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

**PREFERÊNCIAS ECOLÓGICAS E POTENCIAL BIOINDICADOR DAS
DIATOMÁCEAS PARA AVALIAÇÃO DA QUALIDADE AMBIENTAL DE REPRESAS
DO ESTADO DE SÃO PAULO, BRASIL**

ANGELA MARIA DA SILVA LEHMKUHL

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

JULHO 2019

ANGELA MARIA DA SILVA LEHMKUHL

PREFERÊNCIAS ECOLÓGICAS E POTENCIAL BIOINDICADOR DAS
DIATOMÁCEAS PARA AVALIAÇÃO DA QUALIDADE AMBIENTAL DE
REPRESAS DO ESTADO DE SÃO PAULO, BRASIL

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

ORIENTADORA: DRA. DENISE DE CAMPOS BICUDO

L523p

Lehmkuhl, Angela Maria da Silva

Preferências ecológicas e potencial bioindicador das diatomáceas para avaliação da qualidade ambiental de represas do estado de São Paulo, Brasil / Angela Maria da Silva Lehmkuhl. -- Rio Claro, 2019
171 p. : il., tabs., mapas

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista (Unesp),
Instituto de Biociências, Rio Claro
Orientadora: Denise de Campos Bicudo

1. Ecologia vegetal. 2. Fitoplâncton de água doce. 3. Sedimento superficial. 4. Paleolimnologia. 5. Biodiversidade. I. Título.

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Biblioteca do Instituto de Biociências, Rio Claro. Dados fornecidos pelo autor(a).

Essa ficha não pode ser modificada.



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
Câmpus de Rio Claro



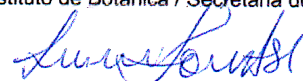
CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

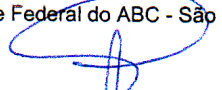
TÍTULO DA TESE: Preferências ecológicas e pontencial bioindicador das diatomáceas para avaliação da qualidade ambiental de represas do estado de São Paulo, Brasil

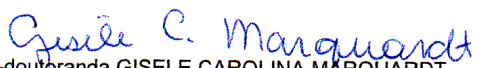
AUTORA: ANGELA MARIA DA SILVA LEHMKUHL
ORIENTADORA: DENISE DE CAMPOS BICUDO

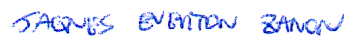
Aprovada como parte das exigências para obtenção do Título de Doutora em CIÊNCIAS BIOLÓGICAS (BIOLOGIA VEGETAL), pela Comissão Examinadora:


Prof.ª. Dr.ª. DENISE DE CAMPOS BICUDO
Instituto de Botânica / Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo


Pesquisadora Doutora Colaboradora LUCIANE FONTANA DA SILVA
Universidade Federal do ABC - São Paulo


Prof. Dr. EDUARDO ALEXIS LOBO ALCAYAGA
Ciências Biológicas / Universidade de Santa Cruz do Sul - Santa Cruz do Sul/RS


Pós-doutoranda GISELE CAROLINA MARQUARDT
Secretaria do Meio Ambiente / Instituto de Botânica - São Paulo


Prof. Dr. JAQUES EVERTON ZANON
Secretaria do Meio Ambiente / Instituto de Botânica - São Paulo

Rio Claro, 12 de julho de 2019

“Toda tarefa, por mais nobre que seja, está destinada a enfrentar problemas e obstáculos. É importante avaliar por completo a finalidade a que nos propomos e quais são os fatores que determinam a nossa conduta. É importante que a pessoa seja verdadeira, honesta e sensata. Suas ações devem ser tão boas para os outros quanto para si própria”

Dalai Lama

*À minha filha Alice e meu esposo Elton,
Aos meus pais Geraldo e Ana Alice,
Aos meus irmãos Izadora e Renato,
às minhas amadas sobrinhas Jaqueline, Rosa e Carolina
Por todo amor, companheirismo e paciência
Dedico.*

AGRADECIMENTOS

Primeiramente quero agradecer ao universo por me proporcionar condições aleatórias ou não para eu realizar o doutorado da melhor maneira que poderia ser. Agradeço aos Budas e Bodisatvas por me proporcionarem sabedoria e calma nos momentos de explosão.

Agradeço grandemente à Professora Dra. Denise de Campos Bicudo, por aceitar me orientar no doutorado. Agradeço à paciência, à convivência e a todos os ensinamentos passados durante as aulas, durante as conversas sobre a tese propriamente dita, até mesmo durante os breves momentos de descontração. Sou muito grata por todo aprendizado que tive nesses quatro anos e tenho um carinho muito grande pela pessoa que você é.

Ao Professor Dr. Carlos Bicudo, por todos os ensinamentos e histórias repassadas ao longo desses anos.

Ao Dr. Saúl Blanco da Universidad de León na Espanha, por dar a oportunidade de eu estagiar, mesmo que durante pouco tempo, e me auxiliar no desenvolvimento do índice de diatomáceas.

À professora Dra. Thelma Ludwig, “escuteeee” obrigada por disponibilizar acesso à vasta bibliografia sobre taxonomia de diatomáceas, por me receber no laboratório, e pela paciência taxonômica para escrita dos artigos. E seguimos!

Ao professor Dr. Bartolomeu Tavares, com quem comecei os estudos de diatomáceas, obrigada por todo ensinamento e amizade.

À professora Dra. Carla Ferragut, por todo o ensinamento transmitido nas aulas e no laboratório.

À Priscila Tremarin, por toda amizade e parceria taxonômica ao longo desses anos.

À Professora Dra. Norma Catarina Bueno, por acompanhar minha iniciação à vida acadêmica desde a graduação.

Ao meu esposo Elton Lehmkuhl, por todo amor, carinho, compreensão, apoio e amizade. Obrigada por sempre compartilhar a vontade de simplesmente ser. Obrigada por me ensinar tanto todos os dias, por me tirar da zona de conforto com manias desconhecidas, por me ensinar o ciclo das quartas e das quintas rsrs, obrigada por me incentivar em todos os meus objetivos, por cuidar tão bem da nossa filha Alice todos os dias e durante as minhas ausências. Obrigada por estar comigo todos os dias

quase que 24 horas por dia. Fazermos o doutorado junto foi um presente que o universo nos proporcionou. Amo-te infinito!

Agradecimento mais que especial à minha filha Alice, que às vezes sai do padrão só para me ensinar que nem tudo está sob nosso controle. Obrigada por me ensinar a ser paciente e por me tirar da frente do computador naquele momento que a ideia está fresca na cabeça. Obrigada por ser tão tão compreensiva quando estive fora. Por ser alegre e divertida e por chorar e me fazer chorar. Você me enche de orgulho todos os dias. Te Amo Filha!

A todos os amigos que fiz durante o doutorado por me receberem tão bem no Instituto de Botânica: Elaine Bartozek, Simone Oliveira “Mone”, Krysna Moraes, Simone Wengrat, Samantha Faustino, Mayara Casartelli, Gisele Marquardt, Livia Costa, Lucineide Santana, Camila Barbosa, Luyza Amaral, Priscilla Denise, Stéfano Zorzal, Thiago Rodrigues, Diego Tavares, Richard Lambrecht, Yukio Hayashi, Ruan Oliveira e Jaques Zanon. Obrigada a todos pelas conversas durante os intervalos criativos, cafezinhos, confraternizações, e a todas as trocas de ideias ao longo dos dias.

A todos os alunos e agora pesquisadores envolvidos no projeto AcquaSed, sem vocês esse trabalho não seria possível.

Agradeço a todos os alunos, alguns já doutores, e técnicos pelo enorme trabalho de campo, no laboratório e na construção do banco de dados. Realmente a união faz a diferença.

Às técnicas Dorinha, Amaryles e Marly por todo o apoio durante a execução do projeto AcquaSed. Dorinha, obrigada por contribuir com as análises de todos os integrantes do projeto AcquaSed, sem você com certeza as análises no laboratório não seriam realizadas com sucesso.

Quero agradecer especialmente à Elaine Bartozek, que desde o início me ajudou e me ensinou tantas coisas. Tenho um carinho muito grande por você.

Às minhas amigas irmãs que o doutorado me deu, Mone e Krysna. Obrigada pela convivência, pelas conversas e desabafos diários e necessários. Obrigada por serem as “BFFs” da Alice. Com certeza vocês contribuíram e muito para o término da tese com cara de férias nas Maldivas, com muita água termal LaRoche. Amo vocês migas!

Agradecimento especial à minha família e esse vai ser longo mesmo!. Não tenho palavras que expressem toda gratidão que tenho a cada um de vocês. À meu pai

Geraldo e minha mãe Ana Alice, por sempre me apoiarem e por me ajudarem a alcançar todos os meus objetivos. Obrigada por toda base, educação e amor, por me ensinarem a ser forte e persistente em meus sonhos. Sou imensamente grata por vocês cuidarem da Alice em todos os momentos que precisei. Obrigada à minha irmã Izadora que esteve presente em minha vida nesses quatro anos, que nos ajudou desde o início de nosso retorno à São Paulo, por ser minha amiga e confiar a mim tantas experiências. Por também cuidar da Alice como se fosse sua filha. Ao meu irmão Renato Izidoro, úuuu, que mesmo longe está pertinho, que está sempre pronto para sanar questionamentos dos mais diversos possíveis. Obrigada pelo ensinamento lógico e psicanalítico dentro da metafísica surrealista. E claro que não poderia deixar de agradecer às minhas sobrinhas Jaqueline Xavier, que com todo seu humor, amor e carinho me fez companhia e sempre deixa meus dias mais calmos, tenho certeza que você vai brilhar em suas escolhas. À Rosa Morena, que mesmo longe sempre me manda um Te Amo Tia, que derrete meu coração. À Carolina Xavier, a “irmã gêmea” um ano mais velha da Alice, que nesses quatro anos juntinhas me ensina a ter paciência e sabedoria para tentar te ajudar a entender seus quereres incompreendidos. Vocês são meu exemplo de amor, compaixão e respeito às diferenças. Amo todos vocês!

Aos meus sogros Adelino e Claudia Lehmkuhl por todo apoio ao longo desses anos, por torcer com nossas conquistas e por toda compreensão durante nossas ausências.

À toda minha família pelas reuniões no sítio e momentos de lazer e descontração. À minha prima Angélica por toda energia quântica transmitida. Amo vocês.

Agradecimento especial à Jane que me ajudou a ter uma vida mais tranquila e organizada, sem você não sei o que seria de nós! Obrigada por todo cuidado, carinho e respeito que tem por nós.

Obrigada à Marcela Chagas, graças à sua sabedoria e conhecimento estou terminando a tese forte e sem dores! À Jolie “teacher” a melhor professora de inglês que eu poderia ter.

Obrigada à Letícia Poli e à Patrícia Leite pelas estadias e momentos de muita risada em Rio Claro.

Ao Instituto de Botânica pela infraestrutura concedida para a realização de todas as etapas que antecederam a tese.

Ao Programa de Pós Graduação em Biologia Vegetal, à todos os técnicos da secretaria por toda atenção e dúvidas sanadas. À todos os professores que contribuíram para minha formação durante o doutorado.

À Universidade Federal do Amazonas, Instituto de Ciências Sociais, Educação e Zootecnia, e ao colegiado de Zootecnia pelo apoio e pela licença de quatro anos para que eu pudesse realizar o doutorado.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Amazonas, pela bolsa de doutorado concedida (Edital N. 003/2015 RH-Interiorização).

À FAPESP (Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo) pelo auxílio temático ao Projeto AcquaSed (Processo nº 2009/53898-9), imprescindível para a realização desta tese.

À banca examinadora pela disposição e disponibilidade em ler a tese e contribuir com valiosas sugestões.

À todos que contribuíram direta e indiretamente para o desenvolvimento dessa tese.

