005) *Potencial de poluição de águas superficiais por fontes não pontuais de fósforo na Bacia Hidrográfica do Ribeirão do Pinhal, Limiera-SP*. PhD Thesis, University of Campinas, Campinas.
- Mantyka-Pringle C.S., Martin T.G., Moffatt D.B., Linke S. & Rhodes J.R. (2014) Understanding and predicting the combined effects of climate change and land-use change on freshwater macroinvertebrates and fish. *Journal of Applied Ecology*, **51**, 572 – 581.
- McGill B.J., Enquist B.J., Weiher E. & Westoby M. (2006) Rebuilding community ecology from functional traits. *TRENDS in Ecology and Evolution*, **21**, 178-185.
- Moro R.S. & Fürstenbeger C.B. (1997) *Catálogo dos principais parâmetros ecológicos de diatomáceas não-marinhas*. Editora da Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa.
- Oksanen J., Blanchet F.G., Kindt R., Legendre P., Minchin P.R., O'Hara R.B. *et al.* (2013) *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.0–9. Available at: <http://CRAN.Rproject.org/package=vegan>.
- Pan Y., Herlihy A., Kaufmann P., Wigington J., van Sickle J. & Moser T. (2004) Linkages among land-use, water quality, physical habitat conditions and lotic diatom assemblages: A multi-spatial scale assessment. *Hydrobiologia*, **515**, 59-73.
- Pappas J.L. & Stoermer E.F. (1996) Quantitative method for determining a representative algal sample count. *Journal of Phycology*, **32**, 393-696.
- Passy S.I. (2007) Diatom ecological guilds display distinct and predictable behavior along nutrient and disturbance gradients in running waters. *Aquatic Botany*, **86**, 171-178.

- Passy S.I. (2012) A hierarchical theory of macroecology. *Ecology Letters*, **15**, 923-934.
- Peres-Neto P.R., Legendre P., Dray S. & Borcard D. (2006) Variation partitioning of species data matrices: estimation and comparison of fractions. *Ecology*, **87**, 2614-2625.
- R Development Core Team (2012) *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0. Available at: <http://www.R-project.org/>.
- Raupp S.V., Torgan L. & Melo S. (2009) Planktonic diatom composition and abundance in the Amazonian floodplain Cutuiaú Lake are driven by the flood pulse. *Acta Limnologica Brasiliensia*, **21**, 227-234.
- Reynolds C.S. (1997) *Excellence in Ecology – Vegetation Processes in the Pelagic: A Model for Ecosystem Theory*. Ecology Institute, Germany.
- Rimet F. & Bouchez A. (2012) Life-forms, cell-sizes and ecological guilds of diatoms in European rivers. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, **406**, 01.
- Robert P. & Escoufier Y. (1976) A unifying tool for linear multivariate statistical methods: the RV-coefficient. *Applied statistics*, **25**, 257-265.
- Roberts D.W. (2016) *Ordination and Multivariate Analysis for Ecology*. R package version 1.8-0. Available at: <http://ecology.msu.montana.edu/labdsv/R>.
- Rouquette J.R., Dallimer M., Armsworth P.R., Gaston K.J., Maltby L. & Warren P.H. (2013) Species turnover and geographic distance in an urban river network. *Diversity and Distribution*, **19**, 1429-1439.
- São Paulo (2013) *Mapeamento do Uso e Cobertura do Solo da UGRHI 5 (PCJ) - Escala 1:25.000*. Coordenadoria de Planejamento Ambiental, Instituto Geológico, Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo. Available at: <http://www.ambiente.sp.gov.br/cpla/mapa-de-uso-e-ocupacao-da-terra-ugrhi-5-pcj/>.
- São Paulo (2015) *Uso e Ocupação do Solo da Região Metropolitana de São Paulo e Bacia Hidrográfica do Alto Tietê - Escala 1:25.000*. Empresa Paulista de Planejamento Metropolitano AS (EMPLASA).
- Sartory D.P. & Grobbelaar J.E. (1984) Extraction of chlorophyll a from freshwater phytoplankton for spectrophotometric analysis. *Hydrobiologia*, **114**, 177-187.
- SHS – Consultoria e Projetos de Engenharia S/S Ltda. (2006) *Plano de bacias hidrográficas 2004-2007 dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí: síntese do relatório final*. Suprema Gráfica e Editora, São Carlos.
- Smith, T.W., & Lundholm, J.T. (2010) Variation partitioning as a tool to distinguish between niche and neutral processes. *Ecography*, **33**, 648-655.

- Smol J.P. (2008) *Pollution of lakes and rivers: a paleoenvironmental perspective*. Blackwell Publishing, Oxford.
- Soininen J. & Weckström J. (2009) Diatom community structure along environmental and spatial gradients in lakes and streams. *Fundamental and Applied Limnology*, **174**, 205-2013.
- Soininen J. (2007) Environmental and spatial control of freshwater diatoms – a review. *Diatom Research*, **22**, 473-490
- Stenger-Kovács C., Lengyel E., Crossetti L.O., Üveges V., Padisák J. (2013) Diatom ecological guilds as indicators of temporally changing stressors and disturbances in the small Torna-stream, Hungary. *Ecological Indicators*, **24**, 138-147.
- Teittinen A., Taka M., Ruth O. & Soininen J. (2015) Variation in stream diatom communities in relation to water quality and catchment variables in a boreal, urbanized region. *Science of the Total Environment*, **530-531**, 279-289.
- Terseleer N., Bruggeman J., Lancelot C. & Gypens N. (2014) Trait-based representation of diatom functional diversity in a plankton functional type model of the eutrophied southern North Sea. *Limnology and Oceanography*, **59**, 1958-1972.
- Townsend S.A. & Gell P.A. (2005) The role of substrate type on benthic diatom assemblages in the Daly and Roper Rivers of the Australian wet/dry tropics. *Hydrobiologia*, **548**, 101-115.
- Tundisi, J. G.; Matsumara-Tundisi, T. M. 2008. *Limnologia*. Oficina de texto, São Paulo.
- Valderrama G.C. (1981) The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. *Marine Chemistry*, **10**, 109-122.
- van Dam H., Mertens A. & Sinkeldam J. (1994) A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology*, **28**, 117-133.
- Verleyen E., Vyverman W., Sterken M., Hodgson D.A., De Wever A., Juggins S. *et al.* (2009) The importance of dispersal related and local factors in shaping the taxonomic structure of diatom metacommunities. *Oikos*, **118**, 1239-1249.
- Virtanen L. & Soininen J. (2012) The roles of environment and space in shaping stream diatom communities. *European Journal of Phycology*, **47**, 160-168.
- Wetzel C.E., Bicudo D.C., Ector L., Lobo E.A., Soininen J., Landeiro V.L. *et al.* (2012) Distance decay of similarity in neotropical diatom communities. *PLOS One*, **7**, 1-8.

- Whately M. & Cunha P. (2007) *Cantareira 2006: um olhar sobre o maior manancial de água da Região Metropolitana de São Paulo*. Instituto Socioambiental, São Paulo.
- Winegardner A.K., Beisner B.E., Legendre P. & Gregory-Eaves I. (2015) Are the landscape-level drivers of water column and surface sediment diatoms different? *Freshwater Biology*, **60**, 267-281.
- Wu J. & Kow L. (2002) Applicability of a generic index for diatom assemblages to monitor pollution in the tropical River Tsanwun, Taiwan. *Journal of Applied Phycology*, **14**, 63-69.
- Zampella R.A., Laidig K.J. & Lowe R.L. (2007) Distribution of diatoms in relation to land use and pH in Blackwater Coastal Plain Streams. *Environmental Management*. **39**, 369 – 384.

## SUPPORTING INFORMATION

**Table S1.** Species codes, frequency of occurrence (*f*, %), and minimum (*min*) and maximum (*max*) relative abundance (%) of the species with a relative abundance of  $\geq 2\%$  in the 31 sampling sites. Diatom names were coded according to the OMNIDIA software.

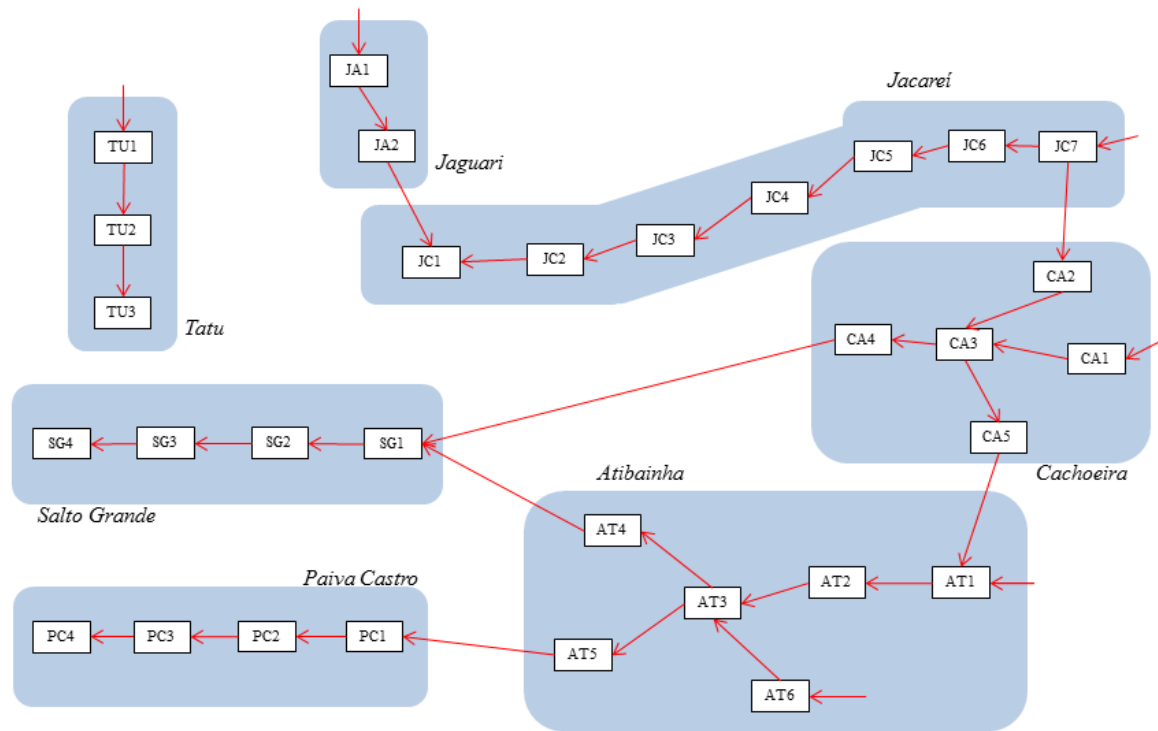
|                                                                            | Species code | Surface sediment |            |            | Plankton - Summer |            |            | Plankton - Winter |            |            |
|----------------------------------------------------------------------------|--------------|------------------|------------|------------|-------------------|------------|------------|-------------------|------------|------------|
|                                                                            |              | <i>f</i>         | <i>min</i> | <i>max</i> | <i>f</i>          | <i>min</i> | <i>max</i> | <i>f</i>          | <i>min</i> | <i>max</i> |
| <i>Achnantheidium catenatum</i> (Bily & Marvan) Lange-Bertalot             | ADCT         | 80.6             | 0.0        | 18.4       | 67.7              | 0.0        | 46.4       | 58.1              | 0.0        | 13.6       |
| <i>Achnantheidium exiguum</i> (Grunow) D.B.Czarnecki                       | ADEG         | 0.0              | 0.0        | 0.0        | 67.7              | 0.0        | 26.8       | 48.4              | 0.0        | 25.6       |
| <i>Achnantheidium jackie</i> Rabenhorst                                    | ADJK         | 51.6             | 0.0        | 5.7        | 71.0              | 0.0        | 24.7       | 48.4              | 0.0        | 10.0       |
| <i>Achnantheidium lineare</i> W.Smith                                      | ACLI         | 6.5              | 0.0        | 6.5        |                   |            |            |                   |            |            |
| <i>Achnantheidium macrocephalum</i> (Hustedt) Round & Bukhtiyarova         | ADMA         |                  |            |            | 45.2              | 0.0        | 2.6        | 41.9              | 0.0        | 17.1       |
| <i>Achnantheidium minutissimum</i> (Kützing) Czarnecki                     | ADMI         | 45.2             | 0.0        | 13.2       | 45.2              | 0.0        | 10.1       | 41.9              | 0.0        | 17.3       |
| <i>Asterionella formosa</i> Hassall                                        | AFOR         | 6.5              | 0.0        | 2.0        |                   |            |            |                   |            |            |
| <i>Aulacoseira ambigua</i> (Grunow) Simonsen                               | AAMB         | 96.8             | 0.0        | 47.6       | 96.8              | 0.0        | 26.9       | 96.8              | 0.0        | 25.8       |
| <i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i> (O. Müller) Simonsen | AUGA         | 96.8             | 0.0        | 63.7       | 96.8              | 0.0        | 33.9       | 74.2              | 0.0        | 8.5        |
| <i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen    | AUGR         | 87.1             | 0.0        | 13.8       | 90.3              | 0.0        | 24.9       | 83.9              | 0.0        | 20.4       |
| <i>Aulacoseira herzogii</i> (Lemmermann) Simonsen                          | AUHE         | 0.0              | 0.0        | 0.0        | 25.8              | 0.0        | 0.9        | 32.3              | 0.0        | 3.5        |
| <i>Aulacoseira tenella</i> (Nygaard) Simonsen                              | AUTL         | 90.3             | 0.0        | 54.7       | 96.8              | 0.0        | 38.4       | 100.0             | 2.2        | 84.0       |
| <i>Brachysira microcephala</i> (Grunow) Compère                            | BMIC         |                  |            |            | 90.3              | 0.0        | 3.8        | 77.4              | 0.0        | 3.3        |
| <i>Brachysira</i> sp.                                                      | BRSP1        | 32.3             | 0.0        | 5.3        |                   |            |            |                   |            |            |
| <i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing                                     | CMEN         | 51.6             | 0.0        | 16.4       | 67.7              | 0.0        | 20.7       | 54.8              | 0.0        | 25.4       |
| <i>Diadesmis confervacea</i> Kützing                                       | DCOF         |                  |            |            | 19.4              | 0.0        | 3.2        | 16.1              | 0.0        | 8.5        |
| <i>Diploneis ovalis</i> (Hilse) Cleve                                      | DOVA         |                  |            |            | 12.9              | 0.0        | 0.7        | 12.9              | 0.0        | 2.9        |
| <i>Discostella pseudostelligera</i> (Hustedt) Houk & Klee                  | DPST         |                  |            |            | 9.7               | 0.0        | 8.3        | 6.5               | 0.0        | 0.4        |
| <i>Discostella stelligera</i> (Cleve & Grunow) Houk & Klee                 | DSTE         | 100.0            | 1.1        | 49.9       | 100.0             | 1.5        | 40.0       | 100.0             | 0.7        | 65.9       |
| <i>Encyonema silesiacum</i> (Bleisch) D.G.Mann                             | ESLE         | 61.3             | 0.0        | 9.6        | 67.7              | 0.0        | 2.4        | 41.9              | 0.0        | 3.7        |

Table S1. Cont.

|                                                                                                  | Species code | Surface sediment |            |            | Plankton - Summer |            |            | Plankton - Winter |            |            |
|--------------------------------------------------------------------------------------------------|--------------|------------------|------------|------------|-------------------|------------|------------|-------------------|------------|------------|
|                                                                                                  |              | <i>f</i>         | <i>min</i> | <i>max</i> | <i>f</i>          | <i>min</i> | <i>max</i> | <i>f</i>          | <i>min</i> | <i>max</i> |
| <i>Encyonema</i> sp.                                                                             | ENSP1        | 29.0             | 0.0        | 2.2        | 12.9              | 0.0        | 2.5        | 6.5               | 0.0        | 1.1        |
| <i>Eolimna minima</i> (Grunow in Van Heurck) H. Lange-Bertalot                                   | EOMI         | 6.5              | 0.0        | 2.5        |                   |            |            |                   |            |            |
| <i>Eunotia camelus</i> Ehrenberg                                                                 | ECAM         | 12.9             | 0.0        | 2.5        | 12.9              | 0.0        | 18.8       | 16.1              | 0.0        | 3.7        |
| <i>Eunotia intricans</i> H. Lange-Bertalot & D. Metzeltin                                        | EITC         | 32.3             | 0.0        | 4.4        | 19.4              | 0.0        | 1.5        | 19.4              | 0.0        | 3.3        |
| <i>Eunotia meridiana</i> Metzeltin & Lange-Bertalot                                              | EMER         |                  |            |            | 12.9              | 0.0        | 2.3        | 12.9              | 0.0        | 0.5        |
| <i>Eunotia</i> sp.                                                                               | EUSP1        | 45.2             | 0.0        | 3.5        | 38.7              | 0.0        | 1.5        | 29.0              | 0.0        | 5.7        |
| <i>Fragilaria crotonensis</i> Kitton                                                             | FCRO         |                  |            |            | 64.5              | 0.0        | 2.8        | 35.5              | 0.0        | 23.8       |
| <i>Fragilaria gracilis</i> Østrup                                                                | FGRA         |                  |            |            | 16.1              | 0.0        | 2.7        | 9.7               | 0.0        | 4.5        |
| <i>Fragilaria longifusiformis</i> (Hains & Sebring) Siver et al.                                 | FLFU         | 9.7              | 0.0        | 3.8        | 9.7               | 0.0        | 9.0        |                   |            |            |
| <i>Fragilaria pararumpens</i> Lange-Bertalot, G. Hofmann & Werum                                 | FPRU         |                  |            |            | 6.5               | 0.0        | 0.5        | 16.1              | 0.0        | 2.4        |
| <i>Fragilaria parva</i> (Grunow) A.Tuji & D.M.Williams                                           | FPAV         | 22.6             | 0.0        | 9.0        |                   |            |            |                   |            |            |
| <i>Fragilaria pectinales</i> (O.F. Muller) Lyngbye                                               | FPEC         |                  |            |            | 19.4              | 0.0        | 1.2        | 29.0              | 0.0        | 3.2        |
| <i>Fragilaria</i> sp.                                                                            | FRSP1        | 3.2              | 0.0        | 5.0        | 29.0              | 0.0        | 18.4       | 25.8              | 0.0        | 17.3       |
| <i>Fragilaria tenera</i> var. <i>nanana</i> (Lange-Bertalot) Lange-Bertalot & S.Ulrich           | FTNA         |                  |            |            | 19.4              | 0.0        | 5.8        | 3.2               | 0.0        | 0.3        |
| <i>Fragilaria tenuissima</i> Lange-Bertalot & S.Ulrich                                           | FTNU         |                  |            |            | 35.5              | 0.0        | 7.3        | 19.4              | 0.0        | 1.0        |
| <i>Fragilaria vaucheriae</i> (Kützing) Petersen                                                  | FVAU         |                  |            |            | 9.7               | 0.0        | 1.3        | 22.6              | 0.0        | 2.9        |
| <i>Frustulia crassinervia</i> (Brébisson) Lange-Bertalot & Krammer in Lange-Bertalot & Metzeltin | FCRS         |                  |            |            | 19.4              | 0.0        | 0.5        | 22.6              | 0.0        | 2.1        |
| <i>Geissleira punctifera</i> (Hustedt) Metzeltin, Lange-Bertalot and García-Rodríguez            | GPTF         |                  |            |            | 6.5               | 0.0        | 1.2        | 16.1              | 0.0        | 3.0        |
| <i>Geissleria lateropunctata</i> (Wallace) Potapova and Winter                                   | GELA         | 35.5             | 0.0        | 3.3        | 32.3              | 0.0        | 1.9        | 22.6              | 0.0        | 7.7        |
| <i>Gomphonema hawaiiense</i> E.Reichardt                                                         | GHAW         |                  |            |            | 45.2              | 0.0        | 1.3        | 35.5              | 0.0        | 2.0        |
| <i>Gomphonema lagenula</i> Kützing                                                               | GLGN         | 54.8             | 0.0        | 2.2        | 54.8              | 0.0        | 3.2        | 35.5              | 0.0        | 1.3        |
| <i>Gomphonema naviculoides</i> W. Smith                                                          | GNVC         | 9.7              | 0.0        | 2.9        | 12.9              | 0.0        | 2.3        | 9.7               | 0.0        | 0.7        |
| <i>Gomphonema parvulum</i> (Kützing) Kützing                                                     | GPAR         | 38.7             | 0.0        | 7.2        |                   |            |            | 0.0               | 0.0        | 0.0        |
| <i>Hantzschia amphioxys</i> (Ehrenberg) Grunow in Cleve & Grunow                                 | HAMP         | 12.9             | 0.0        | 3.5        |                   |            |            | 0.0               | 0.0        | 0.0        |