SUMÁRIO

RESUMO GERAL.....	11
SUMMARY	13
INTRODUÇÃO GERAL.....	15
ORGANIZAÇÃO DA TESE	22
ÁREA DE ESTUDO	23
MATERIAL E MÉTODOS GERAIS.....	27
Referências Bibliográficas.....	28
CAPÍTULO 1	38
Abstract.....	38
1. Introduction.....	39
2. Material and methods.....	41
2.1. Study Area	41
2.2. Field work and sampling.....	41
2.3. Ordination analysis and Trophic Diatom Index for Reservoirs models	42
2.4. Applicability of other diatom indices	44
3. Results.....	44
4. Discussion.....	57
5. Conclusions	61
Acknowledgements.....	61
References.....	62
CAPÍTULO 2	76
1. Introdução	77
2. Material e Métodos.....	80
2.1 Área de Estudo.....	80
2.2 Conjunto de Dados para Calibração e Reconstrução Quantitativa da Eutrofização	80
3. Resultados	82
3.1 Conjunto de dados para calibração.....	82
3.2 Modelo diatomácea-fósforo total e função de transferência.....	89
4. Discussão	92
5. Conclusões.....	96
6. Referências Bibliográficas	97
CAPÍTULO 3	103
1. Introdução	104
2. Material e Métodos.....	107
2.2 Área de estudo e amostragem	107
2.3 Traços funcionais das espécies de diatomáceas	107
2.4 Diversidade Funcional (FD) e Taxonômica (TD).....	108
3 Resultados	109
3.1 β -diversidade Taxonômica.....	109
3.2 β -diversidade Funcional	111
3.3 Análise RLQ e fourth corner	113
4. Discussão	127
5. Referências Bibliográficas	131
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	137

APÊNDICE 1	139
APÊNDICE 2	151
APÊNDICE 3	160
APÊNDICE 4	169

RESUMO GERAL

Este estudo baseou-se em um banco de dados limnológicos e biológicos (diatomáceas de sedimento superficial e da coluna da água) de 33 reservatórios com gradiente trófico (ultraoligotrófico a hipereutrófico) distribuídos na região sudeste do Estado de São Paulo. Visou, como primeira etapa, calcular os ótimos e as tolerâncias ecológicas (etapa de regressão) das espécies de diatomáceas com a finalidade de propor um índice de diatomáceas para avaliar o estado trófico de represas, bem como um modelo de função de transferência diatomácea-fósforo (etapa de calibração) para inferir níveis pretéritos de fósforo da água. Além disso, visou avaliar o efeito da eutrofização sobre a homogeneização taxonômica e funcional das comunidades de diatomáceas. As amostras do sedimento superficial ($n = 113$) e do plâncton (verão e inverno, $n = 226$) foram obtidas entre 2009 e 2014. O método da média ponderada (WA) foi utilizado para a etapa de regressão (ótimo e tolerância das espécies), e modelos de regressão clássica e inversa foram testados para a etapa de calibração para a proposição do índice trófico de diatomáceas e para o modelo de função de transferência diatomácea-fósforo. Foram calculados os ótimos e as tolerâncias de fósforo total para 58 (sedimento superficial) e 53 (plâncton) espécies de diatomáceas. O modelo proposto com base nas diatomáceas do sedimento superficial apresentou melhor habilidade ($r^2 = 0.71$, $p < 0.001$, RMSE $49.43 \mu\text{g L}^{-1}$) do que as planctônicas para proposição do índice de estado trófico de represas (TDIR). O modelo de função de transferência apresentou alta habilidade preditiva ($r^2 = 0.80$) e foi baseado em 63 espécies de diatomáceas (sedimento superficial). O modelo foi aplicado ao testemunho da represa Guarapiranga para a etapa de validação. O mesmo foi robusto para classificar e quantificar os níveis de fósforo da água de acordo com as fases paleoambientais da represa ao longo de 100 anos. Os resultados inferidos indicaram que a condição de referência da represa é em torno de $19 \mu\text{g PT L}^{-1}$ (oligotrófico) e o limiar de fósforo pré-eutrofização, em torno de $26 \mu\text{gPT L}^{-1}$ (mesotrófico). O processo de eutrofização contribuiu para a homogeneização taxonômica e funcional da comunidade de diatomáceas do sedimento superficial, enquanto que ambientes oligotróficos influenciaram na homogeneização biótica do plâncton. Este estudo fornece pioneiramente para regiões tropicais um índice de diatomáceas para avaliação da

trofia de represas, bem como um modelo inferencial diatomácea-fósforo para reconstrução quantitativa da eutrofização. Ainda, expande o conhecimento sobre as preferências ecológicas das espécies de diatomáceas tropicais. Tais informações contribuem para avaliação da qualidade da água de reservatórios e fornecem novas ferramentas para o gerenciamento de reservatórios no país e em regiões tropicais.

Palavras-chave: eutrofização, fósforo total, índice trófico de diatomáceas, modelo inferencial, homogeneização biótica, preferências ecológicas, represas tropicais

SUMMARY

This study was based on a limnological and biological database (surface sediment and water column diatoms) of 33 reservoirs with trophic gradient (ultraoligo- to hyperereutrophic) distributed in the southeastern region of São Paulo State. The first aim was to calculate the optimum and ecological tolerances (regression stage) of diatom species in order to propose a diatom index to evaluate the trophic state of reservoirs, as well as a model of diatom-phosphorus transfer function (calibration step) to infer past levels of water phosphorus. In addition, it aimed to evaluate the effect of eutrophication on the taxonomic and functional homogenization of diatom communities. Surface sediment ($n = 113$) and plankton (summer and winter, $n = 226$) samples were obtained between 2009 and 2014. The weighted average (WA) method was used for the regression step (optimal and species tolerance), and classical and inverse regression models were tested for the calibration step for the proposition of the trophic index of diatoms and for the diatom-phosphorus transfer function model. Optimum and tolerances for total phosphorus were calculated for 58 (surface sediment) and 53 (plankton) diatom species. The model based on the surface sediment diatoms presented better ability (r^2 0.71, $p < 0.001$, RMSE $49.43 \mu\text{g L}^{-1}$) than phytoplankton diatom to propose the trophic diatom index of reservoirs (TDIR). The transfer function model showed high predictive ability (r^2 0.80) and was based on 63 diatom species (surface sediment). The model was applied in a core from the Guarapiranga reservoir for the validation step. It was robust to classify and quantify the water phosphorus levels according to the paleoenvironmental phases of this reservoir over 100 years. The inferred results indicated that the reservoir reference condition is around $19 \mu\text{g PT L}^{-1}$ (oligotrophic) and the pre-eutrophication phosphorus threshold around 26 PT L^{-1} (mesotrophic). The eutrophication contributed to the taxonomic and functional homogenization of the surface sediment diatom communities, while oligotrophic environments influenced the biotic homogenization of plankton. This study is pioneer for tropical regions by providing the first trophic diatom index for reservoir, as well as the first diatom-phosphorus inferential model for quantitative reconstruction of eutrophication. It also expands knowledge about the ecological preferences of tropical diatom species. This research contributes to reservoir water quality assessment and provide new tools for reservoir management in the country and tropical regions.

Key words: eutrophication, total phosphorus, trophic diatom-index, inferential model, homogeneização biótica, ecological preferences, tropical reservoirs

INTRODUÇÃO GERAL

A preocupação e o interesse dos ecólogos de ecossistemas aquáticos sobre o processo de eutrofização datam das décadas de 1940 e 1950, quando as consequências da eutrofização cultural incorreram em severo decréscimo da qualidade da água em escala global (Dokulil & Teubner 2011). O processo de eutrofização, definido pelo aumento da produtividade primária devido ao aumento dos teores de fósforo e nitrogênio na água, tem efeitos multifacetados e traz graves consequências diretas e indiretas para a biodiversidade aquática, o funcionamento do ecossistema, saúde humana e usos múltiplos da água, problemas esses usualmente de difícil solução (Le Moal et al. 2019; Beusen et al. 2016; Dokulil & Teubner 2011; Smol 2008).

Dentre os métodos biológicos de monitoramento da qualidade da água, um grupo de algas representado pelas diatomáceas vem sendo amplamente utilizado principalmente na avaliação e reconstrução da eutrofização. As principais características que as tornam bons indicadores ambientais são: (1) ampla distribuição geográfica; (2) elevada riqueza de espécies com diferentes exigências ecológicas, de modo que alterações ambientais podem levar tanto ao desaparecimento de táxons sensíveis, como ao desenvolvimento daqueles que são favorecidos com a mudança, bem como à permanência de táxons tolerantes; (3) ciclo de vida curto e respostas rápidas frente a mudanças ambientais; (4) envoltório celular de sílica (SiO_2) que contribui com a preservação das valvas no sedimento, permitindo sua identificação mesmo quando depositadas por longos períodos e (5) disponibilidade de informações sobre a ecologia de diversas espécies, especialmente para regiões de clima temperado (Bennion et al. 2011, Smol & Stoermer 2010, Smol 2008, Pouličkova et al. 2004, Lobo et al. 2014, Sayer et al. 1999, Bennion 1995).

As diatomáceas despontam como um dos grupos de algas mais ricos em espécies, com cerca de 12.000 descritas e 8.000 ainda desconhecidas (Mann & Vanormelingen 2013). Basicamente, as espécies são reconhecidas pela frústula (parede celular impregnada por sílica) ricamente ornamentada com aréolas e estrias (agregados de poros) e presença de rafe (fenda longitudinal) que pode se estender ao longo do eixo apical, bem como ser rudimentar e até ausente em alguns gêneros (Round et al. 1990). Funcionalmente, estas e as demais estruturas particulares de cada gênero de diatomácea permitem que elas possam habitar os diferentes compartimentos dos ecossistemas aquáticos (planctônico, bentônico e subaéreos) e

colonizar uma ampla variedade de substratos (sedimento, rochas, macrófitas e animais) desde que exista umidade e luminosidade suficientes para sobrevivência da espécie (Julius & Theriot 2010; Wehr & Sheath 2003).

Precisamente não se conhece a data na qual as espécies de diatomáceas começaram a ser utilizadas como indicadoras ambientais (Smol & Stoermer 2010). No entanto, sua aplicação para avaliação ambiental vem sendo principalmente baseada em duas abordagens (Stevenson 2006): (1) inferência das condições de poluição dos ecossistemas aquáticos baseado inicialmente nos estudos de Kolkwitz & Marsson (1908), que possibilitou o desenvolvimento de índices autoecológicos através da composição e preferências ecológicas das espécies (van Dam et al. 2007, 1994; Lange-Bertalot 1979; Zelinka & Marvan 1966) e (2) abordagem com atributos ecológicos, incluindo avaliação sobre a biodiversidade, visando avaliar a integridade ecológica dos ecossistemas. Tal abordagem foi inicialmente baseada nos estudos de monitoramento (Patrick 1949; Patrick & Strawbridge 1963).

Os estudos que visam a avaliar a qualidade de água utilizando diatomáceas abrangem desde o monitoramento da comunidade de diatomáceas bentônicas pelo desenvolvimento de índices numéricos que possibilitam classificar os corpos d'água em categorias de interesse, até a abordagem paleolimnológica, que permite a reconstrução qualitativa e quantitativa da eutrofização. Ambas as abordagens requerem conhecimento sobre as preferências ecológicas das espécies de diatomáceas, representadas pelos ótimos e tolerâncias ambientais para a variável de interesse, ponderadas pela sua abundância (Birks 2010).

O modelo mais utilizado para se calcular o ótimo e a tolerância de cada espécie de diatomácea é o da média ponderada (WA, ter Braak & Looman 1986) que pressupõe que a maior abundância da espécie será atingida próximo ao seu ótimo ecológico e que menores abundâncias ocorrerão em condições menos favoráveis (Birks 2010). A escala numérica em que são dados os valores do ótimo ecológico para cada espécie pode ser expressa dentro de uma escala conveniente que funciona como pesos (Potapova et al. 2004). A maioria dos índices desenvolvidos de diatomáceas baseia-se na equação proposta por Zelinka & Marvan (1961), que utiliza a combinação da abundância das espécies, do índice de sensibilidade à variável de interesse e do valor indicativo das espécies, a qual é dada pela expressão numérica da curva de distribuição de uma dada espécie em relação à variável de interesse. Em âmbito global, a maioria dos índices de diatomáceas foram desenvolvidos com

espécies bentônicas de rios (TDI – Kelly et al. 2009; BDI – Coste et al. 2009; TSI – Lobo et al. 2004; EPI-D – Dell’Uomo 2004; DI-CH – Hürlimann & Niederhauser 2002; IDP – Gómez & Licursi 2001; TI – Rott et al. 1999; SI – Rott et al. 1997; IDAP – Prygiel et al. 1996; CEE – Descy & Coste 1991; SHE – Steinberg & Schiefele 1988; GDI – Rumeau & Coste 1988; IDSE – Leclercq & Maquet 1987; WAT – Watanabe et al. 1986; SI – Sládeček 1986; IPS – Cemagref 1982; DI – Descy 1979), havendo poucas contribuições para sistemas lacustres (Bennion et al. 2014; Stenger-Kovács et al. 2007). Todos estes índices e listas com informações ecológicas das espécies (van Dam et al. 1994; Hofmann 1994; Håkansson 1993; Denys 1991; Lange-Bertalot 1979) estão compilados e constantemente atualizados no software *Omnidia* (Lecointe et al. 1993), o qual permite a fácil consulta sobre a autoecologia das espécies por listas ecológicas e cálculo dos índices desenvolvidos (Passy & Bode 2004).

Embora a base de dados para o desenvolvimento dos índices supracitados não abranja âmbito global, os índices vem sendo amplamente aplicados em diversas regiões para avaliação da contaminação orgânica de rios, a exemplo dos trabalhos na Europa (Lenoir & Coste 1996; Lange-Bertalot 1979; Zelinka & Marvan 1961), África (Bate et al. 2004), Japão (Watanabe et al. 1986), Taiwan (Wu 1999), Canadá (Lavoie et al. 2006), Argentina (Gómez & Licursi 2001), sul do Brasil (Lobo et al. 1996, 2002, 2004, 2014, 2015) e sudeste do Brasil (Bere & Tundisi 2012; 2011a). Posteriormente, o desenvolvimento e a aplicação dos índices buscaram avaliar o estado trófico dos ecossistemas, destacando-se os trabalhos realizados em rios do Reino Unido (Kelly & Witthorn 1995, Kelly (1998a,b), EUA (Stevenson et al. 2008a,b; Sgro et al. 2007; Wang et al. 2005), Austrália (Chessman et al. 2007) e sul do Brasil (Lobo et al. 2014). Embora a eutrofização seja um problema globalmente documentado em sistemas lacustres, índices desenvolvidos especificamente para lagos foi apenas proposto por Stenger-Kovács et al. (2007) para Hungria.

Apesar de todo o levantamento de informações apontar para o uso das espécies de diatomáceas em diferentes escalas geográficas, é importante ressaltar a importância do desenvolvimento de redes de calibração regionais para o sucesso do método. Álvarez-Blanco et al. (2011) ressaltam que índices de diatomáceas desenvolvidos em certas regiões geográficas (ex.: regiões temperadas) são frequentemente utilizados em outras regiões (ex.: tropicais) sem sofrer qualquer tipo de calibração, e que essa problemática tem sido pouco avaliada. Neste sentido, é imprescindível conhecer as exigências ecológicas das espécies em seu ambiente natural e regional, bem como

aprofundar o conhecimento taxonômico e harmonizar o banco de espécies regionais a fim de evitar sub ou superestimação das preferências ecológicas das espécies (Charles et al. 2006; Passy & Bode 2004; Rimet et al. 2004).

Os ótimos e as tolerâncias ecológicas das espécies estão relacionados com a adaptação da população às condições ambientais específicas (Taylor et al. 2007; Potapova & Charles 2005), de modo que espécies indicadoras (especialistas) geralmente apresentam distribuição restrita às condições específicas, ao passo que as espécies tolerantes (generalistas) apresentam maior distribuição e menor exigência ambiental, demonstrando ser ineficientes como indicadores (Birks 2010). É muito provável que as preferências e tolerâncias ecológicas das espécies variem entre regiões geográficas, diferentes habitats e até mesmo ao longo de escalas temporais e espaciais de um mesmo ambiente (Winter & Duthie 2000a). Distribuição, preferências e tolerâncias ecológicas de uma espécie podem ser delimitados pela variabilidade genética relacionada à coexistência de diferentes espécies crípticas (Álvarez-Blanco et al. 2011), ou ainda pela existência de outros grupos de espécies com diferentes exigências ecológicas (Nygaard 1996).

Em estudo recente, sugere-se que as espécies de diatomáceas apresentam maior conservação de nicho relacionado às variáveis limnológicas locais do que aos fatores climáticos (Soininen et al. 2019) e este aspecto fornece suporte para o uso deste grupo para o desenvolvimento de modelos de função de transferência para reconstrução de condições limnológicas pretéritas. O início dos trabalhos com abordagem paleoambiental datam das décadas de 1970 e 1980, a partir do avanço sobre as métricas para cálculos dos ótimos e das tolerâncias das espécies. Destacam-se as funções de transferência diatomácea-pH (Chen et al. 2008; Battarbee et al. 2008; ter Braak & Juggins 1993); diatomácea-fósforo (Tammelin et al. 2019; Chen et al. 2008; Bennion et al. 2005, Miettinen 2003); diatomácea-condutividade (Benito et al. 2015). Abordagens mais recentes envolvem reconstruções paleo-climáticas (Caballero et al. 2019; Lopes & Mix 2018; Gregory-Eaves et al. 1999). A única função de transferência para ambientes lacustres no Brasil foi desenvolvida para reconstrução dos níveis pretéritos da coluna d'água a partir das diatomáceas em um lago na região nordeste (Gomes et al. 2014).

Dentre as comunidades de diatomáceas utilizadas para avaliações ambientais, as bentônicas são as popularmente estudadas, por estarem mais relacionadas às condições ambientais que as espécies planctônicas (Philibert & Prairie 2002). No

entanto, a comunidade do sedimento superficial vem ganhando notoriedade por permitir verificar o efeito integrado das alterações dos ecossistemas, pela capacidade de integrar amostras em escalas espaciais e temporais dos eventos que se acumularam no passado recente, bem como conter táxons de organismos provenientes de todos os habitats do ecossistema (Bennion 1995). Uma rede de calibração inclui amostragens da comunidade de diatomáceas do sedimento superficial ao longo de um gradiente ambiental de interesse (ex. pH, grau trófico, condutividade). A partir de amostras modernas do sedimento (superficial) é possível conhecer as comunidades modernas de diatomáceas em cada ambiente e sua variação ao longo de um gradiente ambiental de interesse, e, então, calcular os ótimos e as tolerâncias ecológicas de cada espécie de diatomácea. Tais informações se constituem na base para a construção dos modelos inferenciais, a exemplo do modelo DI-PT (diatomáceas-fósforo), o qual apresenta grande interesse para o gerenciamento ambiental uma vez que fornece as condições basais dos ecossistemas lacustres, pré-impacto humano, subsidiando metas de recuperação (Bennion et al. 2004, Smol 2008, Bennion & Simpson 2011, Davidson & Jeppsen 2013) e programas de gerenciamento, a exemplo do WFD-*European Council Water Framework Directive* (European Union 2000).

É importante ainda mencionar uma abordagem recente para o biomonitoramento com espécies de diatomáceas (Rimet et al. 2016), que se baseia em ferramentas moleculares, como a técnica *barcoding*, que compara pequenas sequências de DNA para identificação das espécies de diatomáceas (Hamsher et al. 2011). Esta abordagem promete ser mais rápida que os métodos clássicos de contagem e identificação ao microscópio, ao diminuir o tempo em análises microscópicas e reduzir os erros de identificação das espécies (Zimmermann et al. 2014; Rimet et al. 2016). Embora seja uma técnica promissora, a identificação correta das espécies pela comparação das sequências de DNA depende da qualidade da biblioteca onde os códigos estão organizados para que a identificação inequívoca possa ser feita (Zimmermann et al. 2011).

No Brasil, após quatro décadas desde a publicação pioneira de Torgan & Aguiar (1974), os estudos sobre o uso das diatomáceas na bioindicação são ainda relativamente escassos e concentrados, principalmente, em ambientes lóticos subtropicais da região sul do país. Tais estudos abordaram o sistema de sapróbios (ex. Rodrigues & Lobo 2000, Lobo et al. 2002), avaliação do estado trófico com base em diatomáceas epilíticas (ex. Salomoni et al. 2006, Hermany et. al 2006, Düpont et al.

2007, Böhm et al. 2013, Lobo et al. 2010, 2014, 2015) e poucos abrangeram a comparação entre ecossistemas (ex. Hermany et al. 2006, Lobo et al. 2004). Particularmente para o Estado de São Paulo, o conhecimento ecológico das diatomáceas e de seu uso na avaliação da qualidade ecológica dos ecossistemas aquáticos é ainda mais recente e vem crescendo substancialmente após o ano 2000. Os primeiros estudos avaliaram a comunidade de diatomáceas e sua associação com as condições ambientais do rio Monjolinho e seus tributários (Souza 2002, Bere & Tundisi 2011a,b, 2012). Destaca-se a contribuição de Bere (2014) por sere a única que avalia as preferências ecológicas das espécies de diatomáceas em um rio em São Carlos. Nos últimos anos as contribuições para o Estado de São Paulo vem aumentando e abrangem estudos sobre ótimos para fósforo total e avaliação de atributos ecológicos de biodiversidade (Wengrat et al. 2018; Zorzal-Almeida et al. 2017a,b, Bicudo et al. 2016), distribuição espacial e ambiental (Bartozek et al. 2019; Marquardt 2018, 2017) e influência do uso e ocupação do solo (Zorzal-Almeida et al. 2018) sobre a comunidade de diatomáceas. Estudos paleolimnológicos utilizando as diatomáceas, junto a outros marcadores ambientais, para reconstrução qualitativa da eutrofização são ainda muito recentes e raros no Brasil e se iniciaram em represas urbanas da Região Metropolitana de São Paulo (Costa-Böddeker et al. 2012, Fontana et al. 2014).

Mesmo diante de toda informação disponível sobre o uso das diatomáceas como instrumento para avaliações da qualidade ecológica dos ambientes, há grande lacuna de informações para regiões tropicais/subtropicais o que traz limites para o uso desta comunidade para fins de gerenciamento ambiental. Assim sendo, este trabalho buscou preencher algumas lacunas com base em um banco de dados pré-existente (Projeto AquaSed), que inclui dados de diatomáceas e limnológicos de 33 represas com gradiente de trofia distribuídas em cinco bacias hidrográficas na região sudeste do estado de São Paulo. A primeira etapa objetivou caracterizar o ótimo e a tolerância ecológica de espécies de diatomáceas da coluna d'água (fitoplanctônicas) e do sedimento superficial. A partir deste conhecimento os demais objetivos foram a) desenvolver uma rede de calibração para elaboração de um índice de estado trófico de diatomáceas para ser aplicado aos reservatórios; b) avaliar o potencial indicador das comunidades de diatomáceas na qualidade ecológica de represas; c) desenvolver uma função de transferência diatomácea-fósforo a fim de reconstruir os valores pretéritos de fósforo da água da represa Guarapiranga e fornecer valores de referência pré-

eutrofização; e d) avaliar o efeito da eutrofização sobre a beta-diversidade taxonômica e funcional das espécies de diatomáceas. Os objetivos expostos estão pautados nas hipóteses de que 1) associações de espécies de diatomáceas serão indicadoras do gradiente de eutrofização nas represas; 2) as diatomáceas dos sedimentos superficiais fornecerão respostas mais sensíveis à eutrofização do que as planctônicas uma vez que as primeiras fornecem respostas integradas no espaço e tempo e são adequadas para sistemas lênticos; 3) os índices tróficos existentes de diatomáceas não serão adequados para avaliação das represas, uma vez que foram desenvolvidos para ambientes lóticos subtropicais com comunidades epilíticas (BIWQ), epipéllicas (IDP) e com comunidades epifítica de lagos de regiões temperadas (TDIL).

Este estudo fornece pioneiramente para o Brasil e regiões tropicais um índice de diatomáceas para avaliação da trofia de represas, bem como um modelo inferencial diatomácea-fósforo para reconstrução quantitativa de fósforo na água. Ainda, expande o conhecimento sobre as preferências ecológicas das espécies de diatomáceas tropicais e sobre o efeito da eutrofização na homogeneização biótica. Tais informações contribuem para avaliação da qualidade da água de reservatórios em regiões tropicais, bem como para o resgate e conhecimento dos limiares de fósforo antes do início da eutrofização, fornecendo novas ferramentas para o gerenciamento de reservatórios.

Esta proposta está inserida no projeto temático AcquaSed que teve apoio da Fundação de Amparo à Pesquisa do estado de São Paulo (FAPESP) que teve como objetivo central reconstituir o histórico da evolução trófica e de outros impactos antropogênicos na Represa Guarapiranga, situando 33 represas da região sudeste do estado ao longo do gradiente trófico reconstituído. Tal abordagem teve como cerne a integração da paleolimnologia (reconstrução do passado) e neolimnologia (diagnóstico presente) bem como o uso de multitraçadores de impactos antropogênicos, com a finalidade de desenvolver um modelo de função de transferência diatomáceas-fósforo.

ORGANIZAÇÃO DA TESE

A presente tese está organizada em três capítulos que posteriormente serão estruturados para submissão em revistas especializadas de acordo com a temática abordada. Todos os capítulos estão baseados no banco de dados do Projeto AcquaSed que compreende dados biológicos (diatomáceas planctônicas e de sedimento superficial) e limnológicos de 33 represas e 113 unidades amostrais. O **capítulo 1** apresenta o cálculo dos valores de ótimos e tolerâncias ambientais para 58 espécies de diatomáceas de sedimento superficial e 53 do fitoplâncton, e propõe o índice trófico de diatomáceas para represas com base na comunidade que apresentou a melhor resposta. O **capítulo 2** desenvolve a função de transferência diatomácea-fósforo baseado na malha de calibração regional da comunidade de diatomáceas do sedimento superficial. Ainda, neste capítulo, o modelo inferencial reconstrói quantitativamente os níveis de fósforo pretéritos da água na represa de Guarapiranga (1919-2010). E finalmente, o **capítulo 3** contribui com o conhecimento do ótimo ecológico para pH e condutividade das espécies de diatomáceas do sedimento superficial e da coluna d'água, e tem como cerne avaliar o efeito da eutrofização sobre a homogeneização taxonômica e funcional da comunidade de diatomáceas.

ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo compreendeu cinco bacias hidrográficas e 33 reservatórios do estado de São Paulo (Fig. 1, Tabela 1).