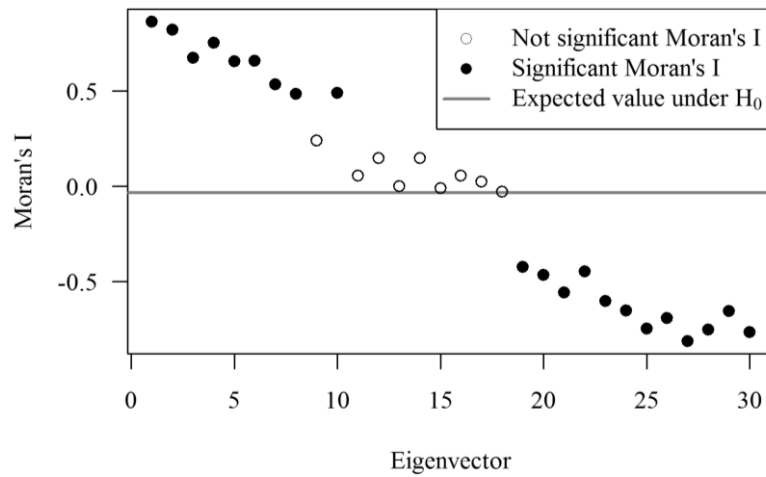
Table S1. Cont.

|                                                                                                                                 | Species<br>code | Surface sediment |            |            | Plankton - Summer |            |            | Plankton - Winter |            |            |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------------|------------------|------------|------------|-------------------|------------|------------|-------------------|------------|------------|
|                                                                                                                                 |                 | <i>f</i>         | <i>min</i> | <i>max</i> | <i>f</i>          | <i>min</i> | <i>max</i> | <i>f</i>          | <i>min</i> | <i>max</i> |
| <i>Humidophila contenta</i> (Grunow) Lowe, Kociolek, J.R.Johansen, Van de Vijver, Lange-Bertalot & Kopalová                     | HUCO            | 58.1             | 0.0        | 7.9        | 64.5              | 0.0        | 8.4        | 64.5              | 0.0        | 3.3        |
| <i>Luticola intermedia</i> (Hustedt) Levkov, Metzeltin & Pavlov in Levkov et al.                                                | LINT            | 12.9             | 0.0        | 6.7        |                   |            |            |                   |            |            |
| <i>Navicula cryptocephala</i> Kützing                                                                                           | NCRY            | 35.5             | 0.0        | 8.1        |                   |            |            |                   |            |            |
| <i>Navicula neomundana</i> (Lange-Bertalot & Rumrich) Lange-Bertalot, Jarlman & van de Vijver in van de Vijver & Lange-Bertalot | NNMU            | 29.0             | 0.0        | 7.0        | 29.0              | 0.0        | 1.8        | 22.6              | 0.0        | 3.0        |
| <i>Navicula notha</i> Wallace                                                                                                   | NNOT            | 51.6             | 0.0        | 13.1       | 96.8              | 0.0        | 19.7       | 96.8              | 0.0        | 7.1        |
| <i>Navicula symmetrica</i> Patrick                                                                                              | NSYM            | 6.5              | 0.0        | 2.0        |                   |            |            |                   |            |            |
| <i>Naviculadicta sassiana</i> Metzeltin & Lange-Bertalot                                                                        | NDSA            | 35.5             | 0.0        | 3.6        | 35.5              | 0.0        | 9.5        | 9.7               | 0.0        | 0.3        |
| <i>Nitzschia amphibia</i> Grunow                                                                                                | NAMP            |                  |            |            | 12.9              | 0.0        | 2.2        | 12.9              | 0.0        | 2.7        |
| <i>Nitzschia amphibioides</i> Hustedt                                                                                           | NAMH            | 74.2             | 0.0        | 4.4        | 80.6              | 0.0        | 5.0        | 71.0              | 0.0        | 4.5        |
| <i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W. Smith                                                                                       | NPAL            | 3.2              | 0.0        | 3.2        | 45.2              | 0.0        | 3.0        | 48.4              | 0.0        | 0.9        |
| <i>Nitzschia palea</i> var. <i>debilis</i> (Kützing) Grunow in Cleve and Grunow                                                 | NPAD            |                  |            |            | 48.4              | 0.0        | 2.3        | 6.5               | 0.0        | 0.3        |
| <i>Nitzschia perminuta</i> (Grunow) M.Peragallo                                                                                 | NIPM            | 12.9             | 0.0        | 2.0        |                   |            |            |                   |            |            |
| <i>Nitzschia</i> sp.                                                                                                            | NISP1           | 9.7              | 0.0        | 20.2       |                   |            |            | 9.7               | 0.0        | 3.3        |
| <i>Pseudostaurosira brevistriata</i> Williams and Round                                                                         | PSBR            | 29.0             | 0.0        | 2.3        |                   |            |            |                   |            |            |
| <i>Rimoneis</i> sp.                                                                                                             | RISP1           | 9.7              | 0.0        | 2.6        |                   |            |            |                   |            |            |
| <i>Sellaphora rostrata</i> (Hustedt) J.R.Johansen in J.R.Johansen et al.                                                        | SRTR            | 16.1             | 0.0        | 5.4        | 9.7               | 0.0        | 0.2        | 19.4              | 0.0        | 2.7        |
| <i>Sellaphora</i> sp.                                                                                                           | SESP1           |                  |            |            | 3.2               | 0.0        | 0.7        | 3.2               | 0.0        | 2.0        |
| <i>Spicatricibra rudis</i> (P.I.Tremarin, T.A.V.Ludwig, V.Becker & L.C.Torgan) A.Tuji, P.Leelahakriengkrai & Y. Peerapornpisal  | SPRU            | 80.6             | 0.0        | 67.2       | 93.5              | 0.0        | 43.3       | 90.3              | 0.0        | 6.4        |
| <i>Ulnaria acus</i> (Kützing) Aboal in Aboal, Alvarez Cobelas, Cambra & Ector                                                   | UACU            |                  |            |            | 32.3              | 0.0        | 2.7        | 25.8              | 0.0        | 2.0        |

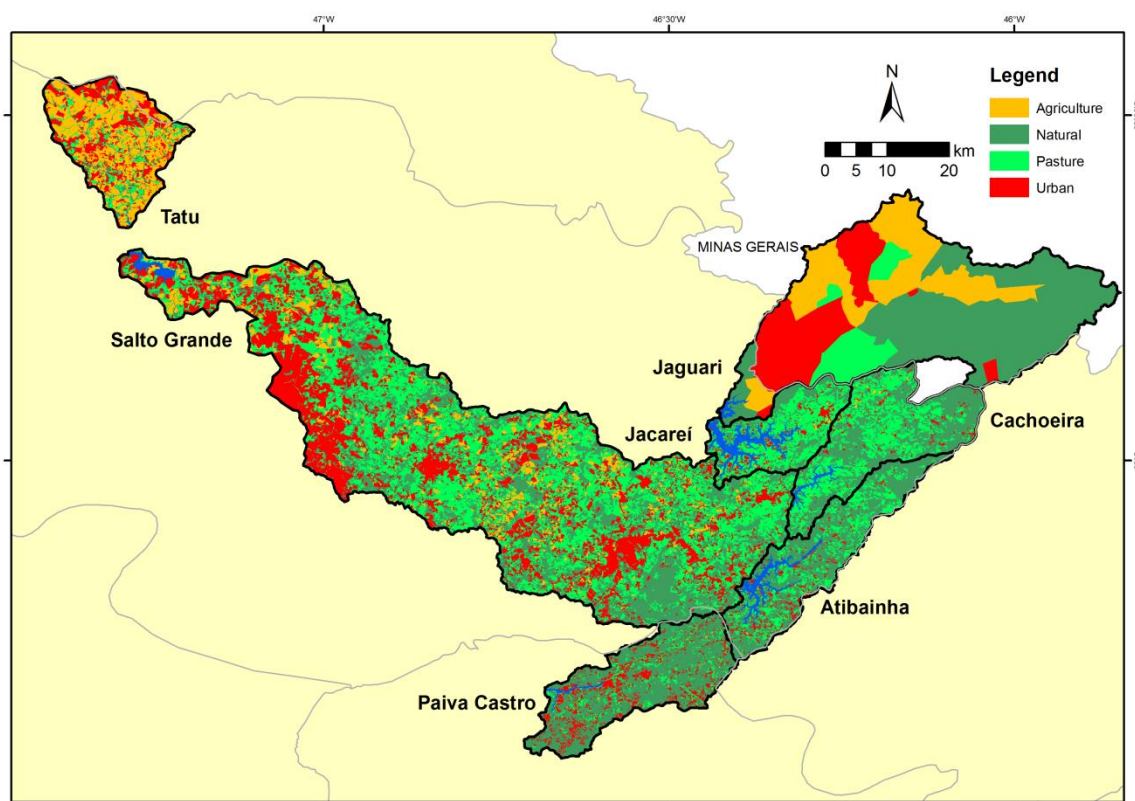


**Fig. S1.** Diagram of the links between the sampling sites in the study area. Red arrows indicate the link and the direction of the water flow, blue boxes represent the reservoirs and white boxes represent the sampling sites. The arrow lengths do not represent the geographic distances.

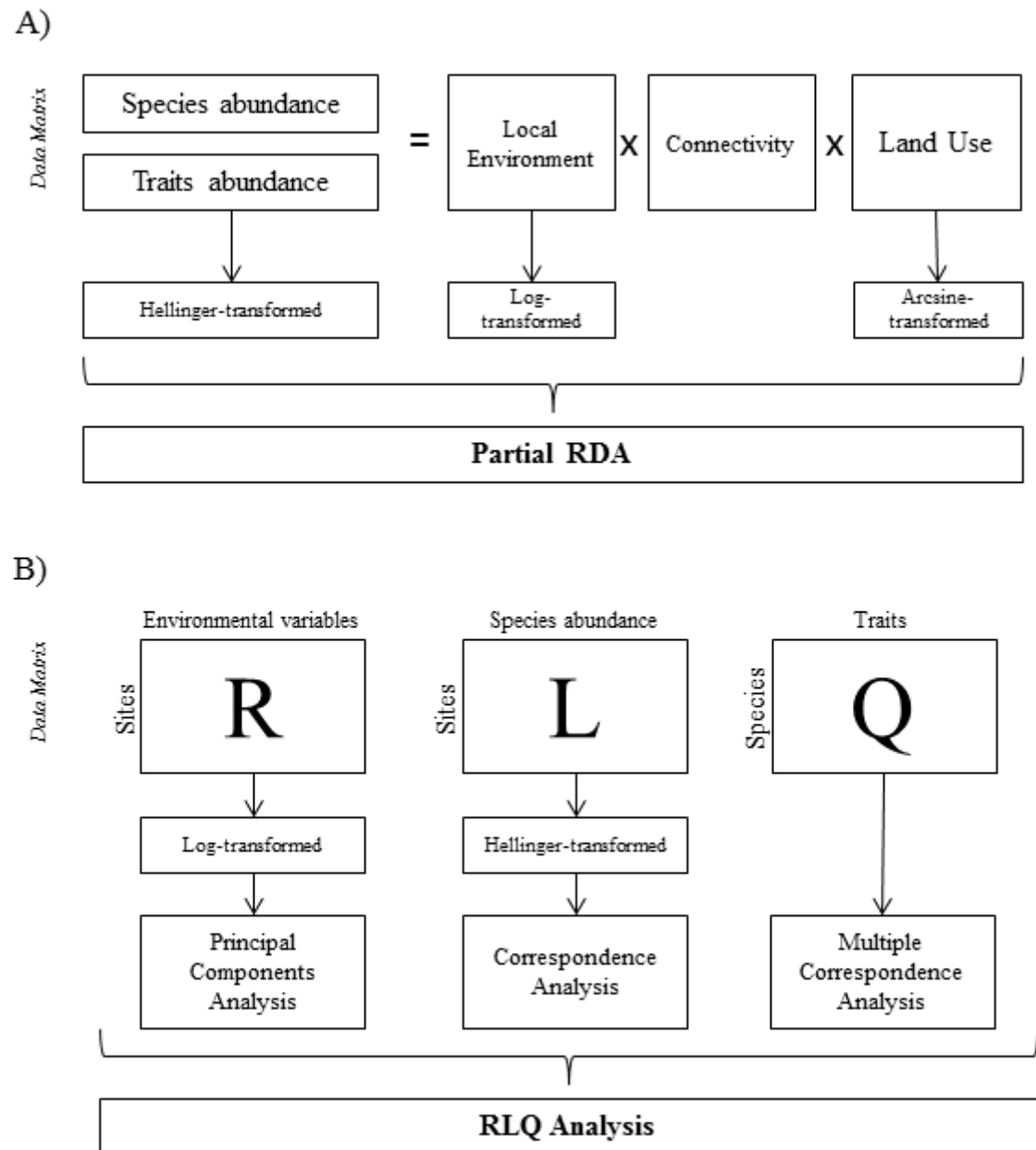




**Fig. S2.** Moran's  $I$  for 30 asymmetric eigenvectors maps (AEM). Black points above the red line represent the eigenvectors that have a positive spatial correlation that were used as the spatial variables in variation partitioning analyses.



**Fig. S3.** Map of the land-use coverage in the watershed of the seven reservoirs studied.



**Fig. S4.** Flow diagram of the partial Redundancy Analysis (partial RDA; A) and the RLQ analysis.

**CAPÍTULO 3**

Beta diversity of diatoms is driven by environmental heterogeneity, spatial extent and productivity

**Title:** Beta diversity of diatoms is driven by environmental heterogeneity, spatial extent and productivity

**Authors:** STÉFANO ZORZAL-ALMEIDA\*, LUIS MAURICIO BINI and DENISE CAMPOS BICUDO.

\**Address:* Instituto de Botânica, Department of Ecology. Av. Miguel Stéfano, 3687, São Paulo, SP, Brazil. CEP 04301-012. [stefanozorzal@gmail.com](mailto:stefanozorzal@gmail.com)

## Summary

1. Simultaneous effects of productivity, environmental heterogeneity (EH) and spatial extent on beta diversity of microbial communities have seldom been investigated. Here, we evaluated how these components are related to diatom beta diversity in tropical reservoirs. We hypothesised positive relationships between beta diversity and EH, productivity and spatial extent.
2. Our results suggest a strong relationship between beta diversity and EH, productivity and spatial extent. However, contrary to our hypothesis, productivity was negatively related to beta diversity.
3. We speculate that artificial eutrophication can lead to decreased beta diversity (biotic homogenisation). In conclusion, EH and dispersal limitation were the main factors that determined diatom beta diversity in tropical reservoirs.
4. *Synthesis.* Our study shows that beta diversity is ruled both by environment and spatial components, but its relationships are dependent of the approach used to determine the predictors.

**Key-words:** artificial eutrophication, biotic-abiotic interaction, determinants of plant community diversity and structure, dispersal limitation, , generalized least squares, tropical reservoirs, surface sediment.

## Introduction

Beta diversity can be defined as “the extent of species replacement or biotic change along environmental gradient” (Whittaker 1972), and the search for correlates of beta diversity, a subject that has attracted much attention in the past years (Anderson et al. 2011), is of paramount importance in community ecology, both in theoretical and applied ways (Chase 2010; Socolar et al. 2016). However, despite the ever increasing number of studies, we still lack a general consensus on the relative roles of deterministic and stochastic processes underlying beta diversity variation (Powell et al. 2015).

Productivity has been described as one of the most important drivers of beta diversity. Higher values of beta diversity have been associated with productive environments, both in terrestrial (Harrison et al. 2006) and aquatic environments (Langenheder et al. 2012; Bini et al. 2014), and for producers and animals (Chase 2010). According to Chase & Leibold (2002a), if productivity is positively related to environmental heterogeneity, with the temporal variation of species composition and the tendency of local communities to exhibit multiple stable states, then, a positive relationship between beta diversity and productivity might arise. However, rapid nutrient enrichment in ecosystems may be related to biotic homogenisation, leading to a decrease in beta diversity (Donohue et al. 2009; Vilar et al. 2014). Furthermore, the strength of the relationship between beta diversity and geographic distance (Vilar et al. 2014) and the importance of the stochastic processes (Chase 2010) vary as a function of primary productivity.

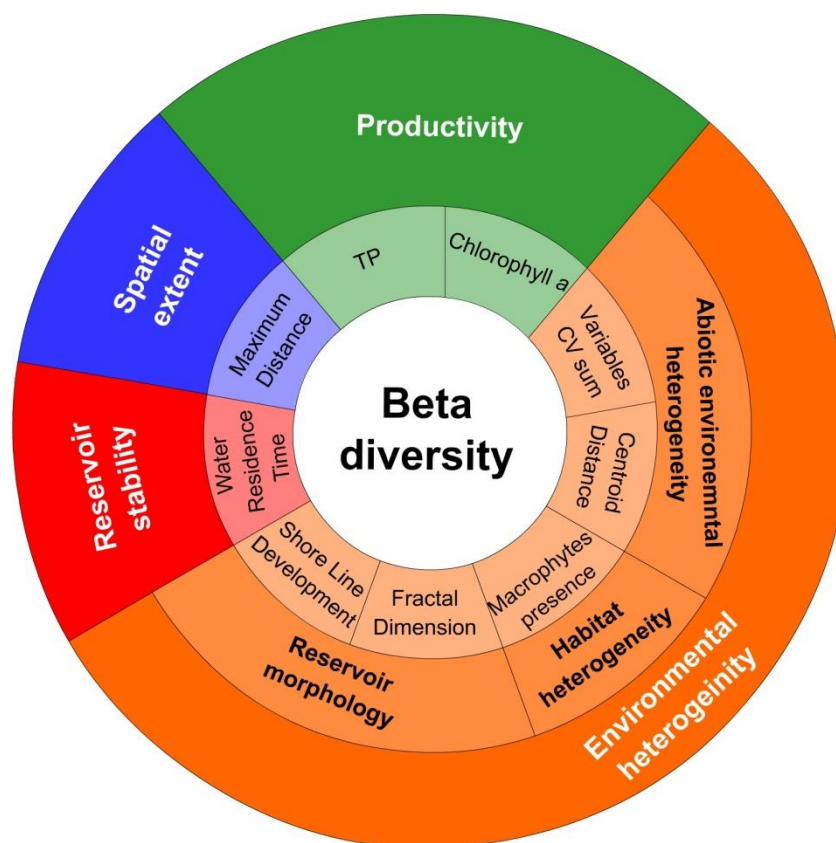
Environmental heterogeneity (*sensu* Stein & Kreft 2014) is another correlate driver of beta diversity that has been tested in recent years. A positive relationship between environmental heterogeneity and beta diversity has been found for different biological groups, including aquatic macroinvertebrates (Heino et al. 2013), phytoplankton (Santos et al. 2016), macrophytes (Thomaz, Souza & Bini 2003), terrestrial insects (Kadowaki & Inouye 2015)

and vertebrates (López-González et al. 2014; Martin & Ferrer 2015). In the light of species sorting and a niche-based framework, the high variability of environmental factors within an area leads to the formation of niches with different resources, which are colonised by species with different requirements, increasing beta diversity (Chase & Leibold 2002b; Leibold et al. 2004).