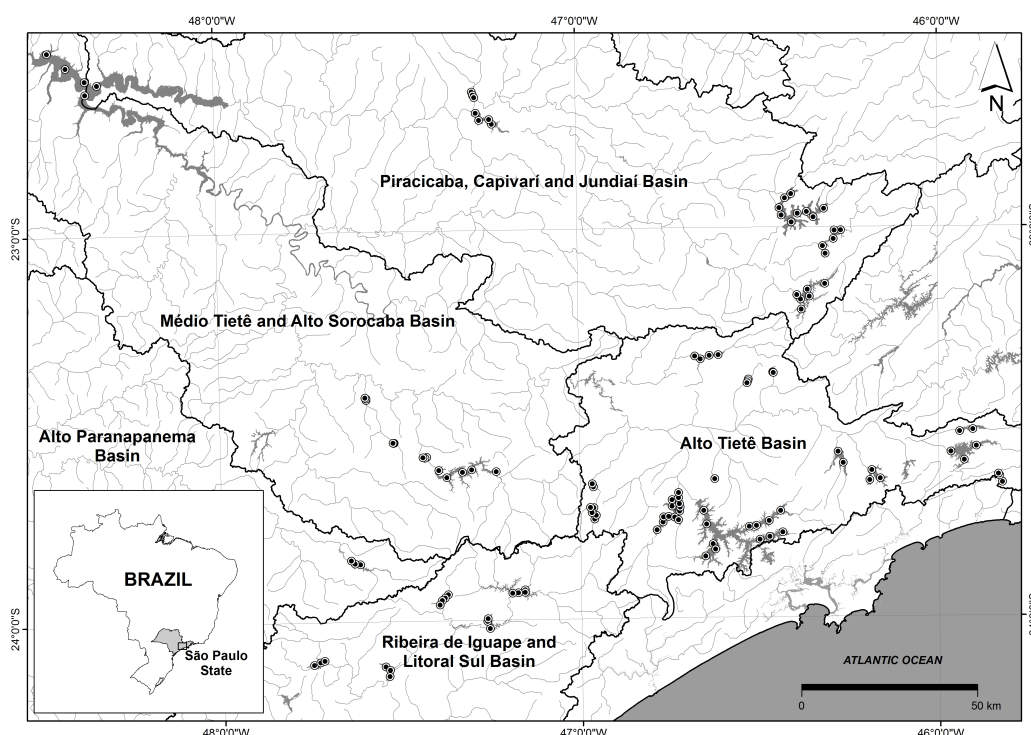


Figura 1 – Mapa das cinco bacias hidrográficas contempladas neste estudo e as 113 unidades amostrais (pontos). (Fonte: Bartozek et al. 2019, adaptado)

Tabela 1 – Represas incluídas no estudo, respectivos códigos, localização geográfica, tipo de coleta e estado trófico de acordo com Lamparelli (2007).

Bacia Hidrográfica	Represas	CR	Coordenadas	IET
Piracicaba/Capivari/Jundiaí	Atibainha	AT	23°08'50"S 46°18'49"O	Oligotrófico
	Cachoeira	CA	23°00'35"S 46°16'05"O	Oligotrófico
	Jacareí	JC	22°57'04.8"S 46°26'19.8"O	Oligotrófico- mesotrófico
	Jaguari	JG	22°54'57.18"S 46°24'19.76"O	Mesotrófico
	Represa do Tatu	TU	22°38'42"S 47°17'10"O	Oligotrófico- mesotrófico
	Salto Grande	SG	22°43'43"S 47°13'56"O	Supereutrófico- hipereutrófico

Continuação Tabela 1

Bacia Hidrográfica	Represas	CR	Coordenadas	IET
Alto Tietê	Cabuçu	CB	23°23'25.6"S 46°31'42.8"O	Mesotrófico
	Cachoeira da Graça	CG	23°39'46.35"S 46°57'47.79"O	Oligotrófico
	Complexo Billings/Rio Grande	RG	23°46'7.44"S 46°31'47.52"O	Mesotrófico-supereutrófico
	Complexo Billings/Rio Pequeno	RP	23°48'8.7"S 46°29'59.7"O	Oligotrófico-mesotrófico
	Complexo Billings/Corpo Central	CC	23°43'36.18"S 46°39'21.48"O	Eutrófico-supereutrófico
	Complexo Billings/Taquacetuba	TQ	23°48'7.44.1"S 46°37'51.24"O	Eutrófico
	Guarapiranga	GUA	23°44'31.32"S 46°46'8.16"O	Mesotrófico-supereutrófico
	Jundiaí	JU	23°38'50.2"S 46°09'48.1"O	Mesotrófico
	Lago das Garças	LG	23°38'44.4"S 46°37'29.9"O	Hipereutrófico
	Lago das Ninfêias	N	23°38'19.9"S 46°37'20.3"O	Mesotrófico
	Paiva Castro	PC	23°19'39"S 46°36'42"O	Oligotrófico
	Paraitinga	PA	23°31'22.0"S 45°54'17.8"O	Mesotrófico
	Pedro Beicht	PB	23°44'44.27"S 46°57'38.58"O	Oligotrófico-mesotrófico
	Ponte Nova	PN	23°33'54.9"S 45°53'43.14"O	Oligotrófico
	Ribeirão do Campo	RC	23°39'31.8"S 46°49'23.22"O	Oligotrófico
	Taiçubepa	TA	23°36'25.9"S 46°15'59.5"O	Mesotrófico
	Tanque Grande	TG	23°22'22"S 46°27'37.4"O	Oligotrófico-mesotrófico

Continuação Tabela 1

Bacia Hidrográfica	Represas	CR	Coordenadas	IET
Médio Tietê/Alto Sorocaba	Barra Bonita	BB	22°38'09.5"S 48°21'11"O	Supereutrófico- hipereutrófico
	Hedberg	HB	23°25'55.86"S 47°35'33.06"O	Mesotrófico- supereutrófico
	Ipaneminha	IP	23°32'33.9"S 47°30'57.24"O	Mesotrófico
	Itupararanga	IT	23°37'11.58"S 47°13'59.34"O	Mesotrófico- eutrófico
	Santa Helena	SH	23°34'49.92"S 47°25'32.64"O	Oligotrófico- mesotrófico
Ribeira de Iguape e Litoral Sul	Cachoeira da Fumaça	FU	24°01'19.5"S 47°15'22.9"O	Ultraoligotrófic o-oligotrófico
	Cachoeira do França	FR	23°55'28.7"S 47°09'25.9"O	Oligotrófico
	Jurupará	JP	23°56'01.8"S 47°22'18.4"O	Mesotrófico
	Salto do Iporanga	SI	24°06'33.7"S 47°44'57.2"O	Mesotrófico
	Serraria	SE	26°06'58.1"S 47°32'59.5"O	Oligotrófico
Alto Parananema	Paineiras	PI	23°51'04.6"S 47°37'49.8"O	Mesotrófico

A bacia Piracicaba/Capivari/Jundiaí alimenta seis reservatórios de abastecimento de água. Destes, quatro formam o Sistema Cantareira (Jaguari-Jacaré, Cachoeira, Atibainha e Paiva Castro) responsáveis pelo abastecimento público de cerca de 46% da população da Região Metropolitana de São Paulo (RMSP) (Whately & Cunha 2009). A qualidade das águas do Sistema Cantareira vem sendo agravada, principalmente pela poluição por esgoto doméstico. As represas de Salto Grande e do Tatu, responsáveis por abastecimento e geração de energia, estão inseridas em áreas de grande concentração populacional e de intensas atividades agrícolas, com estreitas faixas das margens reflorestadas (Zorzal-Almeida et al. 2018).

A bacia do Alto Tietê abrange desde áreas de proteção ambiental até áreas fortemente urbanizadas. Dentre os reservatórios, o Complexo Billings localizado em região densamente urbanizada é considerado o maior reservatório da RMSP com quatro represas, sendo duas de suas represas com condições mesotróficas e duas fortemente eutrofizadas (Wengrat & Bicudo 2011). A represa Guarapiranga está inserida na malha urbana da RMSP e a qualidade de suas águas tem sido comprometida pelas atividades e pela urbanização sem planejamento e saneamento

adequado desde aproximadamente a década de 1990 (Fontana et al. 2014). Os demais reservatórios que compreendem a bacia do Alto Tietê ainda apresentam boa qualidade de água e estão inseridos em áreas da Mata Atlântica e de unidades de conservação, sendo responsáveis pelo abastecimento público das regiões que eles abrangem. Os reservatórios que compreendem a bacia Médio Tietê/Alto Sorocaba estão inseridos em áreas com atividades agrícolas e industriais. Foram inicialmente construídos para atender a demanda por energia elétrica da região centro-oeste do estado de São Paulo, mas ao longo do tempo também passaram a suprir as demandas de abastecimento público da população. E, por fim, as represas inseridas nas bacias Ribeira do Iguape e Litoral Sul e de Paranapanema abrange áreas protegidas e são utilizados principalmente para geração de energia elétrica, mas também para prática da pesca, irrigação e lazer.

MATERIAL E MÉTODOS GERAIS

Em resumo, as amostragens iniciaram-se em agosto de 2009 e terminaram em agosto de 2014. Ao todo abrangeram 113 unidades amostrais distribuídas em 33 reservatórios inseridos em cinco bacias hidrográficas do Estado de São Paulo. As amostragens do compartimento da água foram realizadas em dois períodos (verão e inverno) e a do compartimento sedimentar uma vez, já que este integra maior escala temporal (ca. 1-2 anos) (Smol 2008). As amostragens abrangem 226 amostras fitoplanctônicas (verão e inverno) e 126 de sedimentos superficiais.

Os métodos limnológicos foram descritos no capítulo 1.

A harmonização das identificações do banco de dados de diatomáceas foi feita consultando as imagens das espécies obtidas ao longo das análises e, quando necessário, revisão dos táxons problemáticos com análise ao microscópio óptico binocular Zeiss, Axio Imager A2. Análises quantitativas adicionais para alguns táxons problemáticos também foram realizadas conforme Battarbee et al. (2001).

As informações ecológicas das espécies foram obtidas a partir da revisão de literatura sobre a ecologia dos táxons encontrados e comparados com os dados obtidos a partir da malha de calibração do projeto AcquaSed. O programa OMNIDIA, versão 7.5 (Lecointe et al. 1993) também foi utilizado como banco de consulta sobre a ecologia das espécies, bem como para o cálculo de índices já elaborados como meio de comparação.

As análises estatísticas foram específicas e apresentadas em cada capítulo. Foram realizadas utilizando-se o programa R versão 3.5.3 (R Core Team, www.R-project.org).

Referências Bibliográficas

- Álvarez-Blanco, I.; Cejudo-Figueiras, C.; Bécares, E. & Blanco, S. 2011. Spatio temporal changes in diatom ecological profiles: implications for biomonitoring. *Limnology* 12: 157-168.
- APHA - American Public Health Association, (2005). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. American Public Health Association, Washington DC.
- Archibald, R.E.M. 1972. Diversity in some south african diatom associations and its relation to water quality. *Water Research Pergamon Press* 6: 1229-1238.
- Bartozek, E.C.R., Silva-Lehmkuhl, A.M., Gregory-Eaves, I. & Bicudo, D.C. 2019. Environmental and spatial drivers of surface sediment and water column diatom assemblages in tropical reservoirs. *J. Paleolimnology*: <https://doi.org/10.1007/s10933-019-00083-3>
- Bate, G.; Smailes, P. & Adams, J. 2004. A water quality index for use with diatoms in the assessment of rivers. *Water* 30(4): 493-498.
- Battarbee, R.W. 1986. Diatoms analysis. In: Berglund, B.E. (ed.) *Handbook of Holocene Palaeohydrology*. New York: John Wiley & Sons, p.527-570.
- Battarbee, R.W.; Jones, V.; Flower, R.J.; Cameron, N.; Bennion, H.; Carvalho, L. & Juggins, S. 2001. Diatoms. In: Smol, J.P.; Birks, H.J.B.; Last, W.M. (eds.). *Tracking Environmental Change Using Lake Sediments*. London: Kluwer Academic Publishers. 3: 155-203.
- Battarbee, R.W., Monteith, D.T., Juggins, S., Simpson, G.L., Shilland, E.W., Flower, R.J. & Kreiser, A.M. 2008. Assessing the accuracy of diatom-based transfer functions in defining reference pH conditions for acidified lakes in the United Kingdom. *The Holocene* 18(1): 57-67. doi: 10.1177/0959683607085571
- Bellinger, B.J., Cocquyt, C. & O'Reilly, C.M. 2006. Benthic diatoms as indicators of eutrophication in tropical streams. *Hydrobiologia* 573: 75-87.
- Benito, X., Trobajo, R. & Ibáñez, C. 2015. Benthic diatoms in a Mediterranean delta: ecological indicators and conductivity transfer function for paleoenvironmental studies. *J. Paleolimnol* 54: 171-188.
- Bennion, H. 1995. Surface-sediment diatom assemblages in shallow, artificial, enriched ponds and implications for reconstructing trophic status. *Diatom Research* 10(1): 1-19.
- Bennion, H., Juggins, S. & Anderson, N.J. 1996. Predicting epilimnetic phosphorus concentrations using an improved diatom-based transfer function, and its application to lake eutrophication management. *Environ. Sci. Technol.* 30: 2004–2007.
- Bennion, H., Appleby, P.G. & Phillips, G.L. 2001. Reconstructing nutrient histories in the Norfolk Broads, UK: implications for the role of diatom-total phosphorus transfer functions in shallow lake management. *J. Paleolimnology* 26: 181-204.

- Bennion, H., Fluin, J. & Simpson, G.L. 2004. Assessing eutrophication and reference conditions for Scottish freshwater lochs using subfossil diatoms. *Journal of Applied Ecology* 41: 124-138.
- Bennion, H., Johnes, P., Ferrier, R., Phillips, G. & Haworth, E. 2005. A comparison of diatom phosphorus transfer functions and export coefficient models as tools for reconstructing lake nutrient histories. *Freshwater Biology* 50: 1651-1670. doi:10.1111/j.1365-2427.2005.01428.x
- Bennion, H. & Simpson, G.L. 2011. The use of diatom records to establish reference conditions for UK lakes subject to eutrophication. *J. Paleolimnol* 45: 469-488.
- Bere, T. 2014. Ecological preferences of benthic diatoms in a tropical river system in São Carlos – SP, Brazil. *Tropical Ecology* 55(1): 47-61.
- 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 (2): 39-409.
- 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.
- Beusen, A.H.W.; Bouwman, A.F.; Van Beek, L.P.H.; Mogollón, J.M. & Middelburg, J.J. 2016. Global riverine N and P transport to ocean increased during the 20th century despite increased retention along the aquatic continuum. *Biogeosciences* 13: 2441-2451. doi:10.5194/bg-13-2441-2016
- Beyene, A.; Addis, T.; Kifle, D.; Legesse, W.; Kloos, H. & Triest, L. 2009. Comparative study of diatoms and macroinvertebrates as indicators of severe water pollution: Case study of the Kebena and Akaki rivers in Addis Ababa, Ethiopia. *Ecological Indicators* 9: 381-392.
- Bicudo, C.E.M. & Menezes, M. 2017. Gêneros de algas continentais do Brasil. Chave para identificação e descrições. 3 ed. Editora RIMA, São Carlos. 552 p.
- Bicudo, D.C. 1990. Considerações sobre contagem de algas do perifiton. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 3:459-475.
- Bicudo, D.C., Tremarin, P.I., Almeida, P.D., Zorzal-Almeida, S., Wengrat, S., Faustino, S.B., Costa, L.F., Bartozek, E.C.R., Rocha, A.C.R., Bicudo, C.E.M., Morales, E.A. 2016. Ecology and distribution of *Aulacoseira* species (Bacillariophyta) in tropical reservoirs from Brazil. *Diat. Res.* 31(3), 199-215. <http://dx.doi.org/10.1080/0269249X.2016.1227376>
- Birks, H.J.B., Line, J.M., Juggins, S., Stevenson, A.C., Ter Braak, C.J.F. 1990. Diatoms and pH reconstruction. *Philos. Trans. of the Royal Soc. of London, Biol. Sc.* 327(1240), 263-278.
- Birks, H.J.B. 2010. Numerical methods for the analysis of diatom assemblage data. In: Smol, J.P. & Stoermer, E.F. (eds.) *The diatoms: applications for the environmental and Earth Sciences*. 2 ed. Cambridge: University Press. cap 3: 23-54.

- Böhm, J.S.; Schuch, M.; Düpont, A. & Lobo, E.A. 2013. Response of epilithic diatom communities to downstream nutrient increases in Castelhana stream, Venâncio Aires city, RS, Brazil. *Journal of Environmental Protection* 4: 20-26.
- Bukhtiyarova, L.N. 1999. Classification of diatoms algocoenoses as a useful tool in river biomonitoring. In: Prygiel, J.; Whitton, B.A. & Bukowska, J. (Eds.). *Use of algae for monitoring rivers III*. Agence de L'Eau Artois-Picardie. 114-121.
- Cemagref. 1982. *Etude des méthodes biologiques quantitatives d'appréciation de la qualité des eaux*. Rapport Q.E. Lyon - A.F.B. Rhône-Méditerranée-Corse : 218 p.
- Charles, D.F.; Acker, F.W.; Hart, D.D.; Reimer, C.W. & Cotter, P.B. 2006. Large-scale regional variation in diatom-water chemistry relationships: rivers of the eastern United States. *Hydrobiologia* 561:27-57.
- Chen, G., Dalton, C., Leira, M. & Taylor, D. 2008. Diatom-based total phosphorus (TP) and pH transfer functions for the Irish Ecoregion. *J. Paleolimnol* 40: 143-163. doi: 10.1007/s10933-007-9148-4
- Chessman, B.C., Bate, N., Gell, P.A. & Newall, P. 2007. A diatom species index for bioassessment of Australian rivers. *Marine and Freshwater Research* 58: 542-557.
- 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 Paleol.* 48: 751-766.
- Coste, M., Boutry, S., Tison-Rosebery, J. & Delmas, F. 2009. Improvements of Biological Diatom Index (BDI): description and efficiency of the new version (BDI-2006). *Ecological Indicators* 9: 621-650.
- Davidson, T.A. & Jeppsen, E. 2013. The role of paleolimnology in assessing eutrophication and its impact on lakes. *Journal of Paleolimnology* 49: 391-410.
- Dell'Uomo, A. 2004. *L'indice diatamico di eutrofizzazione/polluzione (EPI-D) nel monitoraggio delle acque correnti-Linee guida*. Agenzia per la Protezione dell'Ambiente e per i Servizi Tecnici, Roma, Firenze.
- 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.
- Descy, J.-P. 1979. A new approach to water quality estimation using diatom. *Nova Hedwigia* 64: 305-323.
- Descy, J.-P & Coste, M. 1991. A test of methods for assessing water quality based on diatoms. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*, 24(4): 2112-2116. doi: 10.1080/03680770.1989.11899905
- 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.
- Dokulil, M.T. & Teubner, K. 2011. Eutrophication and climate change: presente situation and future scenarios. In: Ansari, A.A., Gill, S.S., Lanza, G.R. & Rast, W. (eds) *Eutrophication: causes, consequences and control*. New York: Springer. cap. 1: 1-16.

- European Union. 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. Official Journal of the European Communities 327: 1-73.
- Fontana, L., Bernardes, M.C., Cunha, T.S., Andrade, M.R.M., Albuquerque, A.L.S. & Bicudo, D.C. 2017. Marcadores geoquímicos como traçadores do processo de eutofização. In: Bicudo, C.E.M., Bicudo, D.C. (Eds.) 100 Anos da represa Guarapiranga: lições e desafios. Editora CRV, Curitiba-PR, Brasil. cap. 4: 115-161.
- Fontana, L., Albuquerque, A.L.S., Brenner, M., Bonotto, D.M., Sabaris, 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.
- Golterman, H.L.; Clymo, R.S. & Ohnstad, M.A.M. 1978. Methods for physical and chemical analysis of fresh waters. 2a ed. Oxford: Blackwell Scientific Publications. International Biological Program. 213p.
- Gomes, D.F.; Albuquerque, A.S.L.; Torgan, L.C.; Turcq, B. & Sifeddine, A. (2014). Assessment of a diatom-based transfer function for the reconstruction of lake-level changes in Boqueirão Lake, Brazilian Nordest. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 415: 105-116.
- Gómez, N. & Licursi, M. 2001. The Pampean Diatom Index (IDP) for assessment of rivers and streams in Argentina. *Aquatic Ecology* 35: 173-181.
- Gregory-Eaves, I., Smol, J.P., Finney, B.P. & Edwards, M.E. 1999. Diatom-based transfer functions for inferring past climatic and environmental changes in Alaska, U.S.A. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research* 31(4): 353-365.
- Håkansson, S. 1993. Numerical methods for the inference of pH variations in mesotrophic and eutrophic lakes in southern Sweden – a progress report. *Diatom Research* 8(2): 349-370.
- Hamsher, S.E.; Evans, K.M.; Mann, D.G.; Pouličková, A. & Saunders, G.W. 2011. Barcoding Diatoms: exploring alternatives to COI-5P. *Protist* 162: 405-422.
- Harding, W.R.; Archibald, C.G.M. & Taylor, J.C. 2005. The relevance of diatoms for water quality assessment in South Africa: A position paper. *Water SA* 31(1): 41-46.
- Heino J., Bini L.M., Karjalainen S.M., Mykra 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.
- Hermany, G., Lobo, E.A., Schwarzbald, A. & Oliveira, M.A. 2006. Ecology of the epilithic diatom community in a low-order stream system of the Guaíba hydrographical region: subsidies to the environmental monitoring of Southern Brazilian aquatic system. *Acta Limnologica Brasiliensia* 18: 9-27.
- Hofmann, G. 1994. Aufwuchs-Diatomeen in Seen und ihre Eignung als Indikatoren der Trophie. *Bibliotheca Diatomologica*. Berlin – Stuttgart: J. Cramer. 30: 241p.

- Hürlimann, J., Niederhauser, P., 2002. Méthode d'analyse et d'appréciation des cours d'eau en Suisse, Diatomées, niveau R région. Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage OFEFP, Berne, Version provisoire du 2.1.2002, p. 111.
- Julius, M.L. & Theriot, E.C. 2010. The diatoms: a primer. In: Smol, P. & Stoermer, E.F. (eds). The diatoms: applications for the environmental and earth sciences. 2 ed. Cambridge: University Press. cap 2: 8-22.
- Kelly, M.G. 1998a. Use of community-based indices to monitor eutrophication in European rivers. *Environmental Conservation* 25 (1): 22-29.
- Kelly, M.G. 1998b. Use of the trophic diatom index to monitor eutrophication in rivers. *Wat. Res.* 32 (1): 236-242.
- Kelly, M.G. & Whitton, B.A. 1995. The Trophic Diatom Index: a new index for monitoring eutrophication in rivers. *Journal of Applied Phycology* 7: 433-444.
- Kelly, M.G., Haigh, A., Colette, J. & Zgrundo, A. 2009. Effect of environmental improvements on the diatoms of the River Axe, Southern England. *Fottea* 9: 343–349.
- Kocielek, J.P. 2010. Microscopic in size: macroscopic in impact. Diatom-human interactions. In: Dubinsky, Z. & Seckbach, J. (eds) All flesh is grass, cellular origin, life in extreme habitats and astrobiology 16. Springer Science+Business Media B.V.
- Kolkwitz, R. & Marsson, M. 1908. Ökologie der pflanzliche Saprobien. *Berichte der Deutsche Botanische Gesellschaften* 26: 505–19.
- Lamparelli, M.C. 2004. Graus de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: Avaliação dos métodos de monitoramento. Tese de doutorado, Universidade de São Paulo: São Paulo. 207p.
- Lange-Bertalot, H. 1979. Pollution tolerance of diatoms as a criterion for water quality estimation. *Nova Hedwigia Beiheft* 64: 285-304.
- Lavoie, I.; Campeau, S.; Grenier, M. & Dillon, P. J. 2006. A diatom-based index for water quality assessment in eastern Canada: an application of Canonical Analysis. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 8: 1793-1811.
- Leclercq, L. & Maquet, B. 1987. Deux nouveaux indices chimique et diatomique de qualité d'eau courante : application au Samson et à ses affluents (bassin de la Meuse belge); comparaison avec d'autres indices chimiques, biocénotiques et diatomiques. *Inst. Roy. Sci. Nat. Belg.* 38: 113p.
- Lecointe, C.; Coste, M. & Prygiel, J. 1993. "Omnidia": software for taxonomy, calculation of diatom indices and inventories management. *Hydrobiologia* 269/270: 509-513.
- Le Moal, M.; Gascuel-Oudoux, C.; Ménesguen, A.; Souchon, Y.; Étrillard, C.; Levain, A.; Moatar, F.; Pannard, A.; Philippe, S.; Lefebvre, A. & Pinay, G. 2019. Eutrophication: a new wine in an old bottle? *Science of Total Environment* 651: 1-11. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.139>
- Lenoir, A. & Coste, M. 1996. Development of a practical diatom index of overall water quality applicable to the French national water board network. In Whitton, B. & Rott, E. (eds), *Proceedings of Use of Algae for Monitoring Rivers II*. Institut für Botanik, Universität Innsbruck, Innsbruck: 29-43.