In addition to productivity, environmental heterogeneity and other niche-based mechanisms, stochastic processes, particularly dispersion limitation, have also been invoked to explain beta diversity variation (Dong et al. 2015). Geographic distance per se, after accounting for all relevant environmental factors and assuming that biotic interactions are negligible (Vellend et al. 2014), may explain variation in beta diversity due to the reduced rate of species exchange with increasing distance between sampling units. This “separation by distance effect” has been inferred even for microorganisms, which, until recently, were regarded as free from spatial constraints (“the everything is everywhere” part of the Baas-Becking’s statement; Green & Bohannan 2006; Martiny et al. 2006). An increase in beta diversity (dissimilarity measure) with increasing geographic distance without increasing of environmental distance, although not sufficient, is a necessary evidence for inferring dispersal limitation. In general, examples of spatial structuring in microbial communities are ever increasing (Wetzel et al. 2012; Rouquette et al. 2013; Wang et al. 2016).

Little is known about the simultaneous effects of productivity, environmental heterogeneity and dispersal limitation on microbial beta diversity variation. Furthermore, different components of environmental heterogeneity (e.g. abiotic and biotic environmental heterogeneity and morphological complexity of the system; see Stein, Gerstner & Kreft 2014) and stability have rarely been included in the same study. Here, we test the hypothesis that diatom beta diversity in reservoirs is positively correlated with productivity and different components of environmental heterogeneity (Fig. 1). We also expected that the higher the

stability of reservoirs (as proxied by water residence time) and the spatial extent of the samples within reservoirs, the higher beta diversity.



**Figure 1.** Schematic model of the components that control beta diversity. Inner boxes represent the proxies used for each component to model beta diversity.

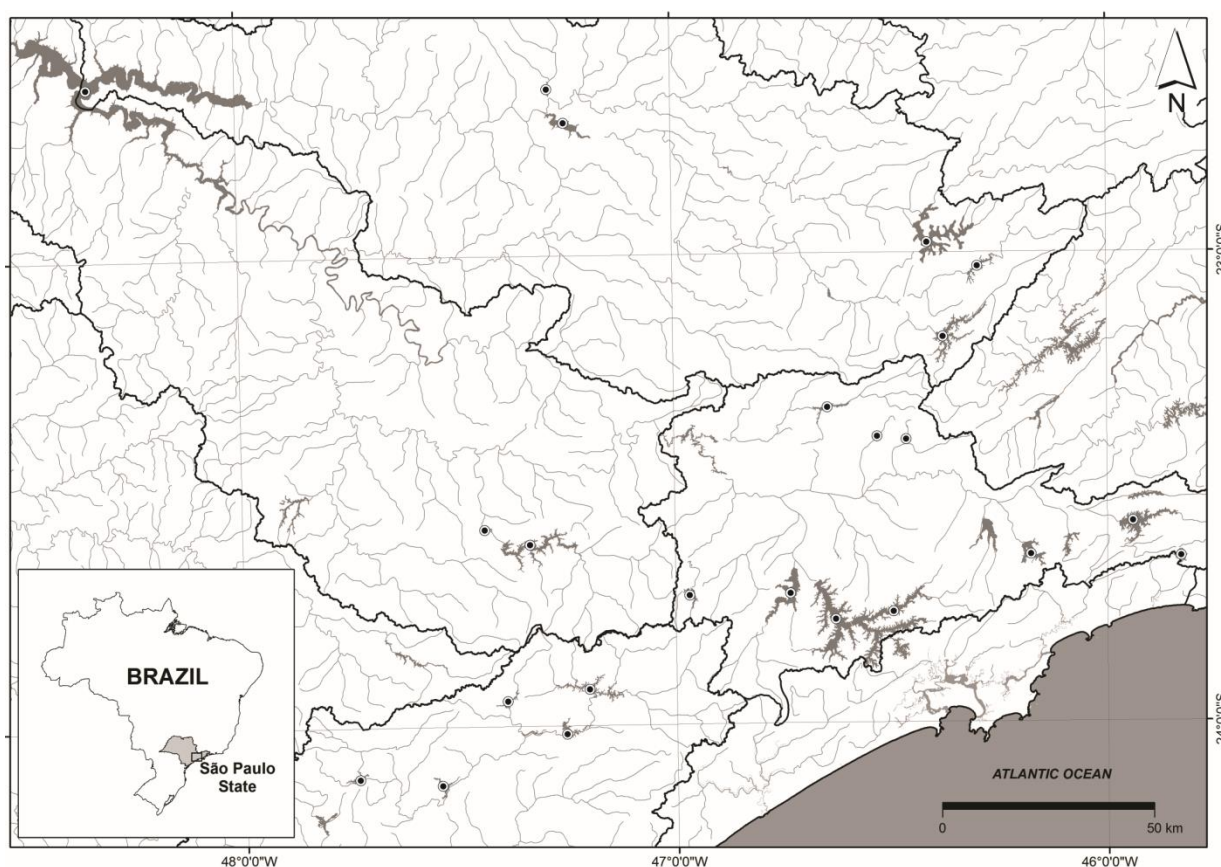
## Materials and methods

### *Study area and sampling design*

The study area is located in south-eastern Brazil within four watersheds, covering about 50,000 km<sup>2</sup> (Fig. 2). Apart from forested and agricultural areas, the region is highly populated and contains, besides other metropolitan regions, the Metropolitan Region of São Paulo (ca. 19 million people), one of the largest in the world. A total of 23 reservoirs, from oligotrophic



to hypereutrophic, were sampled between 2009 and 2014. Sampling sites in each reservoir (ranging from 3 to 14; total = 104; see Table S1 in Supporting Information) were chosen near the main tributaries, outflows (e.g., dam) and at maximum depth, covering the entire extension of the reservoir. Water samples (for abiotic analyses) were collected in summer and winter, integrating three layers in the water column (sub-surface, middle and one meter above bottom). Surface sediment samples (for diatom analyses) were collected in winter.



**Figure 2.** Location of the 23 reservoirs evaluated in the study. Black lines are the boundaries of the watersheds.

### *Diatom analysis*

The first two centimetres of surface sediment were collected using a gravity core sampler. The material for diatom analyses was cleaned by oxidation, using hydrogen peroxide and

hydrochloric acid (Battarbee et al. 2001). Slides were mounted with Naphrax, and quantitative analyses were performed at 1000x magnification, using valves as counting units. Counting limit was determined by two criteria: at least 400 valves per slide in total count (Battarbee et al. 2001) and at least 90% in counting efficiency (Pappas & Stoermer 1996).

Diatom beta diversity was measured as the average distance from sample site to the group centroid within each reservoir (Anderson 2006; Anderson, Ellingsen & McArdle 2006). This measure of beta diversity considers that both changes in abundance and in species composition have the same order-of-magnitude. The distance matrix (Bray-Curtis method) used in the beta diversity measurement was calculated using a standardised matrix of relative abundance of diatoms (Hellinger-transformed; Legendre & Gallagher 2001).

### *Predictors of Beta Diversity*

*Environmental heterogeneity* was represented by three components: abiotic environmental heterogeneity, reservoir morphology and habitat heterogeneity (see Stein and Kreft 2014). Two proxies were used to measure abiotic environmental heterogeneity based on water characteristics and depth of the sampling sites: (a) sum of the coefficients of variation (CV) of the variables and (b) average distance to group centroid using standardised Euclidian distance (Anderson 2006), where high values of these quantities represent high environmental heterogeneity. The following variables were used for the calculations: conductivity (U-53 Multiparameter), water transparency (Secchi disc), total nitrogen and total phosphorus concentrations (which were determined according to methods described in APHA 2005). Reservoir morphology was determined by two proxies: (a) the shoreline development factor (Kalff 2001) and (b) fractal dimension of the shorelines surrounding the reservoirs, calculated by the box-counting method (Sugihara & May 1990; Halley et al. 2004), using 2, 4, 6, 8, 12, 16, 32, 64, 128 and 256 for the boxes dimension. Habitat heterogeneity was determined by the

presence/absence of macrophytes, assuming that a higher number of different niches were available in the presence of macrophytes than in their absence (Kovalenko, Thomaz & Warfe 2012; Tokeshi & Arakaki 2012). *Spatial extent* was represented by the maximum distance, in meters, between the outermost sampling sites within the reservoirs. *Reservoir stability* was given by the water residence time (WRT; Kalff 2001). Two surrogates of *productivity* were used: (a) total phosphorus (main limiting nutrient for algal growth) and (b) chlorophyll *a* (algal biomass) concentrations, which were determined by standard methods (Golterman, Clymo & Ohnstad 1978; Sartory & Grobbelaar 1984). We used the averaged values of these variables (per reservoir). All the components (Fig. 1) were measured for each reservoir.

### *Data Analysis*

Generalized least squares (GLS) was used to model beta diversity as a function of our explanatory variables (i.e., different measures of abiotic environmental heterogeneity, productivity, reservoir morphology, spatial extent, habitat heterogeneity). We tested 48 models, which varied according to explanatory variables entering the models and according to the spatial autocorrelation structures (none, exponential, Gaussian, linear, rational quadratic and spherical; Zuur et al. 2009). For example, for each model, we used only one variable representing abiotic environmental heterogeneity (i.e., CV or distance to centroid based on environmental variables), reservoir morphology (fractal dimension or shoreline development factor) and productivity (total phosphorus or chlorophyll-*a*). Presence/absence of macrophytes (habitat heterogeneity), spatial extent and water residence time (reservoir stability) were entered in all 48 models.

Second-order Akaike information criterion ( $AIC_c$ ) was calculated for each candidate model, and they were ordered from smallest to largest. Thus, the model with smallest  $AIC_c$  ( $AIC_{c\ min}$ ) was considered the best model. However, just the absolute sizes of the AIC values are not

sufficient to conclude about the best model because they can reflect sample size and some constants. Therefore,  $AIC_c$  differences ( $\Delta_i = AIC_{c,i} - AIC_{c,min}$ ; where  $AIC_{c,i}$  is the  $AIC_c$  value of the  $i$ -th model) were calculated because they are easy to interpret and allow a quick comparison and ranking of candidate models. Models with  $\Delta_i > 2$  have substantial level of empirical support (i.e., probably they are similar), models with  $\Delta_i = 4 - 7$  have considerably less empirical support and models with  $\Delta_i > 10$  have essentially no support (see Burnham & Anderson 2002 for detailed description of the procedures in this paragraph).

Fractal dimension analyses were performed using the software ImageJ 1.47 (Rasband 2008) and the other analyses with the R program version 3.1.3 (R Core Team 2015), using packages *AICcmodavg* (Mazerolle 2016), *ncf* (Bjornstad 2016), *nlme* (Pinheiro et al. 2016) and *vegan* (Oksanen et al. 2013).

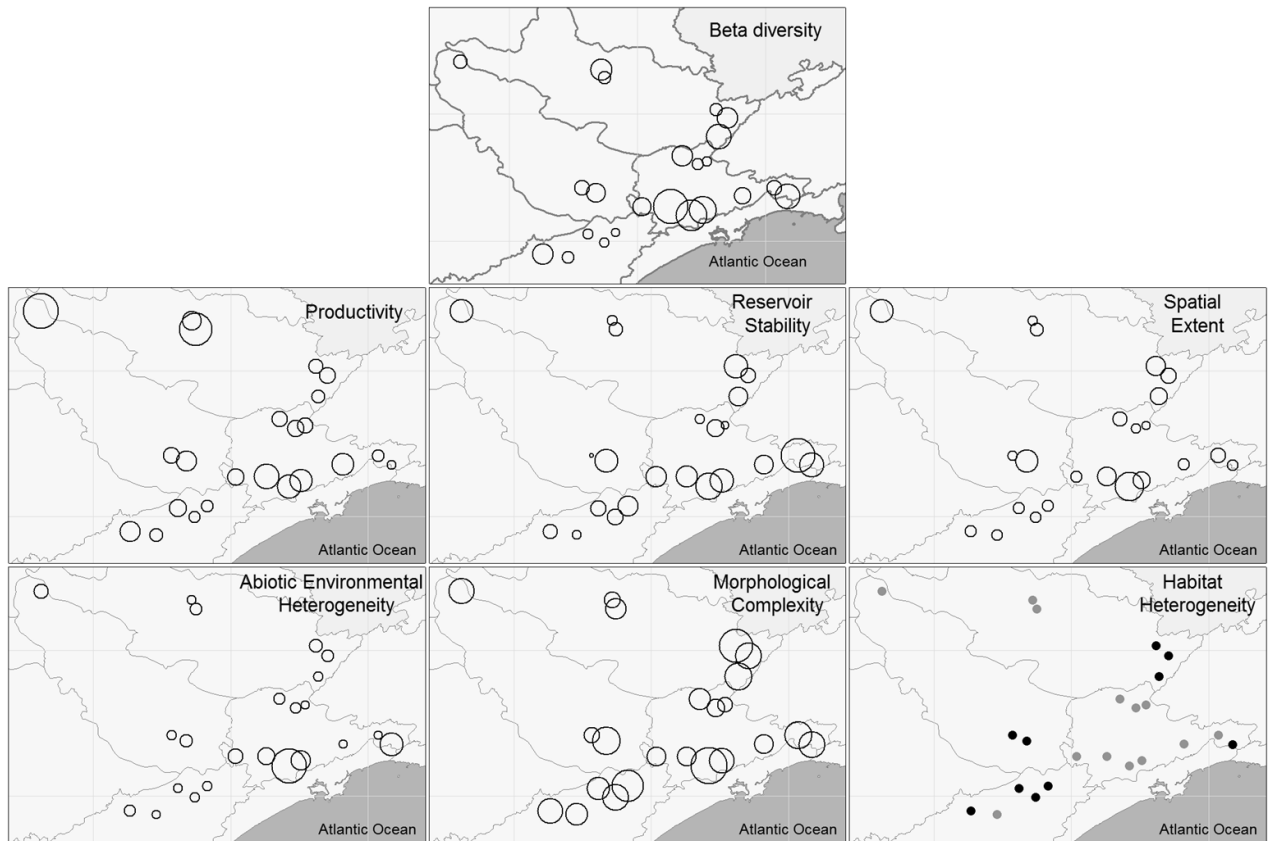
## Results

Trophic states of the reservoirs ranged from oligotrophic to hypereutrophic (see Table S1). We found high concentrations of total phosphorus (TP), total nitrogen (TN) and ions (conductivity) in Barra Bonita Reservoir; low values were found in the Ribeirão do Campo Reservoir (TP and conductivity) and Tanque Grande Reservoir (TN). Water transparency was highest in Serraria Reservoir and lowest in Tatu Reservoir. The highest concentrations of chlorophyll-a occurred in Salto Grande Reservoir and the lowest in Ribeirão do Campo Reservoir. We also found a wide variation in maximum distance among the sites (0.3-23.3 kilometres), residence time (3-3,400 days), shoreline development (1.9-13.9) and fractal dimension (1.132-1.506). We observed the presence of aquatic macrophytes in 13 reservoirs.

Total species richness ranged from 16 to 139 diatom species per reservoir and mean species richness from 8 (Barra Bonita Reservoir) to 68 (Salto do Iporanga Reservoir - see Table S1).

The centric diatom *Discostella stelligera* was the species more frequent as the most abundant species (six reservoirs), while *Punctastriata* cf. *lancetula* was the species with higher relative abundance (81.8%).

Based in AICc (absolute values, delta AICc and Akaike weights), two models without spatial autocorrelation structures were selected as the best ones. The difference between these models was due to the variables representing productivity, which was total phosphorus in the model with the smallest AICc (-10.84) and chlorophyll-*a* for the second best model (-9.35). Thus, the best models for beta diversity included the following explanatory variables: total phosphorus (or chlorophyll-*a*), distance to centroid, maximum distance, fractal dimension, water residence time and presence of macrophytes (Fig. 3; see Table S2 in Supporting Information for details about multicollinearity). The model with total phosphorous as productivity proxy accounted for a substantial proportion of the variance in beta diversity ( $r^2$  adjusted = 0.60;  $p < 0.001$ ). We calculated  $r^2$  adjusted using a linear model, since the chosen model did not show any spatial autocorrelation (see Fig. S1 in Supporting Information).

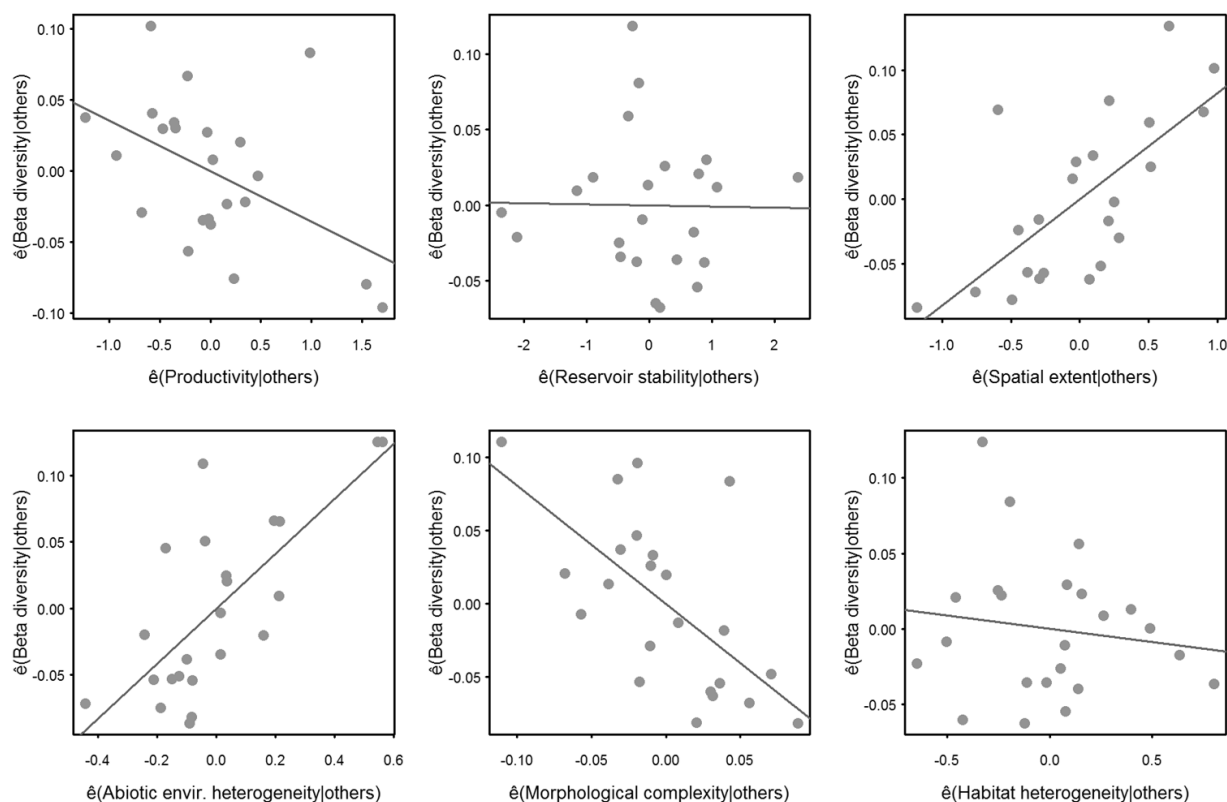


**Figure 3.** Spatial variation of beta diversity and the explanatory variables (proxies of the chosen model) across the four watersheds. Circle size represents the absolute value of the factor, except for habitat heterogeneity that shows presence (gray points) and absence of macrophytes (black point).