- Lobo, E.A.; Callegaro, V.L.M.; Oliveira, M.A.; Salomoni, S.E.; Schuler, S. & Asai, K. 1996. Pollution tolerant diatoms from lotic systems in the Jacuí basin, Rio Grande do Sul, Brazil. *Iheringia, Serie Botânica* 47: 45-72.
- Lobo, E.A.; Callegaro, V.L.M. & 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 systems in southern Brazil, with special emphasis on eutrophication. *Acta Limnologica Brasiliensia* 16(1): 25-40.
- Lobo, E.A.; Wetzel, C.E.; Ector, L.; Katoh, K.; Blanco, S. & Mayama, S. 2010. Response of epilithic diatom communities to environmental gradients in subtropical temperate Brazilian rivers. *Limnetica* 29(2): 323-340.
- Lobo, E.A.; Wetzel, C.E.; Schuch, M. & Ector, L. 2014. Diatomáceas epilíticas como indicadores da qualidade da água em sistemas lóticos subtropicais e temperados brasileiros. Santa Cruz do Sul: Edunisc. 144p.
- Lobo, E.A.; Schuch, M.; Heinrich, C.D.; Costa, A.B.; Düpont, A.; Wetzel, C.E. & Ector, L. 2015. Development of the Trophic Water Quality Index (TWQI) for subtropical temperate Brazilian lotic systems. *Environmental Monitoring and Assessment* 187: 354-366. doi: [10.1007/s10661-015-4586-3](https://doi.org/10.1007/s10661-015-4586-3)
- Lopes, C. & Mix, A.C. 2018. North Pacific paleotemperature and paleoproductivity reconstructions based on diatom species. *Paleocenography and Paleoclimatology* 33:703-715. <https://doi.org/10.1029/2018PA003352>
- Lowe, R.L. 1974. Environmental requirements and pollution tolerance of freshwater diatoms. Ohio: U. S. Environmental Protection Agency Cincinnati. 334p.
- Mann D.G. & Vanormelingen P. 2013. An inordinate fondness? the number, distributions, and origins of diatom species. *J Eukaryot Microbiol* 60: 414-420.
- Marquardt, G.C., Padial, A.A. & Bicudo, C.E.M. 2018. Variance partitioning of deconstructed tropical diatom communities in reservoirs cascade. *Aquatic Science* 80:17.
- Marquardt, G.C., Blanco, S. & Bicudo, C.E.M. 2017. Distance decay as a descriptor of the diatom compositional variation in tropical reservoirs. *Marine & Freshwater Research* 69(1): 105-113.
- 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.
- Miettinen, J.O. 2003. A diatom-total phosphorus transfer function for freshwater lakes in southeastern Finland, including cross-validation with independent test lakes. *Boreal Environmental Research* 8: 215-228.
- Nygaard, G. 1996. Temporal and spatial development of individual species of plankton algae from European lakes. *Hydrobiologia* 332: 71-91.
- 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. & Bode, R.W. 2004. Diatom model affinity (DMA), a new index for water quality assessment. *Hydrobiologia* 524: 241-251.
- Patrick, R. 1949. A proposed biological measure of stream conditions based on a survey of the Conestoga Basin, Lancaster County, Pennsylvania. *Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia* 101: 277-341.
- Patrick, R. & Strawbridge, D. 1963. Variation in the structure of natural diatom communities. *The American Naturalist*, 97: 51-7.
- Philibert, A. & Prairie, Y.T. 2002. Diatom-based transfer functions for western Quebec lakes (Abitibi and Haute Mauricie): the possible role of epilimnetic CO₂ concentration in influencing diatom assemblages. *Journal of Paleolimnology* 27: 465-480.
- Potapova, M.G.; Charles, D.F.; Ponader, K.C. & Winter, D.M. 2004. Quantifying species indicator values for trophic diatom indices: a comparison of approaches. *Hydrobiologia* 517: 25-41.
- Potapova, M.G. & Charles, D.F. 2005. Choice of substrate in algae-based water-quality assessment. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 24 (2): 415-427.
- Pouličková, A.; Duchoslav, M. & Dokulil, M. 2004. Littoral diatom assemblages as bioindicators of lake trophic status: A case study from perialpine lakes in Austria. *Eur. J. Phycol.* 39: 143-152.
- Prygiel, J., Leveque, L. & Iserentant, R. 1996. A new practical diatom index for the assessment of water quality in monitoring networks. *Rev. Sci. Eau.* 1: 97-113.
- R Development Core Team. 2016. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Reed, J.M. 1998. A diatom-conductivity transfer function for Spanish salt lakes. *J. of Paleolimnol* 19: 399-416.
- Rimet, F.; Chaumeil, P.; Keck, F.; Kermarrec, L.; Vasselon, V.; Kahlert, M.; Franc, A. & Bouchez, A. 2016. R-Systm::diatom: an open-access and curated barcode database for diatoms and freshwater monitoring. *Database* 2016: 1-21. [doi: 10.1093/database/baw016](https://doi.org/10.1093/database/baw016)
- Rimet, F.; Ector, L.; Cauchie, H.M. & Hoffmann, L. 2004. Regional distribution of diatom assemblages in the headwater streams of Luxembourg. *Hydrobiologia* 520: 105-117.
- Rocha, M.P., Bini, L.M., Siqueira, T., Hjort, J., Grönroos, M., Lindholm, M., Karjalainen, S.-M. & Heino, J. 2018. Predicting occupancy and abundance by niche position, niche breadth and body size in stream organisms. *Oecologia* 186: 205-216. <https://doi.org/10.1007/s00442-017-3988-z>
- Rodrigues, L.M. & Lobo, E.A. 2000. Análise da estrutura de comunidades de diatomáceas epilíticas no arroio Sampaio, município de Mato Leitão, RS, Brasil. *Caderno de Pesquisas, Ser. Bot., Santa Cruz do Sul*, 12(2): 5-27.
- Rott, E., Hofmann, G., Pall, K., Pfister, P. & Pipp, E. 1997. Indikationslisten für Aufwuchsalgen in österreichischen Fließgewässern. Teil 1: Saprobienle Indikation. *Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium f. Land- u. Forstwirtschaft, Wien*. 73p.

- Rott, E., Pipp, E., Pfister, P., Van Dam, H., Ortler, K., Binder, N. & Pall, K. 1999. Indikationslisten für Aufwuchsalgen in österreichischen Fließgewässern. Teil 2: Trophieindikation (sowie geochemische Präferenzen, taxonomische und toxikologische Anmerkungen). Wasserwirtschaftskataster herausgegeben vom Bundesministerium f. Land- u. Forstwirtschaft 248p.
- Round, F.E.; Crawford, R.M. & Mann, D.G. 1990. The diatoms. Biology & morphology of the genera. New York, Cambridge University Press. p. 1-129.
- Rumeau, A. & Coste, M. 1988. Initiation à la systématique des diatomées d'eau douce pour l'utilisation pratique d'un indice diatomique generique. Bull. Franç. Pêche Piscic. 309: 1-69.
- Salomoni, S.E., Rocha, O., Callegaro, V.L.M. & Lobo, E.A. 2006. Epilithic diatoms as indicators of water quality in the Gravataí river, Rio Grande do Sul, Brazil. *Hydrobiologia* 559: 233-246.
- Sartory, D.P. & Grobbelaar, J.E. 1984. Extraction of chlorophyll a from freshwater phytoplankton for spectrophotometric analysis. *Hydrobiologia* 114:177-187.
- Sayer C.; Roberts N.; Sadler J.; David C.; Wade P. 1999. Biodiversity changes in a shallow lake ecosystem: a multi-proxy palaeolimnological analysis. *J Biogeogr* 26: 97-114.
- Sgro, G.V.; Reavie, E.D.; Kingston, J.C.; Kireta, A.R.; Ferguson, M.J.; Danz, N.P. & Johansen, J.R. 2007. A diatom quality index from a diatom-based total phosphorus inference model. *Environmental Bioindicators* 2: 15-34.
- Sládeček, V. 1986. Diatoms as indicators of organic pollution. *Acta hydrochim. Hydrobiol.* 14(5): 555-566.
- Smol, J.P. 2008. Pollution of lakes and rivers: a paleoenvironmental perspective. 2 ed. Oxford: Blackwell Publishing. 383p.
- Smol, J.P. & Stoermer, E.F. 2010. The Diatoms: Applications for the Environmental and Earth Sciences. 2 ed. Cambridge University Press, Cambridge. 686p.
- Soininen, J., Jamoneau, A., Rosebery, J., Leboucher, T., Wang, J., Kokociński, M. & Passy, S.I. 2019. Stream diatoms exhibit weak niche conservation along global environmental and climatic gradients. *Ecography* 41:1-8.
- 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. São Carlos: Universidade de São Carlos. 168 p.
- Steinberg, C. & Schiefele, S. 1988. Biological indication of trophy and pollution of running waters. *Z. Wasser Abwasser Forsch* 21: 227-234.
- Stenger-Kóvacs, C.; Buczkó, K.; Hajnal, E. & Padišák, J. 2007. Epiphytic, littoral diatoms as bioindicators of shallow lake trophic status: Trophic Diatom Index for Lakes (TDIL) developed in Hungary. *Hydrobiologia* 589: 141-154.
- Stevenson, R.J. 2006. Refining diatom indicators for valued ecological attributes and development of water quality criteria. In: Ognjanova-Rumenova, N. & Manoylov, K. (eds) *Advances in Phycological Studies*, Moscow: Pensoft Publishers, pp. 365–83.

- Stevenson, R.J.; Pan, Y.; Manoylov, K.M.; Parker, C.A.; Larsen, D.P. & Herlihy, A.T. 2008a. Development of diatom indicators of ecological conditions for streams of the western US. *Journal of North American Benthological Society* 27(4): 1000-1016.
- Stevenson, R.J.; Hill, B.E.; Herlihy, A.T.; Yuan, L.L. & Norton, S.B. 2008b. Algae–P relationships, thresholds, and frequency distributions guide nutrient criterion development. *Journal of the North American Benthological Society* 27: 259-275.
- Tammelin, M.; Kauppila, T.; Miettinen, J. & Jokinen, S. 2019. Eutrophication histories of three contrasting lakes in a naturally nutrient-rich boreal watercourse. *J. Paleolimnology* 61: 165-183.
- Taylor, J.C.; Prygiel, J.; Vosloo, J.; De La Rey, P.A. & Van Rensburg, L. 2007. Can diatom-based pollution indices be used for biomonitoring in South Africa? A case study of the Crocodile West and Marico water management area. *Hydrobiologia* 592: 455-464.
- ter Braak, C.J.F. & Looman, C.W.N. 1986. Weighted averaging, logit regression and the Gaussian response model. *Vegetatio*, 65:3-11.
- ter Braak, C.J.F. & van Dam, H. 1989. Inferring pH from diatoms: a comparison of old and new calibration methods. *Hydrobiologia* 178: 209-223.
- ter Braak, C.J.F. & Juggins, S. 1993. Weighted averaging partial least squares regression (WA-PLS): an improved method for reconstructing environmental variables from species assemblages. *Hydrobiologia* 269/270: 485–502.
- Tibby, J. 2004. Development of a diatom-based model for inferring total phosphorus in southeastern Australian water storages. *J. of Paleolimnology* 31: 23-36.
- Tolloti, M. 2001. Phytoplankton and littoral epilithic diatoms in high mountain lakes of the Adamello-Brenta Regional Park (Trentino, Italy) and their relation to trophic status and acidification risk. *Journal Limnologia* 60(2):171-188.
- 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*.
- van Dam, H. 1979. Diatoms and water quality in lowlands streams in the province of Northern Brabant (The Netherlands). *Hydrobiological Bulletin* 13 (1): 13-21.
- 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 Dam, H.; Stenger-Kovács, C.; Ács, É.; Borics, G.; Buczkó, K.; Hajnal, É.; Soróczki-Pinter, É.; Várbíró, G.; Tóthmérész, B. & Padisák, J. 2007. Implementation of the European Water Framework Directive: Development of a system for water quality assessment of Hungarian running waters with diatoms. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 161(3-4): 339-364.
- Wang, Y.K.; Stevenson, R.J. & Metzmeier, L. 2005. Development and evaluation of a diatom-based index of biotic integrity for the Interior Plateau Ecoregion. *Journal of the North American Benthological Society* 24: 990-1008.