GLS regression coefficients indicated that abiotic environmental heterogeneity (distance to centroid) and spatial extent were significantly and positively related to beta diversity. On the other hand, beta diversity declined significantly with productivity and reservoir morphology, whereas it was unrelated to reservoir stability (water residence time) and habitat heterogeneity (presence/absence of aquatic macrophytes; Table 1; Fig. 4).

**Table 1.** Coefficients and statistical significance of the controlling factors in beta diversity model.

| Explanatory variables               | Estimate | Std. Error | t value       | Pr(> t ) |
|-------------------------------------|----------|------------|---------------|----------|
| Intercept                           | 0.600    | 0.235      | <b>2.552</b>  | 0.021    |
| Productivity                        | -0.036   | 0.016      | <b>-2.191</b> | 0.044    |
| Reservoir stability                 | -0.001   | 0.011      | -0.061        | 0.952    |
| Spatial extent                      | 0.082    | 0.022      | <b>3.812</b>  | 0.002    |
| Abiotic environmental heterogeneity | 0.207    | 0.049      | <b>4.263</b>  | 0.001    |
| Reservoir morphology                | -0.810   | 0.244      | <b>-3.320</b> | 0.004    |
| Habitat heterogeneity               | -0.017   | 0.031      | -0.562        | 0.582    |

**Figure 4.** Partial regression plot showing the individual effect of the controlling factors in beta diversity. Points represent the reservoirs used to model beta diversity.

## Discussion

Our results suggest that environmental heterogeneity (EH) was the main correlate of diatom beta diversity within reservoirs. Species sorting (i.e., change in species composition due to changes in environmental change) is believed to be the underlying reason for a positive relationship between beta diversity and EH (Veech & Crist 2007). An increase in EH within a unit of analysis (reservoir, in our case) provides an increase in niche opportunities, increasing variation in species composition between sampling sites.

How often has EH successfully predicted beta diversity variation? Considering studies with designs similar to ours, the evidences are mixed. For example, studies in freshwater and marine systems have found a positive relationship between beta diversity and EH (Ellingsen & Gray 2002; Anderson, Ellingsen & McArdle 2006; Astorga et al. 2014). Other studies, however, failed to demonstrate that EH drives beta diversity (Heino et al. 2013; Bini et al. 2014; Heino, Melo & Bini 2015). These contrasting results point to the need of a meta-analysis to evaluate the generality of the beta diversity-environmental heterogeneity relationship and, mainly, to disentangle the factors influencing the strength of this relationship (e.g., methodological choices and spatial scales; Heino et al. 2015). To exemplify the potential of this suggestion, we can consider the results of a meta-analysis conducted by Stein, Gerstner & Kreft 2014. Their results indicated that EH was a consistent predictor of species richness. In addition, they showed that the strength of the relationship depended on, for instance, spatial scale (grain and extent) and on how EH was measured. To some extent, our results also indicate that the predictive power of EH depends on how it is measured. For example, we did not find a significant relationship between beta diversity and our measure of “biotic EH” (following Stein, Gerstner & Kreft 2014), as proxied by the presence/absence of aquatic macrophytes. Studies on fishes and aquatic macrophytes have suggested that shoreline complexity (represented here as reservoir morphology) may be an important biodiversity



correlate (Olden 2003; Hansson et al. 2005) because more dendritic aquatic systems are supposed to have higher diversity of habitats and flow variation, which in turn control a number of key variables (e.g., nutrient concentrations) related to aquatic biodiversity. However, surprisingly, and contrary to abiotic EH, reservoir morphology was negatively related to diatom beta diversity. This result, along with those described above, suggests that the role of reservoir morphology on biodiversity patterns may be assemblage-dependent.

Until recently, compositional variation of microorganisms was believed to be spatially independent owing to their high dispersal capabilities and abundance (Finlay 2002). However, we found that spatial extent was also positively correlated with diatom beta diversity. The interpretation of this positive relationship is, nevertheless, far from being trivial, because EH is also likely to increase with spatial extent. If EH is accurately proxied by spatial extent, then one can, as above, invoke the role of niche-based, deterministic processes to explain a positive relationship between beta diversity and spatial extent. As we accounted for different variables related to environmental heterogeneity, a likely explanation has to do with the role of limited exchange of diatom species between sites situated farthest from each other. This is a remarkable result in the context of microorganisms, given the debate surrounding the idea that “everything is everywhere” (de Wit & Bouvier 2006; Martiny et al. 2006; Telford, Vandvik & Birks 2006; O’Malley 2007; Heino et al. 2010; Martiny et al. 2011).

Our results should be put in the context of reservoirs. Within these systems, owing to the unidirectional flow (from riverine to lacustrine areas), it is expected that high-flow dwelling species from the riverine areas of reservoirs are likely to reach the lacustrine zone (due to passive dispersal). However, the opposite (i.e., low-flow dwelling species from the lacustrine are reaching the riverine areas of the reservoirs) may be less frequent.

Our prediction that beta diversity increases with increasing productivity was not supported. Instead, we detected a negative relationship. This is surprising, as previous studies have

shown the opposite for different biological groups and ecosystem types, including terrestrial plants (Harrison et al. 2006), animal and producers in experimental ponds (Chase 2010), bacteria in rock pools (Langenheder et al. 2012) and stream invertebrates (Bini et al. 2014). However, non-significant (Lopes et al. 2014; Johnson & Angeler 2014 for macrophytes and benthic diatoms) and negative relationships (Johnson & Angeler 2014 for fish and invertebrates) have also been reported. This variety of results indicates that it is premature to draw generalised conclusions about how productivity generates and maintains beta diversity. Although contrary to our prediction, the negative relationship between productivity and beta diversity is not insubstantial. Natural and gradual enrichment can increase beta diversity, but rapid increases in productivity, such as anthropogenic enrichment, can lead to unfavourable conditions and, consequently, to a decrease in beta diversity (Donohue et al. 2009). In view of this finding, we speculate that an increase in productivity due to cultural eutrophication (a major water quality problem in the reservoirs of São Paulo State) and the increase in the dominance/distribution of eutrophic-tolerant species (e.g. *Aulacoseira granulata* – Bicudo et al., *in press*) may actually lead to a decrease in beta diversity (see McGoff et al. 2013 and Vilar et al. 2014). Therefore, cultural eutrophication may be one of the processes underlining global trends of biotic homogenisation (Dornelas et al. 2014).

Our results suggest that the way in which HE (sensu Stein & Kreft 2014) and productivity drive beta diversity is dependent of the approach used to determine the environmental variability (e.g. see the contrasting relationships between beta diversity and our metrics of environmental heterogeneity). Furthermore, some components (e.g., reservoir stability) could be more important at temporal scales. Temporal variation in stability, which can be determined by natural (e.g., precipitation) or anthropogenic factors (e.g., water residence time regulation in reservoirs) should be examined in future studies. Furthermore, we highlight that the components evaluated have independent effects on beta diversity. Our findings strongly

suggest that abiotic environmental heterogeneity and spatial extent were the two main components modelling beta diversity. Understanding what are the main factors and how they act in diversity is essential for aquatic ecosystem conservation actions and management.

## Acknowledgements

This study was carried out within the framework of the AcquaSed project supported by funds from FAPESP (Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo, AcquaSed Project, nº 2009/53898–9) and was undertaken as part of S.Z.'s Ph.D. thesis (FAPESP doctoral fellowship nº 2013/23703-7 to S.Z.) at the Institute of Botany (São Paulo, Brazil). Funds were also provided by CNPq (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico, grant 310940/2013–3 and 304314/2014-5 to D.C.B. and L.M.B., respectively). We deeply appreciate the valuable assistance of personnel from the agency in charge of the public water supply in São Paulo - SABESP (Companhia de Saneamento do Estado de São Paulo) and MSc. William de Queiroz for the study area map.

## References

- Anderson, M.J. (2006) Distance-based tests for homogeneity of multivariate dispersions. *Biometrics*, **62**, 245–253.
- Anderson, M.J., Crist, T.O., Chase, J.M., Vellend, M., Inouye, B.D., Freestone, A.L. et al. (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 Examination of Water and Wastewater*. American Public Health Association WWA, Washington, D.C.

- Astorga, A., Death, R., Death, F., Paavola, R., Chakraborty, M. & Muotka, T. (2014) Habitat heterogeneity drives the geographical distribution of beta diversity: the case of New Zealand stream invertebrates. *Ecology and Evolution*, **4**, 2693–2702.
- Battarbee, R.W., Jones, V., Flower, R.J., Cameron, N., Bennion, H., Carvalho, L. et al. (2001) Diatoms. *Tracking Environmental Change Using Lake Sediments* (eds J.P. Smol, H.J.B. Birks & W.M. Last), pp. 155-203. London: Kluwer Academic Publishers, London.
- Bini, L.M., Landeiro, V.L., Padial, A.A., Siqueira, T. & Heino, J. (2014) Nutrient enrichment is related to two facets of beta diversity from stream invertebrates across the United States. *Ecology*, **95**, 1569-1578.
- Bjornstad, O.N. (2016) Spatial nonparametric covariance functions. R package version 1.1-7. Available from URL: <http://ento.psu.edu/directory/onb1>
- Burnham, K.P. & Anderson, D.R. (2002) *Model Selection and Multi-model Inference: A Practical Information – Theoretic Approach*. Springer, New York.
- Chase, J.M. & Leibold, M.A. (2002a) Spatial scale dictates the productivity-biodiversity relationship. *Nature*, **416**, 427-430.
- Chase, J.M. & Leibold, M.A. (2002b) *Ecological niches: linking classical and contemporary approaches*. The University of Chicago Press, Chicago.
- Chase, J.M. (2010) Stochastic community assembly causes higher biodiversity in more productive environments. *Science*, **328**, 1388-1391.
- de Wit, R. & Bouvier, T. (2006) ‘Everything is everywhere, but, the environment selects’; what did Bass Becking and Beijerinck really say? *Environmental Microbiology*, **8**, 755-758.
- Dong, X., Muneeppeerakul, R., Olden, J.D. & Lytle, D.A. (2015) The effects of spatial configuration of habitat capacity on  $\beta$  diversity. *Ecosphere*, **6**, 1-11.
- 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.
- Dornelas, M., Gotelli, N.J., McGill, B., Shimadzu, H., Moyes, F. Sievers, C. et al. (2014) Assemblage time series reveal biodiversity change but not systematic loss. *Science*, **344**, 296-299.
- Ellingsen, K. & Gray, J.S. (2002) Spatial patterns of benthic diversity: is there a latitudinal gradient along the Norwegian continental shelf? *Journal of Animal Ecology*, **71**, 373-389.

- Finlay, B.J. (2002) Global dispersal of Free-living microbial eukaryote species. *Science*, **296**, 1061-1063
- Golterman, H.L., Clymo, R.S. & Ohnstad, M.A.M. (1978) *Methods for physical and chemical analysis of fresh waters*. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Green, J. & Bohannan, B.J.M. (2006) Spatial scaling of microbial biodiversity. *Trends in Ecology and Evolution*, **21**, 501-507.
- Halley, J. M., Hartley, S., Kallimanis, A.S., Kunin, W.E., Lennon, J.J. & Sgardelis S.P. (2004) Uses and abuses of fractal methodology in ecology. *Ecology Letters*, **7**, 254-271.
- Hansson, L., Brönmark, C., Nilsson, P.A. & Abjörnsson, K. (2005) Conflicting demands on wetlands ecosystem services: nutrient retention, biodiversity or both? *Freshwater Biology*, **50**, 705-714.
- Harrison, S., Davies, K.F., Safford, H.D., Viers, J.H. (2006) Beta diversity and the scale-dependence of the productivity-diversity relationship: a test in the Californian serpentine flora. *Journal of Ecology*, **94**, 110-117.
- Heino, J., Bini, L.M., Karjalainen, S.M., Mykrä, H., Soininen, J. Vieira, L.C.G. et al. (2010) Geographical patterns of micro-organismal community structure: are diatoms ubiquitously distributed across boreal streams? *Oikos*, **119**, 129-137.
- Heino, J., Grönroos, M., Ilmonen, J., Karhu, T., Niva, M. & Paasivirta, L. (2013) Environmental heterogeneity and  $\beta$  diversity of stream macroinvertebrate communities at intermediate spatial scales. *Freshwater Science*, **32**, 142-154.
- Heino, J., Melo, A.S. & Bini, L.M. (2015) Reconceptualising beta diversity-environmental heterogeneity relationship in running water systems. *Freshwater Biology*, **60**, 223-235.
- Heino, J., Melo, A.S., Bini, L.M., Altermatt, F., Al-Shami, S.A., Angeler, D.G. et al. (2015). A comparative analysis reveals weak relationships between ecological factors and beta diversity of stream insect metacommunities at two spatial levels. *Ecology and Evolution*, **5**, 1235–1248.
- Johnson, R.K. & Angeler, G.A. (2014) Effects of agricultural land use on stream assemblages: Taxon-specific responses of alpha and beta diversity. *Ecological Indicators*, **45**, 386-393.

- Kadowaki, K. & Inouye, B.D. (2015) Habitat configuration affects spatial pattern of  $\beta$  diversity of insect communities breeding in oyster mushroomrooms. *Ecosphere*, **6**, 1-12.
- Kalff, J. (2001) *Limnology: inland water ecosystems*. Prentice-Hall, Upper Saddle River.
- Kovalenko, K.E., Thomaz, S.M & Warfe, D.M. (2012) Habitat complexity: approaches and future directions. *Hydrobiologia*, **658**, 1-17.
- Langenheder, S., Berga, M., Östman, O. & Székely, A.J. (2012) Temporal variation of  $\beta$ -diversity and assembly mechanisms in a bacterial metacommunity. *The ISME Journal*, **6**, 1107–1114.
- Legendre, P. & Gallagher, E.D. (2001) Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia*, **129**, 271–280.
- Leibold M.A., Holyoak M., Mouquet N., Amarasekare P., Chase J.M., Hoopes M.F. et al. (2004) The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecological Letters*, **7**, 601-613.
- Lopes, P.M., Bini, L.M., Declerck, S.A.J., Farjalla, V.F., Vieira, L.C.G., Bonecker, C.C. et al. (2014) Correlates of Zooplankton Beta Diversity in Tropical Lake Systems. *PLoS ONE*, **9**, e109581.
- López-González, C., Presley, S.J., Lozano, A., Stevens, R.D. & Higgins, C.L. (2014) Ecological biogeography of Mexican bats: the relative contributions of habitat heterogeneity, beta diversity, and environmental gradients to species richness and composition patterns. *Ecography*, **37**, 1-12.
- Martin, B. & Ferrer, M. (2015) Temporally variable environments maintain more beta-diversity in Mediterranean landscapes. *Acta Oecologica*, **68**, 1-10.
- Martiny, J.B.H., Bohannan, B.J.M., Brown, J.H., Colwell, R.K., Fuhrman, J.A., Green, J.L. et al. (2006) Microbial biogeography: putting microorganisms on the map. *Nature Reviews Microbiology*, **4**, 102-112.
- Martiny, J.B.H., Eisen, J.A., Penn, K., Allison, S.D. & Horner-Devine, M.C. (2011) Drivers of bacterial  $\beta$ -diversity depend on spatial scale. *PNAS*, **108**, 7850-7854.
- Mazerolle, M.J. (2016) *Model selection and multimodel inference based on (Q)AIC(c)*. R package version 2.0–4. Available from URL: <http://CRAN.Rproject.org/package=AICcmodavg>

McGoff, E., Solimini, A.G., Pusch, M.T., Jurca, T. & Sandin, L. (2013) Does lake habitat alteration and land-use pressure homogenize European littoral macroinvertebrate communities? *Journal of Applied Ecology*, **50**, 1010-1018.

O'Malley, M.A. 2007. The nineteenth century roots of 'everything is everywhere'. *Nature Reviews Microbiology*, **5**, 647-651.

Oksanen, J., Blanchet, F.G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P.R., O'Hara, R.B. et al. (2013) *Vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.0–9. Available from URL: <http://CRAN.Rproject.org/package=vegan>

Olden, J.D. (2003) A species specific approach to modeling biological communities and its potential for conservation. *Conservation Biology*, **17**, 854-863.

Pappas, J.L. & Stoermer, E.F. (1996) Quantitative method for determining a representative algal sample count. *Journal of Phycology*, **32**, 393-696.

Pinheiro, J., Bates, D., DebRoy, S., Sarkar, D., Heisterkamp, S. & van Willigen, B. (2016) *Linear and nonlinear mixed effects models*. R package version 3.1-127. Available from URL: <http://bugs.r-project.org>

Powell, J.R., Karunaratne, S., Campbell, C.D., Yao, H., Robinson, L. & Singh, B.K. (2015) Deterministic processes vary during community assembly for ecologically dissimilar taxa. *Nature Communications*, **6**, 8444.

R Core Team. (2015) *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

Rasband, W. (2008) *ImageJ*. U.S. National Institutes of Health, Bethesda, Maryland. <http://rsb.info.nih.gov/ij/>.

Rouquette, J.R., Dallimer, M., Armsworth, P.R., Gaston, K.J., Maltby, L. & Warren, P.H. (2013) Species turnover and geographic distance in an urban river network. *Diversity and Distribution*, **19**, 1429-1439.

Santos, J.B.O, Silva, L.H.S., Branco, C.W.C. & Huszar, V.L.M. (2016) The roles of environmental conditions and geographical distances on the species turnover of the whole phytoplankton and zooplankton communities and their subsets in tropical reservoirs. *Hydrobiologia*, **764**, 171-186.