- Watanabe, T., Asai, K. & Houki, A. 1986. Numerical estimation to organic pollution of flowing water by using the epilithic diatom assemblage: Diatom assemblage index – DAIPo. *The Science of the Total Environment* 55: 209-218.
- Wehr, J.D. & Sheath, R.G. 2003. *Freshwater Habitats of Algae*. pp. 11-57, In: *Freshwater Algae of North America: Ecology and Classification*. Academic Press, San Diego, CA.
- Wengrat, S. & Bicudo, D.C. 2011. Spatial evaluation of water quality in an urban reservoir (Billings Complex, southeastern Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia* 23: 200-216.
- Wetzel, R.G. & Likens, G.E. 1991. *Limnological analysis*. New York: Springer Verlag. 331p.
- 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.
- Winter, J.G. & Duthie, H.C. 2000a. Epilithic diatoms as indicators of stream total N and total P concentration. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 19 (1): 32-49.
- Wu, J.-T. 1999. A generic index of diatom assemblages as bioindicator of pollution in the Keelung River of Taiwan. *Hydrobiologia* 397: 79-87.
- Zelinka, M. & Marvan, P. 1961. Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fließender Gewässer. *Archiv für Hydrobiologie* 57 (3): 389-407.
- Zimmermann, J.; Abarca, N.; Enk, N.; Skibbe, O.; Kusber, W.-H. & Jahn, R. 2014. Taxonomic reference libraries for environmental barcoding: a best practice example from diatom research. *Plos One* 9(9): e108793. [doi:10.1371/journal.pone.0108793](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0108793)
- Zorzal-Almeida, S., Bicudo, D.C., Lamparelli, M.C., Ferragut, C., Bicudo, C.E.M. (2017a). Avaliação do índice de estado trófico e sua aplicação na represa Guarapiranga em longa série temporal. In: Bicudo, C.E.M., Bicudo, D.C. (Eds.) 100 Anos da represa Guarapiranga: lições e desafios. Editora CRV, Curitiba-PR, Brasil. pp. 401-428.
- Zorzal-Almeida, S., Bini, L.M., Bicudo, D.C. 2017b. Beta diversity of diatoms is driven by environmental heterogeneity, spatial extent and productivity. *Hydrobiologia* 800, 7-16. doi:10.1007/s10750-017-3117-3
- Zorzal-Almeida, S., Soininen, J., Bini, L.M., Bicudo, D.C. 2017c. Local environment and connectivity are the main drivers of diatom species composition and trait variation in a set of tropical reservoirs. *Freshwater Biology* 62(9), 1551-1563. doi: 10.1111/fwb.12966
- Zorzal-Almeida, S., Salim, A., Andrade, M.R.M, Nascimento, M.N., Bini, L.M. & Bicudo, D.C. 2018. Effects of land use and spatial process in water and surface sediment of tropical reservoirs at local and regional scales. *Science of the Total Environment* 644: 237-246.

CAPÍTULO 1

Developmento of the Trophic Diatom Index for Reservoirs (TDIR) in Brazil

Angela Maria da Silva-Lehmkuhl, Saúl Blanco, Denise C. Bicudo

Abstract

Trophic Diatom Index for Reservoirs (TDIR) is the first index proposal for water trophic quality assessment of tropical reservoirs. It was built using a calibration data set from southeastern Brazil, in São Paulo State. Thirty three reservoirs comprised the calibration set, which ranged from ultraoligotrophic to hypereutrophic conditions. The proposals were developed considering two calibration sets, one from surface sediment diatoms (n=113) and another from phytoplankton diatoms (n= 226). The optimum and tolerances for TP for each diatom species were inferred using WA methods, the indicative values were categorised within trophic classification for tropical reservoirs, and sensibility values were classified according to the range of tolerances of diatom species. The index scores ranged from 1 (ultraoligotrophic) to 6 (hypereutrophic). To evaluate the performance and agreement between observed TP values and predict values by models, the calibration sets were randomly divided in training sets (84 and 169 surface sediment and phytoplankton samples, respectively) and test sets (29 and 57 samples, respectively). Twenty six new records of indicative values are shown, and some well cited species had different optimum and tolerances values in comparison to other well known studies. The TDIR surface sediment set had better performance (r^2 0.71, RMSE 49 $\mu\text{g L}^{-1}$) and agreement with TP observed values than TDIR phytoplankton set (r^2 0.50, RMSE 52 $\mu\text{g L}^{-1}$). TDIR provides an applicable index, and contributes to the evaluation of water quality and ecological status of tropical reservoirs.

Keywords: autoecology, eutrophication, environmental indicators, tropical diatoms, water quality

1. Introduction

Benthic diatom assemblages are well established as indicators of water quality (e.g. Pouličková et al., 2004; Lobo et al., 2004; Potapova and Charles, 2005; Stenger-Kovács et al., 2007), although assemblages from phytoplankton and surface sediment are often discarded in water quality studies.

Phytoplankton populations, due to their short generation time, show fast responses to eutrophication (Ovaskainen et al., 2019), and numerous studies relate them with environmental conditions (e.g. Padisák and Reynolds, 1998; Crossetti and Bicudo, 2005). Therefore, biotic index have been developed for the water quality assessment (Padisák et al., 2006; Crossetti and Bicudo, 2008; Santana et al. 2017), and more recently planktonic diatom index was developed for phosphorus reconstruction in lakes (Reavie et al., 2014) and applied to assess water quality (Hazuková et al., 2018). Moreover, diatoms assemblages from modern sediment records have been used for paleoenvironmental reconstruction of pH (Ter Braak and Van Dam, 1989; Birks et al., 1990), eutrophication (Costa-Böddeker et al., 2012; Fontana et al. 2014), chemical (Guerreiro et al., 2018) and climatic changes (Chiba et al., 2015; Bak and Lee, 2017; Lee et al., 2018). Diatom-based metrics have been proposed for modern sediment samples to assess contemporary water quality conditions (e.g. Sgro et al., 2007; Reavie et al., 2006; Tibby 2004; Bradshaw et al., 2002), which also derive regression analysis adding land use variables to infer environmental quality.

Studies highlight that the diatom assemblages from surface sediment integrate habitats from different compartments of the ecosystem and timescale (Bennion et al., 1995), hence being more structured by environmental variables than spatial factors (Winegardner, 2014; Zorzal-Almeida et al., 2017b; Bartozek et al., 2019), supporting their use in water quality assesment.

Most of diatom indices has been proposed with river benthic (epilithic) diatoms (e. g. Kelly et al., 2009; Álvarez-Blanco et al., 2013; Lobo et al., 2004a), and very few for lakes (Stenger-Kovács et al., 2007; Bennion et al., 2014). However, applying diatom metrics in habitats other than those where the method was developed requires some cautions. Most diatom indices are based on the autecological parameters of each species, which vary to a certain extent both spatially and temporally (Álvarez-Blanco et al., 2011), so is strongly recommended that these

methods should be recalibrated to local conditions (Pipp, 2001; Denys, 2004; Poulíčková et al., 2004; Bennion et al., 2014; Marchetto and Sforzi, 2018).

In Brazil, after almost four decades since the pioneering publication of Torgan and Aguiar (1974), studies with diatoms as bioindicators are still relatively scarce and mainly concentrated in subtropical lotic environments in the southern region of the country (Lobo et al., 2002, 2004a,b; Salomoni et al., 2006). Lobo et al. (2002) published the first and only diatom saprobic Brazilian index using epilithic diatoms to assess the water quality in Guaíba hydrographic basin rivers and streams. Later, Lobo et al. (2004a) developed the Biological Index of Water Quality (BIWQ), which integrates eutrophication and organic pollution.

Brazil is one of the richest countries in water resources (ANA, 2017), and most of the lotic systems have been dammed for the construction of water supply reservoirs. Of increasing concern is the eutrophication in these systems (Kuchinski and Gastaldini, 2018) particularly in urban regions, which affect the effectiveness of water treatment process, thus impairing the multiple services provided by reservoirs (Matsumura-Tundisi and Tundisi, 2003; Tundisi, 2007). In this context, the development of diatom indices for reservoir will provide a new tool to assist water management agencies.

This study is based on a dataset of tropical reservoirs provided by the *AcquaSed* project. It comprises 33 reservoirs along a trophic gradient in five drainage basins in the State of São Paulo. Publications from this tropical reservoir dataset have been demonstrating a stronger influence of the environmental variables over the space driving diatom structuring, and the surface sediment diatoms as more suitable to integrate the environmental conditions than water-column assemblages (Bartozek et al., 2019; Zorza-Almeida et al., 2017a).

The main purpose of this study was to choose the most suitable diatom assemblage, planktonic and surface sediment diatoms, for developing a new index for tropical reservoirs that cover a wide range of trophic conditions. For that, we divided the surface sediment and phytoplankton diatom datasets in training set and test set, and evaluated the model performance based on r^2 and RMSE. The second aim was to test if foreign indices (BIWQ, IDP and TDIL) are suitable for water quality assessment in tropical regions.

2. Material and methods

2.1. Study Area

To obtain a calibration set to develop a trophic diatom index for tropical reservoirs we used a dataset comprised of 33 reservoirs sampled along a trophic gradient (ultraoligotrophic to hypereutrophic), and distributed in five hydrographic basins, which are located in the state of São Paulo, Brazil (see Fig. 1). The study area includes both protected areas and sites related to human activities, such as water supply, electrical power generation, navigation and recreational uses. Reservoir depth ranged from 0.5 to 46 m and the surface area from 0.2 to 241.3 km²; and in order to cover the spatial and trophic gradients, the number of sampling sites in each reservoir ranged from one to seven, totalizing 113 units samples for the calibration set (further information in Bartozek et al., 2019).

2.2. Field work and sampling

Water column, surface sediment and phytoplankton were collected from 2009 to 2014. Water and phytoplankton sampling were performed during winter and summer at three different depths (subsurface, mean depth and 1 m above the sediments) using a van Dorn bottle, and integrated for diatom analysis. Triplicate surface sediment samples for diatom analysis were collected only during winter, using a UWITEC gravity corer, and the first 2 cm of each core were mixed and homogenized into a composite sample.

Total phosphorus (TP, $\mu\text{g L}^{-1}$), dissolved oxygen (DO, mg L^{-1}), nitrate (N-NO_3 , $\mu\text{g L}^{-1}$) and soluble reactive silica (SRS, mg L^{-1}) were determined following Standard Methods (APHA, 2005). Water temperature ($^{\circ}\text{C}$), pH and conductivity ($\mu\text{S cm}^{-1}$) were measured in field using standard electrodes (Horiba U-50). Chlorophyll-*a* ($\mu\text{g L}^{-1}$), corrected for phaeophytin, was measured using 90% ethanol (Sartory and Grobbelaar 1984). For all these variables, the average winter/summer values was considered for subsequent analyses. Reservoir physiographical and limnological characteristics are gathered in Supplementary Table S1. Reservoirs were classified according to their TP levels into six classes: ≤ 8 (ultraoligotrophic), 8.1-19 (oligotrophic), 19.1-52 (mesotrophic), 52.1-120 (eutrophic), 120.1-233

(supereutrophic) and ≥ 233.1 (hypereutrophic), following an adapted Carlson's TSI proposed by Lamparelli (2004) for tropical reservoirs.

Diatom samples were cleaned by oxidation using concentrated hydrogen peroxide (H_2O_2 35%) and hydrochloric acid (HCl 37%) according to Batarbee et al. (2001), then embedded in Naphrax® as mounting medium to prepare permanent microscopy slides. At least 400 diatom valves were counted in each slide until $>90\%$ in counting efficiency was reached (Pappas and Stoermer, 1996), and individual counts were expressed in relative abundance (% of total diatoms in each sample). For the computation of ecological profiles in the calibration set, only species with occurrences above 10% and abundances above 2% in the calibration set were retained. The system of Medlin and Kaczmarska (2004) (supraordinal categories) and Round et al. (1990) (subordinate categories) were used to taxonomic classification. Specialized literature (i.e. Bibliotheca Diatomologica and Iconographia Diatomologica collections), journals and specific sites were used to diatom species identification.

2.3. Ordination analysis and Trophic Diatom Index for Reservoirs models

We transformed ($\log x + 1$) environmental variables (except pH) to improve data normality. Principal Components Analysis (PCA) was performed to visualize the samples distributions according to environmental variables. PCA was undertaken according to default of *rda()* function from *vegan* package (Oksanen et al. 2017), using the software R (version 3.4.3, R Core Team 2016).

The procedure to diatom index development comprised: a) a regression step to calculate the optimum and tolerances of each diatom species against TP levels for the phytoplankton and sediment training sets (TP phyto and TP sed, respectively); b) a calibration step where these two TP models were calibrated, and c) the proposal of the best-performance model as a Trophic Diatom Index for Reservoirs (TDIR).

The optimum and tolerance values with respect to TP concentrations were estimated by weighted averaging (WA, ter Braak and van Dam, 1989) which assumes that species reach maximal abundances near their ecological optimum (Birks et al., 1990). This optimum is calculated in the regression step following the equation:

$$\hat{u}_k = \frac{\sum_{i=1}^n y_{ik} x_i}{\sum_{i=1}^n y_{ik}}$$

where, $\hat{u}_k$ is the optimum value for a given environmental variable for a k species, x_i is the value of this variable at site i and y_{ik} is the abundance of species k at site i . The tolerance of each taxon is calculated as the weighted standard deviation (Birks et al., 1990):

$$Tol = \left[\frac{\sum_{i=1}^n y_{ik} (x_i - \hat{u}_k)^2}{\sum_{i=1}^n y_{ik}} \right]^{1/2}$$

where, Tol is the tolerance of species k , x_i is the value of the variable measured at site i , and $\hat{u}$ is the optimum value of species k .

The TP optima inferred ($\hat{u}$) for each species were rescaled to obtain the indicative values (iv). The scale corresponds to the six trophic classes, and the, species received $iv=1$ for $\hat{u} \leq 8$; $iv=2$ ($\hat{u}$ between 8.1 and 19), $iv=3$ ($\hat{u}$ between 19.1 and 52); $iv=4$ ($\hat{u}$ between 52.1 and 120); $iv=5$ ($\hat{u}$ between 120.1 and 233); $iv=6$ ($\hat{u} \geq 233.1$). The tolerance values were rescaled from 1 to 3 to obtain their sensibility value (s). Species with large tolerances (generalists) are not considered good indicators, so received less weight. Species with tolerance range spanning all trophic categories received value one, value 2 for species spanning two trophic categories, and value 3 for restricted species to only one trophic category.