- Sartory, D.P. & Grobbelaar, J.E. (1984) Extraction of chlorophyll a from freshwater phytoplankton for spectrophotometric analysis. *Hydrobiologia*, **114**, 177-187.
- Socolar, J.B., Gilroy, J.J., Kunin, W.E. & Edwards, D.P. (2016) How Should Beta-Diversity Inform Biodiversity Conservation? *Trends in ecology & evolution*, **31**, 67-80.
- Stein, A. & Kreft, H. (2014) Terminology and quantification of environmental heterogeneity in species-richness research. *Biological Reviews*, **90**, 815-836.
- Stein, A., Gerstner, K. & Kreft, H. (2014) Environmental heterogeneity as a universal driver of species richness across taxa, biomes and spatial scales. *Ecology Letters*, **17**, 866-880.
- Sugihara, G. & May, R. (1990) Application of fractals in ecology. *Trends in Ecology & Evolution*, **5**, 79-86.
- Telford, R.J., Vandvik, V. & Birks, H.J.B. (2006) Dispersal Limitation Matter for Microbial Morphospecies. *Science*, **312**, 1015.
- Thomaz, S.M., Souza, D.C. & Bini, L.M. (2003) Species richness and beta diversity of aquatic macrophytes in a large subtropical reservoir (Itaipu Reservoir, Brazil): the influence of limnology and morphometry. *Hydrobiologia*, **505**, 119–128
- Tokeshi, M. & Arakaki, S. (2012) Habitat complexity in aquatic systems: fractals and beyond. *Hydrobiologia*, **685**, 27-47.
- Veech, J.A. & Crist, T.O. (2007) Habitat and climate heterogeneity maintain beta-diversity of birds among landscapes within ecoregions. *Global Ecology and Biogeography*, **16**, 650-656.
- Vellend, M., Srivastava, D.S., Anderson, K.M., Brown, C.D., Jankowski, J.E., Kleynhans, E.J., et al. (2014) Assessing the relative importance of neutral stochasticity in ecological communities. *Oikos*, **123**, 1420–1430.
- Vilar, A.G., van Dam, H., van Loon, E.E., Vonk, J.A., van Der Geest, H.G. & Admiraal, W. (2014) Eutrophication decrease distance decay of similarity in diatom communities. *Freshwater Biology*, **559**, 1522-1531.
- Wang, X., Li, H., Bezemer, T.M. & Hao, Z. (2016) Drivers of bacterial beta diversity in two temperate forests. *Ecological Research*, **31**, 57-64.
- Wetzel, C.E., Bicudo, D.C., Ector, L., Lobo, E.A., Soininen, J., Landeiro, V. et al. (2012) Distance decay of similarity in neotropical diatom communities. *Plos ONE*, **7**, 1-8.



Whittaker, R.H. (1972) Evolution and Measurement of Species Diversity. *Taxon*, **21**, 213-251.

Zuur, A., Ieno, E.N., Walker, N., Saveliev, A.A. & Smith, G.M. (2009) *Mixed effects models and extensions in ecology with R*. Springer-Verlag, New York.

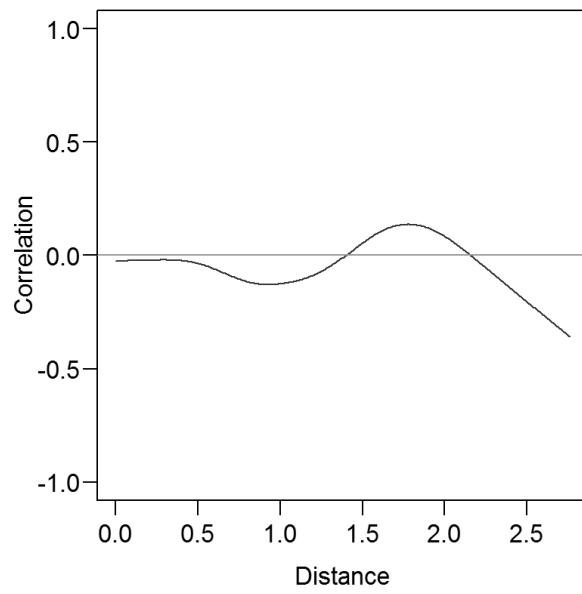
## Supplementary information

**Table S1.** Description of diatom structure and environmental characteristics of the 23 reservoir studied.

| Reservoirs          | N° of sampling sites | Most abundant species                                         | TP                   | TN                   | Conductivity          | Transparency | Maximum depth | Chlorophyll <i>a</i> |
|---------------------|----------------------|---------------------------------------------------------------|----------------------|----------------------|-----------------------|--------------|---------------|----------------------|
|                     |                      | Relative abundance                                            | $\mu\text{g L}^{-1}$ | $\mu\text{g L}^{-1}$ | $\mu\text{S cm}^{-1}$ | m            | m             | $\mu\text{g L}^{-1}$ |
| Atibainha           | 5                    | <i>Spicaticribra rudis</i> (67.2%)                            | 8.5 (0.8)            | 334.3 (48.4)         | 33.6 (2.0)            | 2.4 (0.4)    | 18.6 (4.7)    | 2.6 (0.6)            |
| Barra Bonita        | 5                    | <i>Aulacoseira granulata</i> (51.6%)                          | 283.5 (149.5)        | 5334.5 (2451.3)      | 354.2 (34)            | 1.1 (0.2)    | 15.3 (2.0)    | 82.9 (31.4)          |
| Billings            | 8                    | <i>Aulacoseira ambigua</i> (47.9%)                            | 46.4 (32.8)          | 1683.9 (1476.0)      | 131.2 (61.4)          | 1.1 (0.2)    | 7.8 (3.9)     | 37.8 (12.8)          |
| Cabuçu              | 3                    | <i>Aulacoseira tenella</i> (68.9%)                            | 14.3 (1.2)           | 265.9 (61.9)         | 37.3 (1.0)            | 2.4 (0.2)    | 7.3 (2.9)     | 5.9 (1.3)            |
| Cachoeira           | 5                    | <i>Discostella stelligera</i> (49.9%)                         | 13.1 (2.6)           | 286.6 (82.7)         | 39.0 (1.9)            | 2.0 (0.4)    | 14.2 (5.4)    | 2.4 (0.5)            |
| Cachoeira da Fumaça | 3                    | <i>Discostella stelligera</i> (57.5%)                         | 6.5 (1.7)            | 195.1 (29.1)         | 26.2 (0.3)            | 2.5 (0.3)    | 28.1 (8.3)    | 2.8 (1.0)            |
| Cachoeira do França | 4                    | <i>Discostella stelligera</i> (72.8%)                         | 7.3 (1.9)            | 213.6 (54.9)         | 24.1 (0.5)            | 1.8 (0.1)    | 27.4 (4.7)    | 13.1 (9.7)           |
| Guarapiranga        | 14                   | <i>Aulacoseira ambigua</i> (37.1%)                            | 57.1 (43.0)          | 1231.3 (472.5)       | 97.4 (30.2)           | 1.3 (0.2)    | 6.6 (2.7)     | 27.3 (13.0)          |
| Itupararanga        | 5                    | <i>Aulacoseira ambigua</i> (63.6%)                            | 26.2 (12.1)          | 765.5 (107.4)        | 98.3 (7.0)            | 1.0 (0.3)    | 9.6 (3.5)     | 18.2 (14.7)          |
| Jacareí             | 7                    | <i>Aulacoseira tenella</i> (52.6%)                            | 10.0 (3.7)           | 202.8 (63.0)         | 35.1 (1.2)            | 3.5 (0.6)    | 28.4 (10.6)   | 2.5 (2.3)            |
| Jundiaí             | 3                    | <i>Aulacoseira ambigua</i> (48.8%)                            | 33.6 (0.8)           | 432.4 (34.8)         | 40.0 (0.2)            | 1.5 (0.1)    | 8.0 (2.6)     | 18.7 (2.8)           |
| Jurupará            | 4                    | <i>Discostella stelligera</i> (76.5%)                         | 15.7 (2.9)           | 425.8 (51.1)         | 23.8 (0.3)            | 1.9 (0.3)    | 12.1 (3.0)    | 10.1 (4.7)           |
| Paiva Castro        | 4                    | <i>Aulacoseira tenella</i> (34.2%)                            | 13.0 (1.6)           | 216.6 (54.9)         | 42.0 (3.4)            | 1.5 (0.4)    | 10.6 (4.1)    | 2.1 (1.1)            |
| Pedro Beicht        | 5                    | <i>Aulacoseira tenella</i> (18.2%)                            | 14.4 (1.8)           | 194.1 (48.4)         | 14.1 (0.1)            | 1.3 (0.3)    | 4.1 (3.2)     | 10.9 (6.1)           |
| Ponte Nova          | 3                    | <i>Aulacoseira tenella</i> (66.9%)                            | 7.2 (0.7)            | 510.2 (34.6)         | 14.4 (0.5)            | 2.6 (0.4)    | 15.5 (4.5)    | 3.7 (1.2)            |
| Ribeirão do Campo   | 3                    | <i>Kobayasiella</i> cf. <i>pseudosubtilissima</i> (17.8%)     | 4.4 (0.7)            | 361.0 (60.3)         | 10.5 (0.2)            | 1.5 (0.9)    | 7.7 (6.7)     | 1.8 (0.4)            |
| Rio Grande          | 4                    | <i>Achnantheidium catenatum</i> (42.9%)                       | 38.9 (34.2)          | 844.8 (655.8)        | 121.5 (18.0)          | 1.7 (0.5)    | 8.0 (3.7)     | 20.8 (8.0)           |
| Salto do Iporanga   | 3                    | <i>Discostella stelligera</i> (56.5%)                         | 26.9 (4.7)           | 345.4 (61.3)         | 45.5 (3.9)            | 1.7 (0.2)    | 23.1 (9.5)    | 30.3 (11.2)          |
| Salto Grande        | 4                    | <i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i> (63.7%) | 189.8 (81.8)         | 2337.7 (723.1)       | 313.1 (23.2)          | 0.9 (0.1)    | 11.0 (3.4)    | 180.1 (130.3)        |
| Santa Helena        | 3                    | <i>Punctastriata</i> cf. <i>lancettula</i> (81.8%)            | 13.9 (1.3)           | 544.5 (66.2)         | 100.0 (4.0)           | 1.4 (0.1)    | 7.1 (2.7)     | 4.5 (2.9)            |
| Serraria            | 3                    | <i>Discostella stelligera</i> (44.6%)                         | 8.2 (0.3)            | 190.4 (22.4)         | 24.8 (3.8)            | 4.0 (0.2)    | 28.5 (6.0)    | 4.6 (2.9)            |
| Tanque Grande       | 3                    | <i>Staurosira construens</i> (66.9%)                          | 12.9 (2.9)           | 180.7 (31.4)         | 57.0 (0.9)            | 1.3 (0.1)    | 2.6 (0.5)     | 4.8 (0.7)            |
| Tatu                | 3                    | <i>Nitzschia</i> sp. (20.2%)                                  | 22.1 (1.1)           | 596.6 (158.6)        | 56.8 (2.0)            | 0.8 (0.1)    | 4.5 (1.0)     | 2.5 (1.6)            |

**Table S2.** Variance inflation factor (VIF) and correlation of the variables used in the selected model.

|                             | VIF         | Correlation  |                     |                |                             |                          |                       |
|-----------------------------|-------------|--------------|---------------------|----------------|-----------------------------|--------------------------|-----------------------|
|                             |             | Productivity | Reservoir stability | Spatial extent | Environmental heterogeneity | Morphological complexity | Habitat heterogeneity |
| Productivity                | <b>1.98</b> | 1.00         |                     |                |                             |                          |                       |
| Reservoir stability         | <b>2.42</b> | 0.07         | 1.00                |                |                             |                          |                       |
| Spatial extent              | <b>3.85</b> | 0.38         | 0.63                | 1.00           |                             |                          |                       |
| Environmental heterogeneity | <b>1.53</b> | 0.27         | 0.48                | 0.49           | 1.00                        |                          |                       |
| Morphological complexity    | <b>4.72</b> | -0.09        | 0.66                | 0.72           | 0.44                        | 1.00                     |                       |
| Habitat heterogeneity       | <b>1.91</b> | 0.45         | 0.05                | -0.03          | 0.12                        | -0.40                    | 1.00                  |



**Figure S1.** Spatial correlogram of the residuals of the chosen beta diversity model

## CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS

O presente estudo, dividido em três capítulos, onde foram apresentadas evidências sobre os efeitos do uso do solo na qualidade da água (Capítulo 1) e de diversos fatores estruturadores da comunidade de diatomáceas em represas tropicais, como conectividade (Capítulo 2), além daqueles relacionados com a alteração da biodiversidade, como heterogeneidade ambiental e produtividade (Capítulo 3). As principais conclusões de cada capítulo serão tratadas separadamente, seguido das conclusões finais da tese como um todo.

No **Capítulo 1**, que trata das relações do uso do solo com as características da água e sedimento superficial, foi possível observar em uma avaliação conjunta das variáveis que não existem diferenças relevantes entre as relações do uso do solo com as características da água e sedimento superficial avaliadas em escala do entorno e de bacia. Contudo, uma análise individual das relações das classes do uso do solo com as variáveis da água e do sedimento superficial indica diferenças entre as escalas avaliadas, mostrando a correlação positiva de atividades potencialmente degradadoras dos corpos d'água (agricultura e áreas urbanas) com variáveis indicadoras dessa degradação (e.g. fósforo total). Esses resultados sugerem a necessidade de abordagens em diferentes escalas de acordo com o uso do solo em questão (e.g. uma abordagem mais focada em escala de bacia para agricultura). Destaca-se neste capítulo a importância da conectividade nas relações do uso do solo. Muitas vezes negligenciada, a conectividade deveria ser uma variável recorrente no gerenciamento de represas e de suas bacias hidrográficas, uma vez que esses ecossistemas estão inseridos dentro de uma malha fluvial interconectada. Ainda, o estudo faz um dos últimos registros das características ambientais do Sistema Cantareira antes de uma seca catastrófica que reduziu o nível das represas para o volume morto entre 2013 e 2014.

No **Capítulo 2**, que trata dos fatores direcionadores da comunidade de diatomáceas do plâncton e do sedimento superficial das represas da bacia do Rio Piracicaba e do Sistema Cantareira, foi possível concluir que o gradiente trófico, a disponibilidade de luz (provavelmente relacionado com a variação do uso do solo e com o escoamento superficial de material particulado inorgânico) e a conectividade são os principais estruturadores da comunidade de diatomáceas, resultando em um componente ambiental espacialmente estruturado. Essa relação dos direcionadores avaliados foi similar para o

plâncton (verão e inverno) e para o sedimento superficial, sugerindo que há uma congruência na estrutura e resposta da comunidade de diatomáceas nesses compartimentos. Esses resultados reafirmam o uso potencial das diatomáceas do sedimento superficial nas reconstruções paleolimnológicas e em estudos de biomonitoramento. Contudo, os resultados do uso de traços ecológicos na determinação das relações diatomácea-ambiente sugerem que estes devem ser avaliados com mais cautela, uma vez que foi observado incongruências na importância dos fatores direcionadores na comunidade de diatomáceas, dependendo da forma como esta foi organizada.

No **Capítulo 3**, que trata dos efeitos dos direcionadores da diversidade beta de diatomáceas em represa, observou-se que a diferença entre comunidade de diatomáceas de diferentes locais em uma mesma represa está relacionada positivamente com a diferença das características ambientais locais (heterogeneidade abiótica) e com a distância geográfica das estações amostrais (extensão espacial). Contrariando as expectativas, a produtividade primária apresentou um efeito negativo na diversidade beta da represa. Este fato pode estar relacionado com a eutrofização cultural, que ocorre nas represas com produtividade mais alta, e que pode levar a uma homogeneização das espécies presentes na represa e, conseqüentemente, a uma diminuição e simplificação da diversidade de diatomáceas. Ainda, foi possível concluir que a heterogeneidade ambiental, que possui um conceito amplo e engloba uma série de componentes (heterogeneidade abiótica, complexidade da morfologia da represa e heterogeneidade de hábitat), apresenta diferentes respostas de acordo com o componente preditor avaliado. Assim, os resultados sugerem que não é possível generalizar a relação da diversidade beta com a heterogeneidade ambiental. De forma geral, pode-se concluir que a heterogeneidade abiótica das estações amostrais, extensão espacial da represa, assim como sua produtividade, foram os principais preditores da diversidade beta.

O presente trabalho destacou de forma pioneira a importância de se incluir a conectividade tanto em abordagens de relação uso do solo-qualidade da água, quanto em estudos da relação das diatomáceas em represas tropicais com as características ambientais, uma vez que, além da probabilidade de dispersão entre os ambientes, há também a probabilidade de homogeneização de certas características ambientais, como concentração de nutrientes, o que influencia a organização da comunidade. Os resultados dessa interrelação entre o uso do solo, conectividade, qualidade da água e

diatomáceas são de extrema importância para a tomada de decisões dos gestores de modo a conciliar os múltiplos usos para os quais as represas foram construídas e a manutenção da biodiversidade aquática desses ecossistemas. Estudos com essa abordagem exploratória tornam-se cada vez mais importantes dentro do cenário mundial de constantes e rápidas alterações antrópicas dos ecossistemas, dos quais o funcionamento muitas vezes é desconhecido, dificultando assim ações de recuperação, preservação e conservação.

## ANEXOS

Ilustração, medidas e distribuição das espécies de diatomáceas com abundância  $\geq 2\%$  no fitoplâncton e sedimento superficial das represas da bacia do rio Piracicaba e do Sistema Produtor Cantareira.



## Prancha 1

Escala: 10 µm

**Figuras 1-5.** *Aulacoseira ambigua* (Grunow) Simonsen

**Figura 6-9.** *Aulacoseira granulata* var. *angustissima* (Otto Müller) Simonsen

**Figura 10-11.** *Aulacoseira herzogii* (Lemmermann) Simonsen

**Figura 12-16.** *Aulacoseira granulata* var. *granulata* (Ehrenberg) Simonsen

**Figuras 17-21.** *Aulacoseira tenella* (Nygaard) Simonsen

**Figuras 22-24.** *Discostella pseudostelligera* (Hustedt) Houk & Klee

**Figuras 25-28.** *Discostella stelligera* (Cleve & Grunow) Houk & Klee

**Figuras 29-31.** *Cyclotella meneghiniana* Kützing

**Figuras 32-33.** *Spicaticribrbra rudis* (P.I.Tremarin, T.A.V.Ludwig, V.Becker & L.C.Torgan) A.Tuji, P.Leelahakriengkrai & Y. Peerapornpisal

Figuras 1-2. Forma *japonica*, exemplares do sedimento superficial da represa Salto Grande (SG3).

Figuras 3-5. Exemplares do sedimento superficial da represa Atibainha (AT2).

Figura 6. Exemplar com espinho do sedimento superficial da represa Salto Grande (SG2).

Figuras 7-9. Exemplares do sedimento superficial da represa Cachoeira (CA4).

Figuras 10-11. Exemplares do sedimento superficial da represa Salto Grande (SG3).

Figuras 12-14. Exemplares do sedimento superficial da represa Salto Grande (SG1).

Figuras 15-16. Exemplares do sedimento superficial da represa Atibainha (AT1).

Figuras 17-19. Exemplares na vista conectival do sedimento superficial da represa Cachoeira (CA3).

Figuras 20-21. Exemplares na vista valvar do sedimento superficial da represa Cachoeira (CA3).

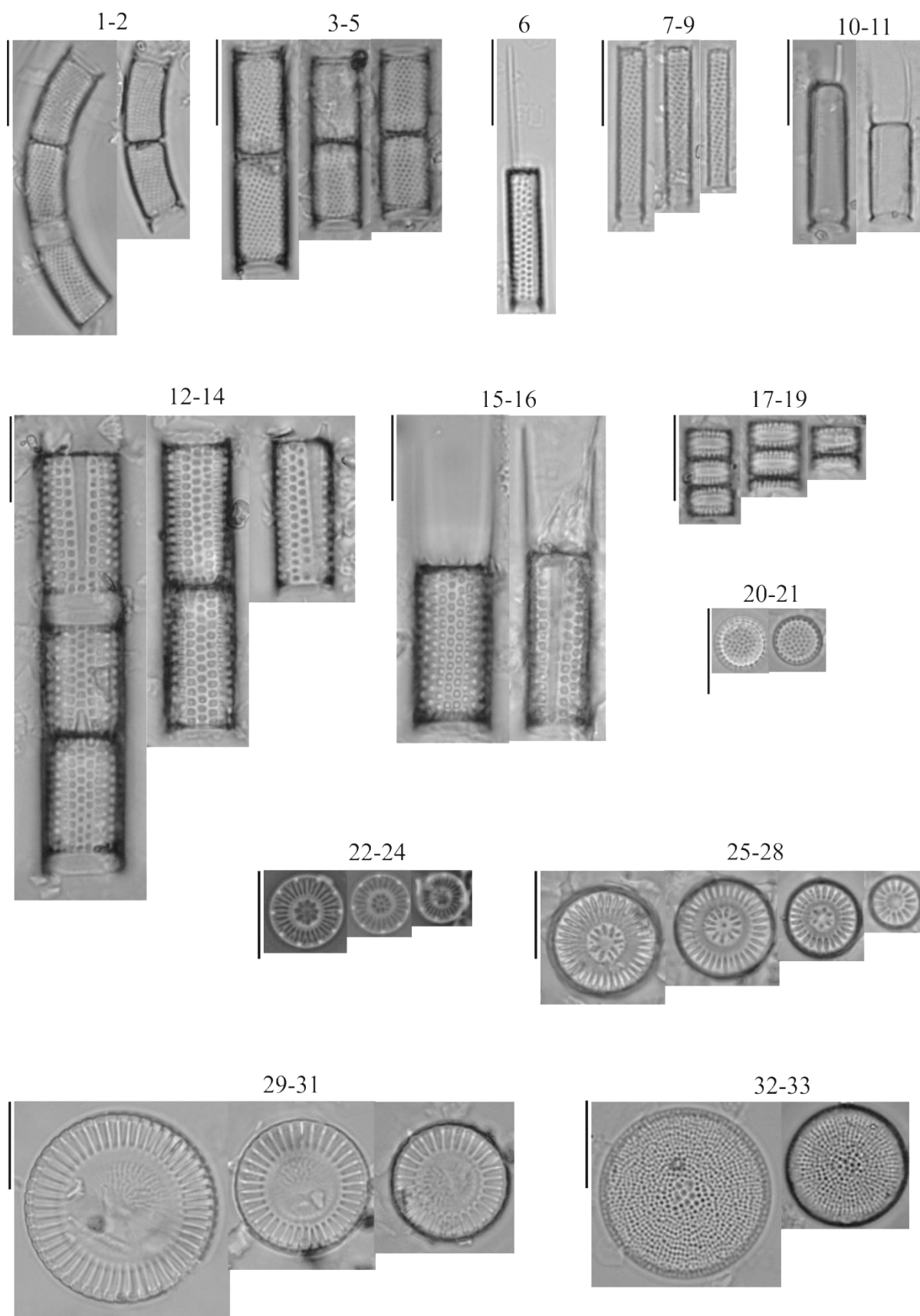
Figuras 22-24. Exemplares do fitoplâncton (verão) da represa Atibainha (AT6).

Figuras 25-28. Exemplares do sedimento superficial da represa Cachoeira (CA2).

Figuras 29-31. Exemplares do sedimento superficial da represa Salto Grande (SG1).

Figuras 32-33. Exemplares do sedimento superficial da represa Atibainha (AT2).

## PRANCHA 1



## Prancha 2

Escala: 10 µm

**Figura 1.** *Asterionella formosa* Hassall

**Figuras 2-4.** *Fragilaria crotonensis* Kitton

**Figuras 5-7.** *Fragilaria gracilis* Østrup

**Figura 8.** *Fragilaria longifusiformis* (Hains & Sebring) Siver, Morales, Van de Vijver, Smits, Hamilton, Lange-Bertalot & Hains

**Figuras 9-10.** *Fragilaria pararupens* Lange-Bertalot, Hofmann & Werum *in* Hofmann & et al.

**Figuras 11-13.** *Fragilaria parva* (Grunow) A.Tuji & D.M.Williams

**Figuras 14-15.** *Ulnaria acus* (Kützing) Aboal

**Figuras 16-18.** *Fragilaria tenuissima* Lange-Bertalot & S.Ulrich

**Figuras 19-20.** *Fragilaria pectinales* (O. F. Müller) Gray

**Figuras 21-24.** *Fragilaria* sp.

**Figura 25.** *Fragilaria tenera* var. *nanana* (Lange-Bertalot) Lange-Bertalot & S.Ulrich

**Figuras 26-29.** *Pseudostaurosira brevistriata* (Grunow) Williams and Round

**Figuras 30-34.** *Rimoneis* sp.

Figura 1. Não foram encontrados exemplares completos. Exemplar do sedimento superficial da represa Salto Grande (SG3).

Figuras 2-4. Exemplares do sedimento superficial da represa Paiva Castro (PC3).

Figuras 5-7. Exemplares do fitoplâncton no verão da represa do Tatu (TU2).

Figura 8. Não foram encontrados exemplares completos. Exemplar do sedimento superficial da represa Paiva Castro (PC4).

Figuras 9-10. Exemplares do fitoplâncton no inverno da represa Salto Grande (SG1).

Figuras 11-13. Exemplares do fitoplâncton no verão da represa do Tatu (TU3).

Figuras 14-15. Exemplares do sedimento superficial da represa Salto Grande (SG1).

Figuras 16-18. Exemplares do sedimento superficial da represa Atibainha (AT5).

Figuras 19-20. Exemplares do fitoplâncton no inverno da represa Jaguari (JA1).

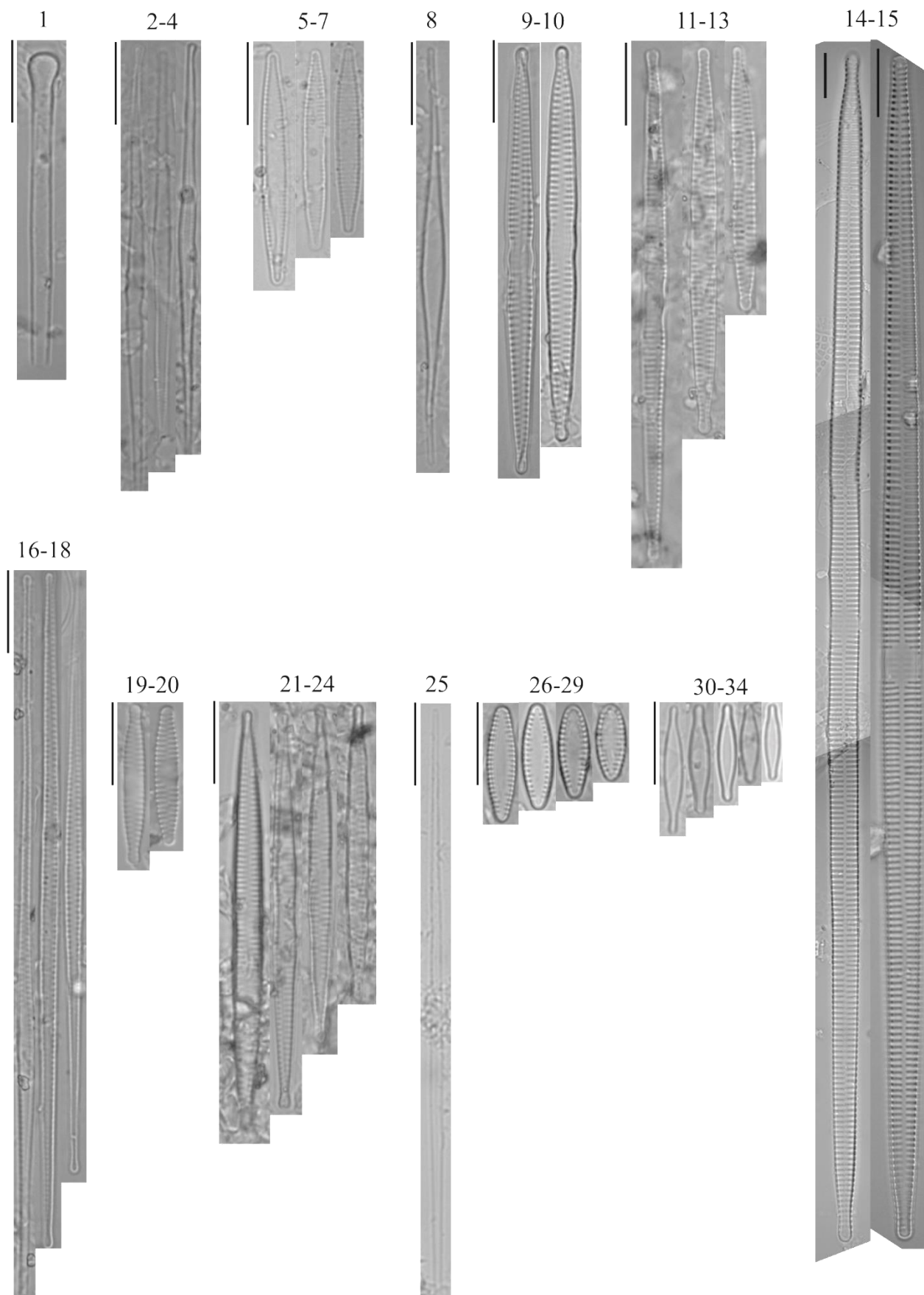
Figuras 21-24. Exemplares do sedimento superficial da represa do Tatu (TU3).

Figura 25. Exemplar do fitoplâncton no verão da represa Paiva Castro (PC3).

Figuras 26-29. Exemplares do sedimento superficial da represa Paiva Castro (PC4).

Figuras 30-34. Exemplares do sedimento superficial da represa Paiva Castro (PC4).

## PRANCHA 2



## Prancha 3

Escala: 10 µm

**Figuras 1-4.** *Eunotia* cf. *camelus* Ehrenberg

**Figuras 5-7.** *Eunotia intricans* H. Lange-Bertalot & D. Metzeltin

**Figuras 8-11.** *Eunotia meridiana* Metzeltin & Lange-Bertalot

**Figuras 12-15.** *Eunotia* sp. nov. 8

**Figuras 16-20.** *Achnanthidium catenatum* (Bily & Marvan) Lange-Bertalot in Lange-Bertalot & Genkal

**Figuras 21-24.** *Achnanthidium exiguum* (Grunow) Czarnecki

**Figuras 25-26.** *Achnanthidium jackie* Rabenhorst

**Figuras 27-29.** *Achnanthidium lineare* W.Smith

**Figuras 30-31.** *Achnanthidium macrocephalum* (Hustedt) Round & Bukhtiyarova

**Figuras 32-34.** *Achnanthidium minutissimum* (Kützing) Czarnecki

**Figuras 35-37.** *Brachisyra microcephala* (Grunow) Compère

**Figuras 38-41.** *Brachisyra* sp.

Figuras 1-4. Exemplares do sedimento superficial da represa do Tatu (TU3).

Figuras 5-7. Exemplares do sedimento superficial da represa Paiva Castro (PC1).

Figuras 8-11. Exemplares do sedimento superficial da represa do Tatu (TU3).

Figuras 12-15. Exemplares do sedimento superficial da represa Atibainha (AT2).

Figuras 16-17. Exemplares na vista conectival do sedimento superficial da represa Atibainha (AT2).

Figuras 18-20. Exemplares na vista valvar do sedimento superficial da represa Cachoeira (CA4).

Figuras 21-24. Exemplares do sedimento superficial da represa Atibainha (AT5).

Figuras 25-26. Exemplares do sedimento superficial da represa Paiva Castro (PC4).

Figuras 27-29. Exemplares do sedimento superficial da represa do Tatu (TU3).

Figuras 30-31. Exemplares do fitoplâncton no inverno da represa Salto Grande (SG1).

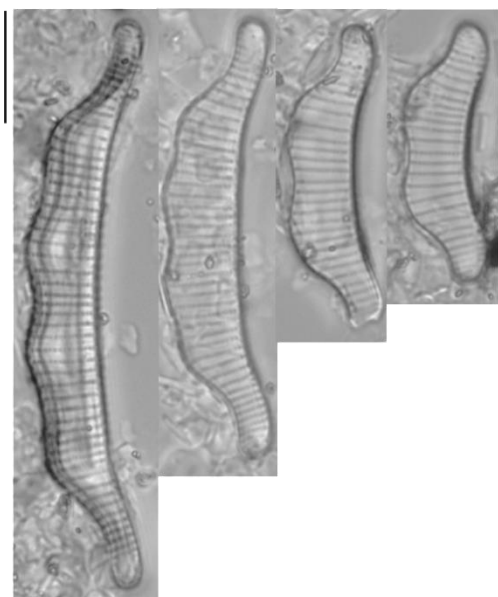
Figuras 32-34. Exemplares do sedimento superficial da represa Paiva Castro (PC4).

Figuras 35-37. Exemplares do sedimento superficial da represa Cachoeira (CA3).

Figuras 38-41. Exemplares do sedimento superficial da represa Atibainha (AT3).

## PRANCHA 3

1-4



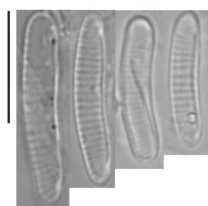
5-7



8-11



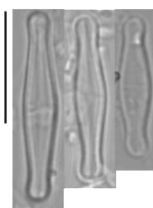
12-15



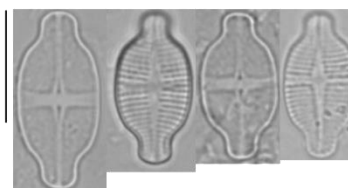
16-17



18-20



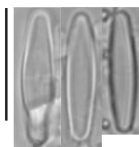
21-24



25-26



27-29



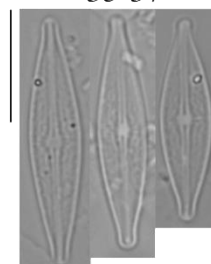
30-31



32-34



35-37



38-41



## Prancha 4

Escala: 10 µm

**Figuras 1-2.** *Frustulia crassinervia* (Brébisson ex W.Smith) Lange-Bertalot & Krammer in Lange-Bertalot & Metzeltin

**Figuras 3-4.** *Diadesmis confervacea* Kützing

**Figuras 5-6.** *Diploneis ovalis* (Hilse) Cleve

**Figuras 7-10.** *Eolimna minima* (Grunow) Lange-Bertalot & W.Schiller in W.Schiller & Lange-Bertalot

**Figuras 11-12.** *Humidophila contenta* (Grunow) Lowe, Kociolek, J.R.Johansen, Van de Vijver, Lange-Bertalot & Kopalová

**Figuras 13-14.** *Geissleria punctifera* (Hustedt) Metzeltin, Lange-Bertalot & García-Rodríguez

**Figuras 15-16.** *Geissleria lateropunctata* (Wallace) Potapova & Winter

**Figuras 17-19.** *Luticola intermedia* (Hustedt) Levkov, Metzeltin & Pavlov in Levkov et al.

**Figuras 20-21.** *Navicula cryptocephala* Kützing

**Figuras 22-23.** *Navicula neomundana* (Lange-Bertalot & Rumrich) Lange-Bertalot, Jarlman & van de Vijver in van de Vijver & Lange-Bertalot

**Figuras 24-27.** *Navicula notha* J.H.Wallace

**Figuras 28-29.** *Navicula symmetrica* R.M.Patrick

Figuras 1-2. Exemplares do sedimento superficial da represa Atibainha (AT6).

Figuras 3-4. Exemplares do sedimento superficial da represa Salto Grande (SG2).

Figuras 5-6. Exemplares do sedimento superficial da represa Atibainha (AT3).

Figuras 7-10. Exemplares do sedimento superficial da represa Paiva Castro (PC4).

Figuras 11-12. Exemplares do sedimento superficial da represa do Tatu (TU3).

Figuras 13-14. Exemplares do fitoplâncton no verão da represa Paiva Castro (PC1).

Figuras 15-16. Exemplares do sedimento da represa Paiva Castro (PC4).

Figuras 17-19. Exemplares do sedimento da represa Jaguari (JA1).

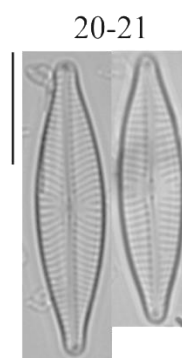
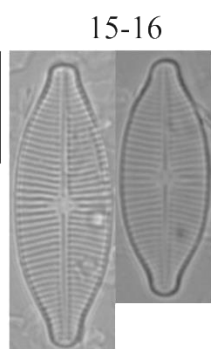
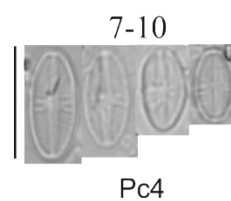
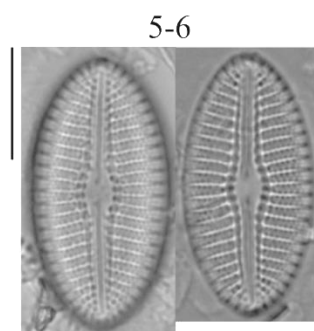
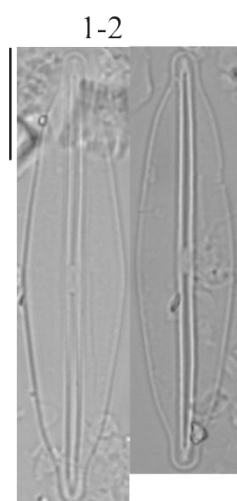
Figuras 20-21. Exemplares do sedimento da represa Salto Grande (SG2).

Figuras 22-23. Exemplares do sedimento da represa Paiva Castro (PC4).

Figuras 24-27. Exemplares do sedimento da represa Cachoeira (CA3).

Figuras 28-29. Exemplares do sedimento da represa do Tatu (TU1).

## PRANCHA 4





## Prancha 5

Escala: 10 µm

**Figuras 1-3.** *Naviculadicta sassiana* Metzeltin & Lange-Bertalot

**Figuras 4-5.** *Sellaphora rostrata* (Hustedt) J.R.Johansen in J.R.Johansen et al.

**Figura 6.** *Sellaphora* sp.

**Figuras 7-9.** *Encyonema silesiacum* (Bleisch) D.G.Mann in Round, R.M.Crawford & D.G.Mann

**Figuras 10-11.** *Encyonema* sp.

**Figuras 12-13.** *Gomphonema hawaiiense* E.Reichardt

**Figuras 14-16.** *Gomphonema lagenula* Kützing

**Figuras 17-19.** *Gomphonema naviculoides* Skabitshevsky [Skabichevskii, Skabichevskij]

**Figuras 20-22.** *Gomphonema parvulum* (Kützing) Kützing

Figuras 1-3. Exemplares do sedimento superficial da represa Atibainha (AT2).

Figuras 4-5. Exemplares do sedimento superficial da represa do Tatu (TU2).

Figura 6. Exemplar do fitoplâncton no verão da represa do Tatu (TU2).

Figuras 7-9. Exemplares do sedimento superficial da represa Atibainha (AT3).

Figuras 10-11. Exemplares do sedimento superficial da represa Paiva Castro (PC3).

Figuras 12-13. Exemplares do sedimento superficial da represa Atibainha (AT1).

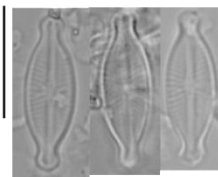
Figuras 14-16. Exemplares do sedimento superficial da represa Cachoeira (CA1).

Figuras 17-19. Exemplares do sedimento superficial da represa Atibainha (AT6).

Figuras 20-22. Exemplares do sedimento superficial da represa Cachoeira (CA1).

## PRANCHA 5

1-3



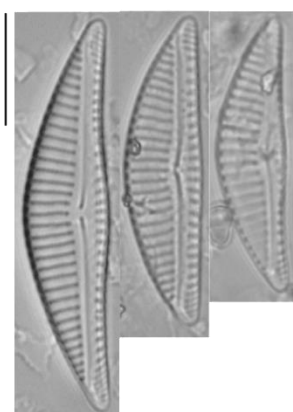
4-5



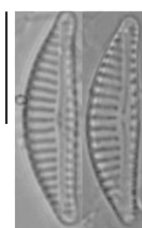
6



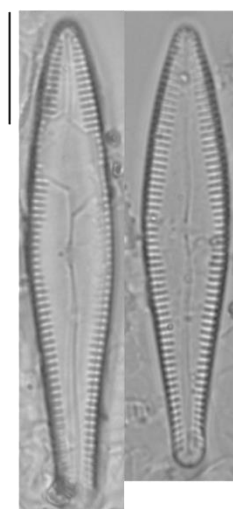
7-9



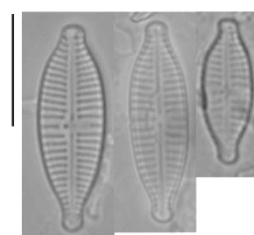
10-11



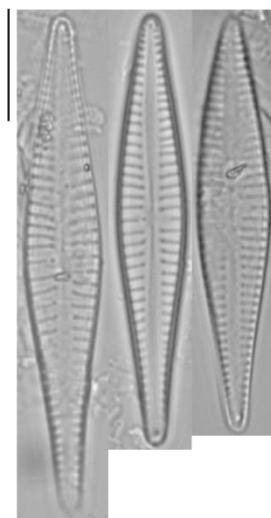
12-13



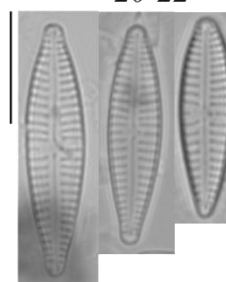
14-16



17-19



20-22



## Prancha 6

Escala: 10 µm

**Figuras 1-3.** *Hantzschia amphioxys* (Ehrenberg) Grunow in Cleve & Grunow

**Figuras 4-7.** *Nitzschia amphibia* Grunow

**Figuras 8-13.** *Nitzschia amphibioides* Hustedt

**Figura 14.** *Nitzschia palea* var. *palea* (Kützing) W.Smith

**Figura 15.** *Nitzschia palea* var. *debilis* (Kützing) Grunow in Cleve & Grunow

**Figuras 16-18.** *Nitzschia perminuta* (Grunow) M.Peragallo

**Figuras 19-21.** *Nitzschia* sp.

Figuras 1-3. Exemplares do sedimento superficial da represa do Tatu (TU1).

Figuras 4-7. Exemplares do sedimento superficial da represa Salto Grande (SG3).

Figuras 8-13. Exemplares do sedimento superficial da represa Cachoeira (CA4).

Figura 14. Exemplar do sedimento superficial da represa Atibainha (AT3).

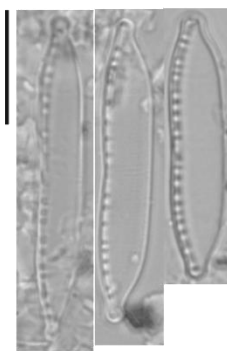
Figura 15. Exemplar do fitoplâncton no verão da represa Atibainha (AT4).

Figuras 16-18. Exemplares do sedimento superficial da represa Paiva Castro (PC4).

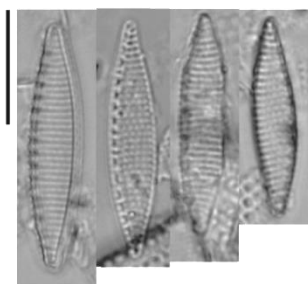
Figuras 19-21. Exemplares do sedimento superficial da represa do Tatu (TU2).

## PRANCHA 6

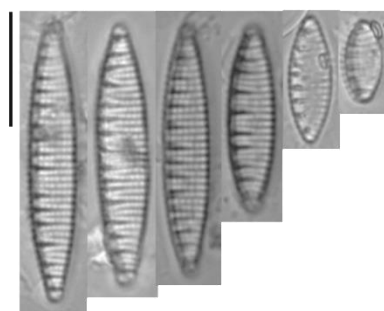
1-3



4-7



8-13



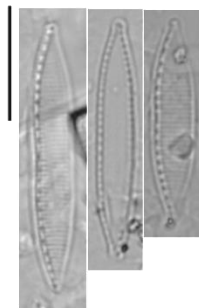
14



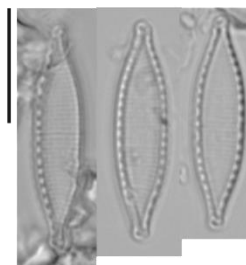
15



16-18



19-21



**Tabela A1.** Medidas dos táxons de diatomáceas do sedimento superficial e fitoplâncton (com abundância relativa  $\geq 2\%$ ) encontrados nas represas da Bacia do rio Piracicaba e do Sistema Cantareira.

| Táxon                                                 | Código do OMNIDIA | Comprimento/<br>Altura manto<br>$\mu\text{m}$ | Largura/<br>Diâmetro<br>$\mu\text{m}$ | Estrias<br>$\text{n}^\circ/10\mu\text{m}$ | Auréolas<br>$\text{n}^\circ/10\mu\text{m}$ | Fíbulas<br>$\text{n}^\circ/10\mu\text{m}$ | Espinhos<br>$\mu\text{m}$ |
|-------------------------------------------------------|-------------------|-----------------------------------------------|---------------------------------------|-------------------------------------------|--------------------------------------------|-------------------------------------------|---------------------------|
| <i>Achnantheidium catenatum</i>                       | ADCT              | 9-19                                          | 2,1-3,2                               | -                                         | -                                          | -                                         | -                         |
| <i>Achnantheidium exiguum</i>                         | ADEG              | 11,5-16                                       | 6-8                                   | 21-23                                     | -                                          | -                                         | -                         |
| <i>Achnantheidium jackie</i>                          | ADJK              | 8-15                                          | 2-3,5                                 | -                                         | -                                          | -                                         | -                         |
| <i>Achnantheidium macrocephalum</i>                   | ADMA              | 9-14                                          | 2-3                                   | -                                         | -                                          | -                                         | -                         |
| <i>Achnantheidium minutissimum</i>                    | ADMI              | 11,5-19                                       | 2-3,5                                 | -                                         | -                                          | -                                         | -                         |
| <i>Achnantheidium lineare</i>                         | ACLI              | 11,5-12                                       | 2-2,8                                 | 12-12                                     | -                                          | -                                         | -                         |
| <i>Asterionella formosa</i>                           | AFOR              | 2-                                            | -                                     | -                                         | -                                          | -                                         | -                         |
| <i>Aulacoseira ambigua</i>                            | AAMB              | 5-13,5                                        | 4,5-8,5                               | 14-21                                     | 14-24                                      | -                                         | -                         |
| <i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i> | AUGA              | 10-20,5                                       | 2,5-5,2                               | 12-18                                     | 12-18                                      | -                                         | 12,5-16                   |
| <i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>granulata</i>    | AUGR              | 14-24                                         | 6-18                                  | 8-12                                      | 8-10                                       | -                                         | 13-19                     |
| <i>Aulacoseira herzogii</i>                           | AUHE              | 12-18                                         | 4,5-5                                 | -                                         | -                                          | -                                         | 9                         |
| <i>Aulacoseira tenella</i>                            | AUTL              | 1,3-2                                         | 4,5-6                                 | 12-18                                     | 2-3                                        | -                                         | -                         |
| <i>Brachysira microcephala</i>                        | BMIC              | 12-24                                         | 4-5                                   | -                                         | -                                          | -                                         | -                         |
| <i>Brachysira</i> sp.                                 | BRSP1             | 13,5-27                                       | 3,2-5                                 | 32-35                                     | -                                          | -                                         | -                         |
| <i>Cyclotella meneghiniana</i>                        | CMEN              | -                                             | 8-29                                  | 7-9                                       | -                                          | -                                         | -                         |
| <i>Diadesmis converfacea</i>                          | DCOF              | 16-20                                         | 6-8                                   | 19-20                                     | -                                          | -                                         | -                         |
| <i>Diploneis ovalis</i>                               | DOVA              | 17,5-28,5                                     | 11-14                                 | 11-13                                     | -                                          | -                                         | -                         |
| <i>Discostella pseudostelligera</i>                   | DPST              | -                                             | 6-8,5                                 | -                                         | -                                          | -                                         | -                         |
| <i>Discostella stelligera</i>                         | DSTE              | -                                             | 6-18,2                                | 10-15                                     | -                                          | -                                         | -                         |
| <i>Encyonema</i> sp.                                  | ENSP1             | 11-22,2                                       | 4-5,8                                 | 10-13                                     | -                                          | -                                         | -                         |
| <i>Encyonema silesiacum</i>                           | ESLE              | 24-48                                         | 6-11,5                                | 9-12                                      | 16-20                                      | -                                         | -                         |
| <i>Eunotia</i> cf. <i>camelus</i>                     | ECAM              | 13-63                                         | 4-8                                   | 9-13                                      | 24-30                                      | -                                         | -                         |
| <i>Eunotia intricans</i>                              | EITC              | 18-40,5                                       | 3-5                                   | 9-14                                      | -                                          | -                                         | -                         |
| <i>Eunotia meridiana</i>                              | EMER              | 21-35                                         | 4-5                                   | 14-15                                     | -                                          | -                                         | -                         |

Tabela A1. Continuação.

| Táxon                                       | Código do OMNIDIA | Comprimento/<br>Altura manto<br>μm | Largura/<br>Diâmetro<br>μm | Estrias<br>nº/10μm | Auréolas<br>nº/10μm | Fíbulas<br>nº/10μm | Espinhos<br>μm |
|---------------------------------------------|-------------------|------------------------------------|----------------------------|--------------------|---------------------|--------------------|----------------|
| <i>Eunotia</i> sp. nov. 8                   | EUSP1             | 10,7-20                            | 2,5-3,5                    | 13-21              | -                   | -                  | -              |
| <i>Fragilaria tenuissima</i>                | FTNU              | 68,5-141                           | 2-2,5                      | 15-16              | -                   | -                  | -              |
| <i>Fragilaria longifusiformis</i>           | FLFU              | 52                                 | 3                          | -                  | -                   | -                  | -              |
| <i>Fragilaria pectinales</i>                | FPEC              | 17-25                              | 2-2,5                      | 16-17              | -                   | -                  | -              |
| <i>Fragilaria crotonensis</i>               | FCRO              | 50-63                              | 1-1,5                      | -                  | -                   | -                  | -              |
| <i>Fragilaria tenera</i> var. <i>nanana</i> | FTNA              | 71-96                              | 1-1,5                      | -                  | -                   | -                  | -              |
| <i>Fragilaria pararupens</i>                | FPRU              | 25-52,5                            | 3-4                        | 14-15              | -                   | -                  | -              |
| <i>Fragilaria parva</i>                     | FPAV              | 29,5-65,5                          | 2-3,2                      | 14-17              | -                   | -                  | -              |
| <i>Fragilaria</i> sp.                       | FRSP1             | 27-59                              | 2-4                        | 14-16              | -                   | -                  | -              |
| <i>Fragilaria gracilis</i>                  | FGRA              | 18-36                              | 2-3                        | 20                 | -                   | -                  | -              |
| <i>Frustulia crassinervia</i>               | FCRS              | 38-59                              | 8-12,5                     | -                  | -                   | -                  | -              |
| <i>Geissleira puctifera</i>                 | GPTF              | 21-26                              | 6-7,5                      | 16-17              | -                   | -                  | -              |
| <i>Geissleria lateropunctata</i>            | GELA              | 18,5-25                            | 7-8,8                      | 17-19              | -                   | -                  | -              |
| <i>Gomphonema naviculoides</i>              | GNAVC             | 22-55                              | 5-8,2                      | 10-15              | -                   | -                  | -              |
| <i>Gomphonema hawaiiense</i>                | GHAW              | 29-45                              | 6,5-8                      | 16-17              | -                   | -                  | -              |
| <i>Gomphonema lagenula</i>                  | GLGN              | 13-24,3                            | 4,2-8                      | 12-17              | -                   | -                  | -              |
| <i>Gomphonema parvulum</i>                  | GPAR              | 11-22,5                            | 4-6                        | 13-17              | -                   | -                  | -              |
| <i>Hantzschia amphoxys</i>                  | HAMP              | 14,5-44                            | 3,5-6,8                    | 24-30              | -                   | -                  | -              |
| <i>Humidophila contenta</i>                 | HUCO              | 7,8-11                             | 2-3,7                      | -                  | -                   | -                  | -              |
| <i>Luticola intermedia</i>                  | LINT              | 12-30                              | 6-7                        | 21-24              | -                   | -                  | -              |
| <i>Navicula cryptocephala</i>               | NCRY              | 24,5-31                            | 5,5-6,5                    | 15-17              | -                   | -                  | -              |
| <i>Navicula neomundana</i>                  | NNMU              | 53-75                              | 9,5-11,5                   | 9-9                | 24-27               | -                  | -              |
| <i>Navicula notha</i>                       | NNOT              | 21-31,7                            | 4-5,5                      | 15-18              | -                   | -                  | -              |
| <i>Navicula symmetrica</i>                  | NSYM              | 33,5-40                            | 6-7                        | 14-16              | -                   | -                  | -              |
| <i>Naviculadicta sassiana</i>               | NDSA              | 12,8-15,5                          | 4-4,8                      | 21-27              | -                   | -                  | -              |

Tabela A1. Continuação.

| <b>Táxon</b>                               | <b>Código do OMNIDIA</b> | <b>Comprimento/<br/>Altura manto</b><br>µm | <b>Largura/<br/>Diâmetro</b><br>µm | <b>Estrias</b><br>nº/10µm | <b>Auréolas</b><br>nº/10µm | <b>Fíbulas</b><br>nº/10µm | <b>Espinhos</b><br>µm |
|--------------------------------------------|--------------------------|--------------------------------------------|------------------------------------|---------------------------|----------------------------|---------------------------|-----------------------|
| <i>Nitzschia palea</i> var. <i>debilis</i> | NPAD                     | 39,5-46                                    | 3,5-4                              | -                         | -                          | 13-14                     | -                     |
| <i>Nitzschia amphibia</i>                  | NAMP                     | 10-31                                      | 4,5-5                              | 17-18                     | -                          | 7-9                       | -                     |
| <i>Nitzschia amphibioides</i>              | NAMH                     | 8-29                                       | 3,5-4,5                            | 16-17                     | -                          | 7-8                       | -                     |
| <i>Nitzschia palea</i>                     | NPAL                     | 25,5-30,5                                  | 3,3-4,3                            | 23-25                     | -                          | 10-12                     | -                     |
| <i>Nitzschia</i> sp.                       | NISP1                    | 19-20,5                                    | 3,5-4,5                            | 23-26                     | -                          | 10-13                     | -                     |
| <i>Nitzschia perminuta</i>                 | NIPM                     | 17-26                                      | 2,1-4                              | 25-26                     | -                          | 10-17                     | -                     |
| <i>Eolimna minima</i>                      | EOMI                     | 6-11,5                                     | 2,5-4,5                            | 12-24                     | -                          | -                         | -                     |
| <i>Pseudostaurosira brevistriata</i>       | PSBR                     | 8,8-19,8                                   | 3-4                                | 16-18                     | -                          | -                         | -                     |
| <i>Rimoneis</i> sp.                        | RISP1                    | 9,2-15,5                                   | 1,5-3                              | -                         | -                          | -                         | -                     |
| <i>Sellaphora</i> sp.                      | SESP1                    | 22-25                                      | 6,5-7                              | 22-23                     | -                          | -                         | -                     |
| <i>Sellaphora rostrata</i>                 | SRTR                     | 19-29                                      | 6,5-8                              | 19-24                     | -                          | -                         | -                     |
| <i>Spicaticribrina rudis</i>               | SPRU                     | -                                          | 8,7-20,5                           | -                         | -                          | -                         | -                     |
| <i>Ulnaria acus</i>                        | UACU                     | 153-267                                    | 5-6,5                              | 10-11                     | -                          | -                         | -                     |





Tabela A2. Continuação.

| Táxons                                         | AT |   |   |   |   |   | CA |   |   |   |   | PC |   |   |   | SG |   |   |   | TU |   |   | JA |   | JC |   |   |   |   |   |   |   |
|------------------------------------------------|----|---|---|---|---|---|----|---|---|---|---|----|---|---|---|----|---|---|---|----|---|---|----|---|----|---|---|---|---|---|---|---|
|                                                | 1  | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 1  | 2 | 3 | 4 | 5 | 1  | 2 | 3 | 4 | 1  | 2 | 3 | 4 | 1  | 2 | 3 | 1  | 2 | 1  | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 |   |
| <i>Fragilaria pectinales</i>                   |    |   |   |   |   |   |    |   |   |   |   |    |   |   |   |    |   |   |   |    |   |   | X  | X | X  | X | X | X | X | X | X |   |
| <i>Fragilaria crotonensis</i>                  | X  |   |   |   |   |   |    |   |   |   |   | X  |   |   |   | X  |   |   |   |    |   |   | X  | X | X  | X | X |   | X | X | X |   |
| <i>Fragilaria tenera</i> var.<br><i>nanana</i> |    |   |   |   |   |   |    |   |   |   |   |    |   |   |   |    |   |   |   |    |   | X |    |   |    |   |   |   |   |   |   |   |
| <i>Fragilaria pararupens</i>                   |    |   |   | X |   | X |    |   |   |   |   |    |   |   |   | X  | X | X |   |    |   |   |    |   |    |   |   |   |   |   |   |   |
| <i>Fragilaria</i> sp.                          |    |   |   |   |   |   |    | X | X | X | X | X  | X |   |   |    |   |   |   |    |   |   |    |   |    |   |   |   |   |   |   |   |
| <i>Fragilaria gracilis</i>                     |    |   |   |   |   |   |    |   |   |   |   |    |   |   |   | X  | X | X |   |    |   |   |    |   |    |   |   |   |   |   |   |   |
| <i>Fragilaria vauchaeriae</i>                  |    |   |   |   |   |   |    |   |   |   |   |    |   |   |   |    |   |   |   |    |   |   | X  | X |    |   | X | X | X | X | X |   |
| <i>Frustulia crassinervia</i>                  |    |   |   |   |   |   |    |   |   |   |   |    |   |   |   |    |   |   |   |    |   |   | X  |   |    | X | X | X |   | X | X |   |
| <i>Geissleira puctifera</i>                    |    |   |   |   |   |   | X  |   |   |   |   | X  | X | X | X |    |   |   |   |    |   |   |    |   |    |   |   |   |   |   |   |   |
| <i>Geissleria lateropunctata</i>               |    |   |   |   |   |   | X  | X | X |   |   | X  | X | X |   |    |   |   |   |    |   | X |    |   |    |   |   |   |   |   |   |   |
| <i>Gomphonema naviculoides</i>                 |    |   |   |   |   |   |    |   |   | X |   | X  |   |   |   |    |   |   |   |    |   |   |    |   |    | X |   |   |   |   |   |   |
| <i>Gomphonema hawaiiense</i>                   |    |   |   |   |   |   |    |   |   | X |   |    | X |   | X | X  |   |   | X |    | X |   | X  | X | X  |   | X |   |   | X |   |   |
| <i>Gomphonema lagenula</i>                     |    |   |   |   |   |   | X  | X |   |   |   | X  |   | X |   | X  | X |   |   | X  | X |   |    |   | X  |   | X | X |   |   |   |   |
| <i>Humidophila contenta</i>                    |    |   |   | X |   |   | X  | X | X |   | X | X  | X | X | X | X  |   |   |   | X  |   |   | X  | X | X  | X | X | X | X | X | X |   |
| <i>Navicula neomundana</i>                     | X  | X |   |   |   |   |    |   |   | X |   | X  | X | X |   |    |   |   |   | X  |   |   |    |   |    |   |   |   |   |   |   |   |
| <i>Navicula notha</i>                          | X  | X | X | X | X | X | X  | X | X | X | X | X  | X | X | X | X  | X | X | X | X  | X | X | X  |   |    | X | X | X | X | X | X | X |
| <i>Naviculadicta sassiana</i>                  |    |   |   |   |   |   |    | X |   |   |   |    |   |   | X |    |   |   |   | X  |   |   |    |   |    |   |   |   |   |   |   |   |
| <i>Nitzschia palea</i> var. <i>debilis</i>     |    | X |   |   |   |   |    |   |   |   |   |    |   |   |   |    |   |   |   | X  |   |   |    |   |    |   |   |   |   |   |   |   |
| <i>Nitzschia amphibia</i>                      |    |   |   |   |   |   |    |   |   |   |   |    |   |   |   | X  | X | X | X |    |   |   |    |   |    |   |   |   |   |   |   |   |
| <i>Nitzschia amphibioides</i>                  | X  | X |   | X |   | X | X  |   | X | X | X | X  | X | X |   |    |   |   |   | X  | X |   | X  | X | X  | X | X | X | X | X | X |   |
| <i>Nitzschia palea</i>                         | X  | X |   |   |   | X | X  | X |   | X | X |    |   |   | X |    |   |   |   | X  | X |   | X  |   |    | X |   | X |   | X | X |   |
| <i>Nitzschia</i> sp.                           |    |   |   |   |   |   |    |   |   |   |   |    |   |   |   |    |   |   |   | X  | X | X |    |   |    |   |   |   |   |   |   |   |
| <i>Sellaphora</i> sp.                          |    |   |   |   |   |   |    |   |   |   |   |    |   |   |   |    |   |   |   | X  |   |   |    |   |    |   |   |   |   |   |   |   |
| <i>Sellaphora rostrata</i>                     |    |   |   |   |   |   | X  |   |   |   |   | X  |   |   |   |    | X |   |   | X  | X | X |    |   |    |   |   |   |   |   |   |   |
| <i>Spicaticribra rudis</i>                     | X  | X |   | X |   | X | X  | X | X | X | X | X  | X |   | X | X  | X | X | X | X  | X | X | X  | X | X  | X | X | X | X | X | X |   |
| <i>Ulnaria acus</i>                            |    |   |   |   |   |   |    |   |   |   |   | X  |   |   |   | X  |   | X | X | X  | X | X |    |   |    |   | X |   |   |   |   |   |



Tabela A3. Continuação.

| Táxons                                         | AT |   |   |   |   |   | CA |   |   |   |   | PC |   |   |   | SG |   |   |   | TU |   |   | JA |   | JC |   |   |   |   |   |   |
|------------------------------------------------|----|---|---|---|---|---|----|---|---|---|---|----|---|---|---|----|---|---|---|----|---|---|----|---|----|---|---|---|---|---|---|
|                                                | 1  | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 1  | 2 | 3 | 4 | 5 | 1  | 2 | 3 | 4 | 1  | 2 | 3 | 4 | 1  | 2 | 3 | 1  | 2 | 1  | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 |
| <i>Fragilaria longifusiformis</i>              |    |   |   |   |   |   |    |   |   |   |   | X  | X | X |   |    |   |   |   |    |   |   |    |   |    |   |   |   |   |   |   |
| <i>Fragilaria pectinales</i>                   |    |   |   |   |   |   |    |   |   |   |   |    |   |   |   |    |   |   |   |    |   |   | X  | X | X  | X |   |   |   | X | X |
| <i>Fragilaria crotonensis</i>                  | X  | X | X | X | X | X | X  |   |   |   | X | X  | X | X | X |    |   |   | X |    | X |   |    |   | X  | X | X | X | X | X |   |
| <i>Fragilaria tenera</i> var.<br><i>nanana</i> |    |   |   |   |   |   |    |   |   |   |   |    |   | X | X |    |   | X | X |    | X | X |    |   |    |   |   |   |   |   |   |
| <i>Fragilaria pararupens</i>                   |    |   |   |   |   |   |    |   |   |   |   |    |   |   |   | X  | X |   |   |    |   |   |    |   |    |   |   |   |   |   |   |
| <i>Fragilaria</i> sp.                          | X  |   |   | X |   |   |    |   |   |   |   |    |   |   |   |    | X |   |   |    |   |   | X  | X | X  | X | X | X | X | X |   |
| <i>Fragilaria gracilis</i>                     |    |   |   |   |   |   |    |   |   |   |   |    |   |   |   | X  | X |   |   | X  | X | X |    |   |    |   |   |   |   |   |   |
| <i>Fragilaria vauchaeriae</i>                  |    |   |   |   |   |   |    |   |   |   |   |    |   |   |   |    |   |   |   |    |   |   | X  |   | X  |   | X |   |   |   |   |
| <i>Frustulia crassinervia</i>                  |    |   |   |   |   |   |    |   |   |   |   |    |   |   |   |    |   |   |   |    |   |   | X  |   | X  | X | X | X |   | X |   |
| <i>Geissleira puctifera</i>                    |    |   |   |   |   |   |    |   |   |   |   | X  | X |   |   |    |   |   |   |    |   |   |    |   |    |   |   |   |   |   |   |
| <i>Geissleria lateropunctata</i>               | X  |   |   |   |   |   | X  | X | X |   |   | X  | X | X |   |    |   |   |   | X  | X | X |    |   |    |   |   |   |   |   |   |
| <i>Gomphonema naviculoides</i>                 |    |   |   |   |   |   |    | X |   |   |   |    |   |   |   |    |   |   |   | X  | X | X |    |   |    |   |   |   |   |   |   |
| <i>Gomphonema hawaiiense</i>                   |    |   | X |   |   |   | X  |   |   |   |   | X  | X |   | X |    |   |   |   | X  | X | X | X  | X |    | X | X | X |   |   | X |
| <i>Gomphonema lagenula</i>                     |    | X |   | X | X |   | X  | X |   | X |   | X  | X |   |   | X  |   |   |   | X  |   | X | X  | X | X  | X | X |   |   |   | X |
| <i>Humidophila contenta</i>                    |    |   |   |   | X |   | X  | X | X | X | X | X  | X | X | X |    |   |   |   | X  | X | X | X  |   | X  | X | X | X |   | X | X |
| <i>Navicula neomundana</i>                     | X  |   |   |   |   |   |    | X |   |   | X | X  | X | X | X |    |   |   |   | X  |   | X |    |   |    |   |   |   |   |   |   |
| <i>Navicula notha</i>                          | X  | X | X | X | X | X | X  | X | X | X | X | X  | X | X | X | X  | X | X | X | X  | X | X |    | X | X  | X | X | X | X | X | X |
| <i>Naviculadicta sassiana</i>                  | X  | X |   |   |   |   | X  | X | X | X | X | X  | X | X | X |    |   |   |   |    |   |   |    |   |    |   |   |   |   |   |   |
| <i>Nitzschia palea</i> var. <i>debilis</i>     | X  | X | X | X | X | X | X  | X | X | X |   | X  | X |   | X |    |   |   |   | X  | X |   |    |   |    |   |   |   |   |   |   |
| <i>Nitzschia amphibia</i>                      |    |   |   |   |   |   |    |   |   |   |   |    |   |   |   | X  | X | X | X |    |   |   |    |   |    |   |   |   |   |   |   |
| <i>Nitzschia amphibioides</i>                  | X  | X | X | X | X | X | X  | X | X | X | X |    | X | X |   |    |   |   |   | X  | X | X | X  | X | X  | X | X | X | X | X | X |
| <i>Nitzschia palea</i>                         |    |   |   | X |   |   | X  | X | X | X | X | X  | X | X | X | X  |   |   |   | X  | X |   |    |   |    |   |   |   |   | X |   |
| <i>Sellaphora</i> sp.                          |    |   |   |   |   |   |    |   |   |   |   |    |   |   |   |    |   |   |   |    | X |   |    |   |    |   |   |   |   |   |   |
| <i>Sellaphora rostrata</i>                     |    |   |   |   |   |   | X  |   |   |   |   |    | X |   |   |    |   |   |   |    | X |   |    |   |    |   |   |   |   |   |   |
| <i>Spicaticribra rudis</i>                     | X  | X | X | X | X | X | X  | X | X | X | X | X  | X | X |   | X  |   | X | X | X  | X | X | X  | X | X  | X | X | X | X | X | X |
| <i>Ulnaria acus</i>                            | X  |   |   |   |   |   |    |   |   |   |   |    |   |   |   | X  |   |   | X | X  | X | X | X  |   |    | X |   | X |   | X |   |

**Tabela A4.** Ocorrência dos táxons de diatomáceas no sedimento superficial com abundância  $\geq 2\%$ . Represas: AT = Atibainha; CA = Cachoeira; PC = Paiva Castro; SG = Salto Grande; TU = Represa do Tatu; JA = Jaguarí; JC = Jacareí. Os números abaixo do código das represas são referentes às estações amostrais.

| Táxons                                                | AT |   |   |   |   |   | CA |   |   |   |   | PC |   |   |   | SG |   |   |   | TU |   |   | JA |   | JC |   |   |   |   |   |   |   |
|-------------------------------------------------------|----|---|---|---|---|---|----|---|---|---|---|----|---|---|---|----|---|---|---|----|---|---|----|---|----|---|---|---|---|---|---|---|
|                                                       | 1  | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 1  | 2 | 3 | 4 | 5 | 1  | 2 | 3 | 4 | 1  | 2 | 3 | 4 | 1  | 2 | 3 | 1  | 2 | 1  | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 |   |
| <i>Achnantheidium catenatum</i>                       | X  | X | X |   |   | X | X  | X | X | X | X | X  | X | X |   |    |   |   | X | X  | X | X | X  | X | X  | X | X | X | X | X | X | X |
| <i>Achnantheidium jackie</i>                          | X  | X | X | X | X | X | X  | X |   | X | X | X  |   |   |   | X  |   |   |   | X  | X | X | X  |   |    |   |   |   |   |   |   |   |
| <i>Achnantheidium minutissimum</i>                    | X  | X | X |   |   |   |    | X | X | X | X |    | X | X | X |    |   |   |   | X  | X | X | X  |   |    |   |   |   |   |   |   |   |
| <i>Achnantheidium lineare</i>                         |    |   |   |   |   |   |    |   |   |   |   |    | X | X |   |    |   |   |   |    |   |   |    |   |    |   |   |   |   |   |   |   |
| <i>Asterionella formosa</i>                           |    |   |   |   |   |   |    |   |   |   |   |    |   |   |   |    | X | X |   |    |   |   |    |   |    |   |   |   |   |   |   |   |
| <i>Aulacoseira ambigua</i>                            | X  | X | X | X | X | X | X  | X | X | X | X | X  | X | X | X | X  | X | X | X | X  | X | X | X  | X | X  | X | X | X |   | X | X | X |
| <i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i> | X  | X | X | X | X | X | X  | X | X | X | X | X  | X | X | X | X  | X | X | X | X  | X | X | X  | X | X  | X | X | X | X |   |   | X |
| <i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>granulata</i>    | X  | X | X |   | X | X | X  | X | X | X | X |    |   | X | X | X  | X | X | X |    | X | X | X  | X | X  | X | X | X | X | X | X | X |
| <i>Aulacoseira tenella</i>                            | X  | X | X | X | X | X | X  | X | X | X | X | X  | X | X | X |    |   |   | X | X  | X | X | X  | X | X  | X | X | X | X | X | X | X |
| <i>Brachysira</i> sp.                                 |    | X | X | X | X | X |    |   |   |   |   |    | X | X |   |    |   |   |   | X  | X | X |    |   |    |   |   |   |   |   |   |   |
| <i>Cyclotella meneghiniana</i>                        |    |   |   |   |   |   |    | X |   |   | X | X  |   |   | X | X  | X |   |   |    |   |   | X  | X | X  | X | X | X | X | X | X | X |
| <i>Discostella stelligera</i>                         | X  | X | X | X | X | X | X  | X | X | X | X | X  | X | X | X | X  | X | X | X | X  | X | X | X  | X | X  | X | X | X | X | X | X | X |
| <i>Encyonema</i> sp.                                  | X  | X |   |   |   |   | X  | X | X |   |   |    |   |   |   |    |   |   | X | X  | X | X |    |   |    |   |   |   |   |   |   |   |
| <i>Encyonema silesiacum</i>                           | X  |   |   |   |   | X | X  | X |   |   | X | X  | X |   |   |    |   |   | X | X  | X | X | X  | X | X  | X | X |   | X | X | X | X |
| <i>Eunotia</i> cf. <i>camelus</i>                     |    |   |   |   |   |   |    |   |   |   |   | X  | X | X |   |    |   |   | X |    |   |   |    |   |    |   |   |   |   |   |   |   |
| <i>Eunotia intricans</i>                              |    |   |   |   | X | X |    | X |   |   |   | X  | X | X |   |    |   |   | X | X  | X | X |    |   |    |   |   |   |   |   |   |   |
| <i>Eunotia</i> sp. nov. 8                             | X  | X | X |   | X | X | X  |   |   |   |   |    |   |   |   |    |   |   | X | X  |   | X |    | X |    |   |   | X | X | X | X | X |
| <i>Fragilaria longifusiformis</i>                     | X  |   | X |   |   |   |    |   |   |   |   |    |   |   |   |    |   |   |   |    |   | X |    |   |    |   |   |   |   |   |   |   |
| <i>Fragilaria parva</i>                               | X  |   |   |   |   | X |    |   |   |   |   | X  | X | X |   |    |   |   |   |    | X | X |    |   |    |   |   |   |   |   |   |   |
| <i>Fragilaria</i> sp.                                 |    |   |   |   |   |   |    |   |   |   |   |    |   | X |   |    |   |   |   |    |   |   |    |   |    |   |   |   |   |   |   |   |
| <i>Geissleria lateropunctata</i>                      | X  |   |   | X |   |   | X  | X |   |   |   | X  | X | X |   |    |   |   | X | X  | X | X |    |   |    |   |   |   |   |   |   |   |
| <i>Gomphonema naviculoides</i>                        |    |   |   |   |   |   |    |   |   |   |   | X  |   | X |   |    |   |   |   | X  |   |   |    |   |    |   |   |   |   |   |   |   |
| <i>Gomphonema lagenula</i>                            | X  |   |   |   | X |   | X  |   |   |   |   | X  | X | X | X | X  |   |   | X | X  | X |   | X  | X | X  |   |   |   | X | X | X |   |

Tabela A4. *Continuação.*

| Táxons                               | AT |   |   |   |   |   | CA |   |   |   |   | PC |   |   |   | SG |   |   |   | TU |   |   | JA |   | JC |   |   |   |   |   |   |   |
|--------------------------------------|----|---|---|---|---|---|----|---|---|---|---|----|---|---|---|----|---|---|---|----|---|---|----|---|----|---|---|---|---|---|---|---|
|                                      | 1  | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 1  | 2 | 3 | 4 | 5 | 1  | 2 | 3 | 4 | 1  | 2 | 3 | 4 | 1  | 2 | 3 | 1  | 2 | 1  | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 |   |
| <i>Gomphonema parvulum</i>           |    |   |   |   |   |   | X  |   |   |   |   | X  | X | X | X |    |   | X | X | X  | X |   |    |   |    |   |   |   | X | X | X |   |
| <i>Hantzschia amphoxys</i>           |    |   |   |   |   |   |    |   |   |   |   | X  | X | X |   |    |   |   |   |    |   | X |    |   |    |   |   |   |   |   |   |   |
| <i>Humidophila contenta</i>          |    |   |   |   | X | X | X  | X | X |   |   | X  | X | X |   |    |   | X |   | X  | X | X | X  | X |    |   |   | X | X | X | X |   |
| <i>Luticola intermedia</i>           |    |   |   |   |   |   |    |   |   |   |   |    |   |   |   |    |   |   |   |    |   |   |    |   |    |   |   | X |   | X | X | X |
| <i>Navicula cryptocephala</i>        |    |   |   | X |   |   |    |   |   |   |   | X  |   |   | X |    |   |   |   |    |   |   | X  | X | X  |   |   | X |   | X | X | X |
| <i>Navicula neomundana</i>           | X  | X | X |   |   |   | X  | X |   |   |   |    |   |   |   |    |   | X |   | X  | X | X |    |   |    |   |   |   |   |   |   |   |
| <i>Navicula notha</i>                | X  | X | X |   | X | X | X  | X | X | X |   | X  | X | X |   |    |   |   |   | X  | X | X |    |   |    |   |   |   |   |   |   |   |
| <i>Navicula symmetrica</i>           |    |   |   |   |   |   | X  |   |   |   |   |    |   |   |   |    |   |   |   | X  |   |   |    |   |    |   |   |   |   |   |   |   |
| <i>Naviculadicta sassiana</i>        |    |   |   |   |   |   | X  | X | X | X | X | X  | X | X |   |    |   |   |   | X  | X | X |    |   |    |   |   |   |   |   |   |   |
| <i>Nitzschia amphibioides</i>        | X  | X | X |   | X | X | X  | X | X | X |   |    |   | X |   |    |   | X |   | X  | X | X | X  | X |    | X | X | X | X | X | X |   |
| <i>Nitzschia palea</i>               |    |   |   |   |   |   |    |   |   |   |   | X  |   |   |   |    |   |   |   |    |   |   |    |   |    |   |   |   |   |   |   |   |
| <i>Nitzschia</i> sp.                 |    |   |   |   |   |   |    |   |   |   |   | X  | X | X |   |    |   |   |   |    |   |   |    |   |    |   |   |   |   |   |   |   |
| <i>Nitzschia perminuta</i>           | X  | X |   |   |   |   |    |   |   |   |   |    |   |   |   |    |   |   |   | X  | X |   |    |   |    |   |   |   |   |   |   |   |
| <i>Eolimna minima</i>                | X  |   |   |   |   |   |    |   |   |   |   |    |   |   |   |    |   |   |   |    |   | X |    |   |    |   |   |   |   |   |   |   |
| <i>Pseudostaurosira brevistriata</i> | X  | X | X | X |   | X |    |   |   |   | X |    |   |   |   |    |   | X |   |    | X | X |    |   |    |   |   |   |   |   |   |   |
| <i>Rimoneis</i> sp.                  | X  |   |   |   |   |   |    |   | X |   |   |    |   |   |   |    |   |   |   |    |   | X |    |   |    |   |   |   |   |   |   |   |
| <i>Sellaphora rostrata</i>           |    |   |   |   |   |   |    |   |   |   |   | X  | X | X |   |    |   |   |   |    | X | X |    |   |    |   |   |   |   |   |   |   |
| <i>Spicaticribra rudis</i>           | X  | X | X | X | X | X | X  | X | X | X |   |    |   | X |   |    |   | X |   | X  | X | X | X  | X |    | X | X | X | X | X | X | X |