Finally, the Trophic Diatom Index for Reservoir (TDIR) is calculated following the equation by Zelinka and Marvan (1961), using the abundance (ab), sensibility values (s), and indicative values (iv) of each diatom species (k):

$$TDIR = \frac{\sum ab_k s_k iv_k}{\sum ab_k s_k}$$

TDIR scores ranged from 1 (ultraoligotrophic) to 6 (hypereutrophic).

The surface sediment dataset (113 samples) and phytoplankton dataset (226 samples) were randomly divided in order to obtain training and test sets. Seventy-five per cent from each dataset (84 from surface sediment and 169 phytoplankton) comprised the training set, and the remaining (29 from surface sediment and 57

phytoplankton) represented the test set. To divide the datasets, we used the basic functions of software R, *floor()* and *sample()* to separate the 75% of dataset and to randomize the samples, respectively.

The model performances were evaluated by r^2 value and root mean squared error (RMSE) (Ter Braak and Looman, 1986; Ter Braak and van Dam, 1989) between the observed and inferred TP values for the training and test set. The RMSE was calculated using the *rmse()* function of *Metrics* package (Hammer et al., 2018). Pearson's χ^2 statistics was used to compare quantitatively observed and inferred TP values, and was calculated using the *chisq.test()* function of *stats* package (R Core Team 2016).

2.4. Applicability of other diatom indices

Commonly used diatom indices were also applied using both diatom assemblages from surface sediment and phytoplankton dataset by means of Omnidia software version 6 (Lecointe et al., 1993). Particularly, we used the Biological Index of Water Quality (BIWQ, Lobo et al., 2004), the only metric developed for south Brazilian rivers; the Pampean Diatom Index (IDP, Gómez and Licursi, 2001), developed for Argentina; and the Trophic Diatom Index for Lakes (TDIL, Stenger-Kovács et al., 2007), the only index for lake diatoms. The resulting scores were related to measured TP values by regression statistics.

3. Results

The PCA analysis shows the ordination of sampling sites along a trophic gradient, with the ultraoligotrophic and oligotrophic sites along the negative side of axis 1, the mesotrophic sites near the center, and highly eutrophized sites on the positive side of axis 1 (Fig. 1). Higher trophic states were mainly associated with higher values of conductivity, total phosphorous and ammonium and low transparency. With respect to environmental variables, Secchi depth (transparency) values ranged from 0.32 m to 4.16 m, decreasing towards eutrophicated reservoirs. Variables with increasing values towards eutrophicated reservoirs were conductivity,

which ranged from 10.4 to 435.33 $\mu\text{S cm}^{-1}$, PT from 4 to 442 $\mu\text{g L}^{-1}$, and NH_4 from 8.2 to 4662 $\mu\text{g L}^{-1}$ (for more details see Supplementary Table S1).

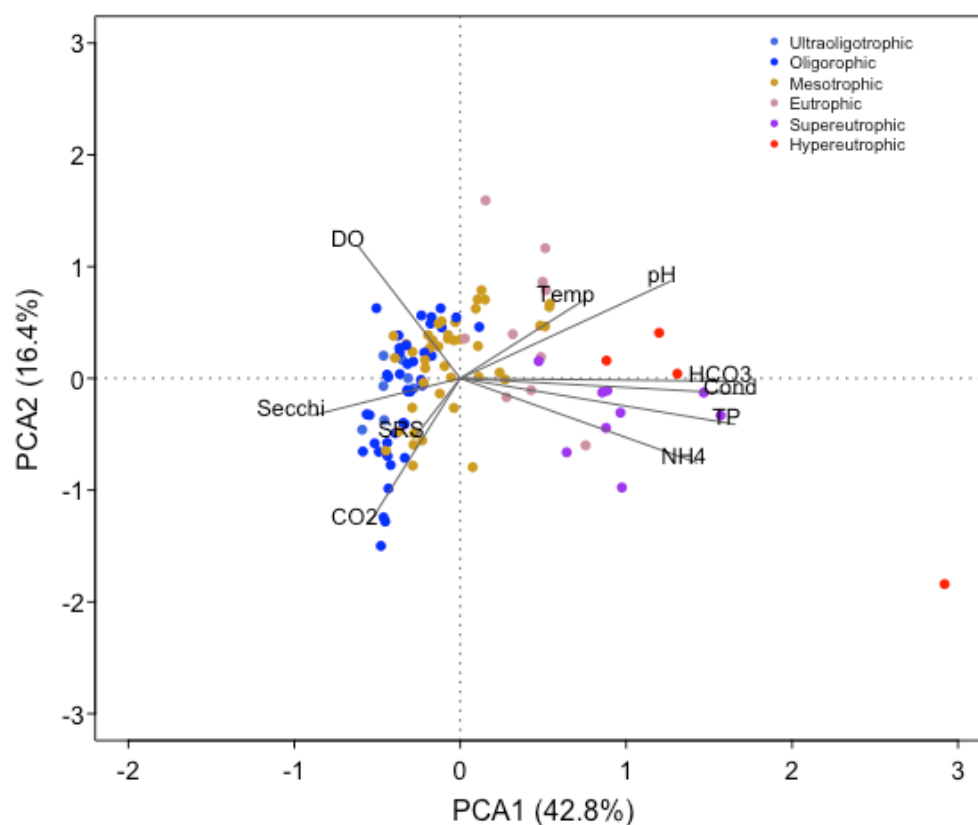


Fig. 1. Principal Component Analysis of training set based on limnological variables (Secchi= Secchi depth, meters; Cond = conductivity, $\mu\text{S cm}^{-1}$; Temp = water temperature, $^{\circ}\text{C}$; DO = dissolved oxygen, mg L^{-1} ; CO_2 = dissolved carbon dioxide, mg L^{-1} ; N-NH_4 = ammonium, $\mu\text{g L}^{-1}$; SRS = soluble reactive silica, mg L^{-1} ; TP = total phosphorus, $\mu\text{g L}^{-1}$).

A total of 341 diatom species were identified for surface sediment and 372 for phytoplankton samples, and considering abundance above 2% and 10% occurrence, 58 and 53 species, respectively, were used for the diatom index development. Maximum abundance, relative occurrence (%), TP optima, tolerances, and sensibility values for each species are shown in Tables 1 (surface sediment) and 2 (phytoplankton).

Discostella stelligera (DSTE), *A. ambigua* (AAMB), *A. tenella* (AUTL), *A. granulata* (AUGR) and *A. tropicocatenatum* (ADTR) were abundant across the whole trophic gradient in both training sets, occurring in more than 60% of samples.

Although centric species were most common and had the highest occurrence in both training sets, the proportion of non-planktonic taxa was slightly higher in the surface sediment training set (69% vs. 60% in phytoplankton).

Surface sediments harbored several characteristic species of oligo- to mesotrophic conditions (Fig. 2A). Among them, eight species were strictly oligotrophilous (Fig. 2A,B): *Brachysira brebissonii* (BBRE), *Cyclotella* sp. (CYCSP), *Encyonema neogracile* (ENNG), *Encyonopsis sanctipaulensis* (ESTP), *Eunotia meridiana* (EMER), *Eunotia muscicola* (EMUS), *Frustulia crassinervia* (FCRS) and *Spicaticribra kingstonii* (SKIN). Most species with TP optima in mesotrophic levels were eurytrophic (tolerant to eutrophic conditions), *Eunotia waimiriorum* (EWAI), *Fragilaria crotonensis* (FCRO), *Fragilaria longifusiformis* (FLFU), *Fragilaria* sp. (FSP) and *Navicula cryptotenella* (NCTE) may be considered specialists ($s=3$) with optimum and tolerance values restricted to mesotrophic conditions (Fig. 2A,B). Eutrophilous taxa showed broad ecological tolerances against TP levels, e.g. *Navicula rostellata* (NROS) occurring from mesotrophic to eutrophic conditions ($s=2$), *Diadesmis confervaceae* (DCOF) and *Nitzschia palea* (NPAL) ($s=2$) occurring from mesotrophic to supereutrophic conditions. Other tolerant species were *A. granulata* (AUGR), *A. granulata* var. *angustissima* (AUGA) and *Cyclotella meneghiniana* (CMEN), which may be considered generalists ($s=1$) (Fig. 2A,B).

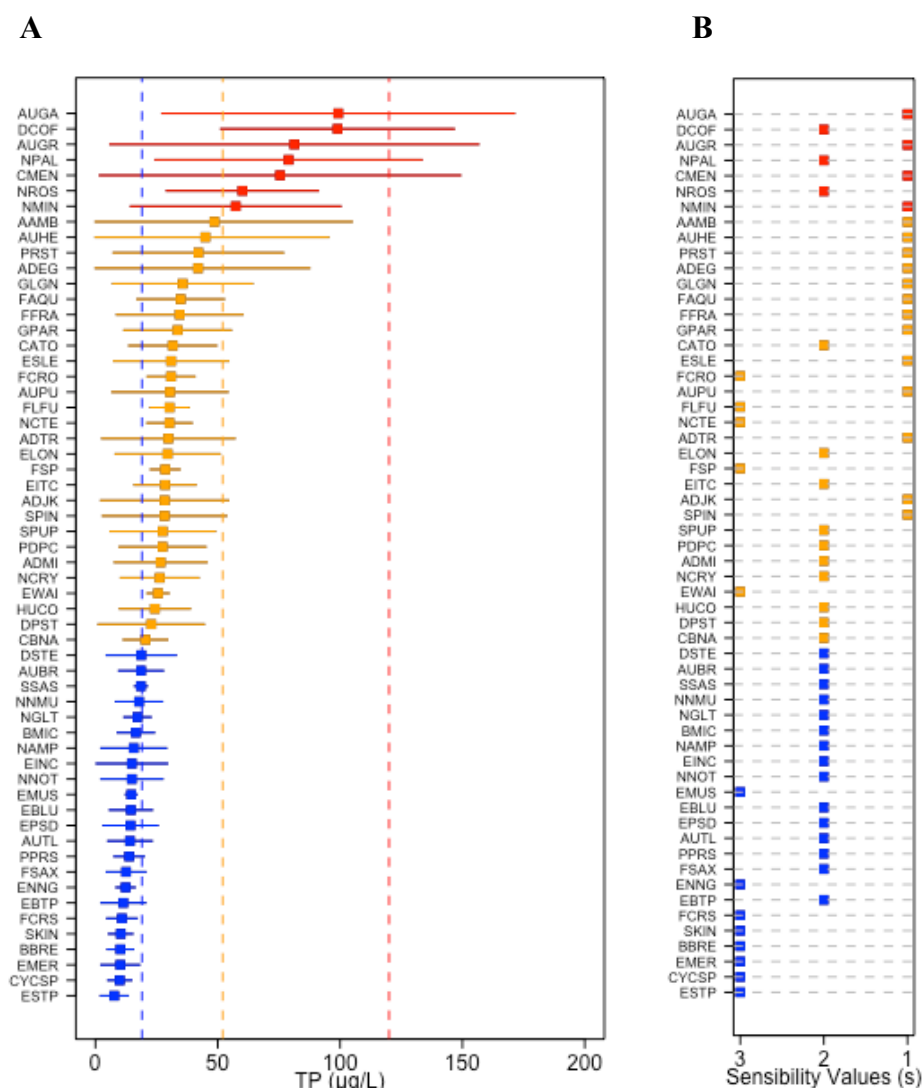


Figure 2. **A** - Inferred optimum and tolerance values for diatom species from surface sediment training set. Dotted lines indicate the trophic limit: oligotrophic (TP < 19.0 $\mu\text{g L}^{-1}$); mesotrophic (TP 19.1-52.0 $\mu\text{g L}^{-1}$), eutrophic (TP > 52.1-120.0 $\mu\text{g L}^{-1}$), super eutrophic (TP > 120.1). **B** – Sensibility values from 1 to 3. Generalist species: sensibility values 1; specialist species: sensibility values 3. Colors indicate trophic categories: blue: oligotrophic; orange: mesotrophic; red: eutrophic.

Within the phytoplankton training set, most oligotrophilous species presented tolerances from ultraoligotrophic to mesotrophic conditions, only *Iconella delicatissima* (IDEL) and *Nitzschia semirobusta* (NSRB) were strictly oligotrophilous ($s=3$) (Fig. 3A,B). Ten mesotrophilous species occurred from oligotrophic to mesotrophic conditions, and 19 species presented large ecological tolerances, occurring from oligo- to eutrophic conditions (Fig. 3A,B). Eutrophilous species restricted to mesotrophic-eutrophic conditions were *Gomphonema lagenula* (GLGN) and *Navicula rostellata* (NROS). *Achnanthisdium jackii* (ADJK), *Aulacoseira*

granulata var. *angustissima* (AUGA) and *Cyclotella meneghiniana* (CMEN) were tolerant to large trophic conditions ($s=1$) (Fig. 3A,B).

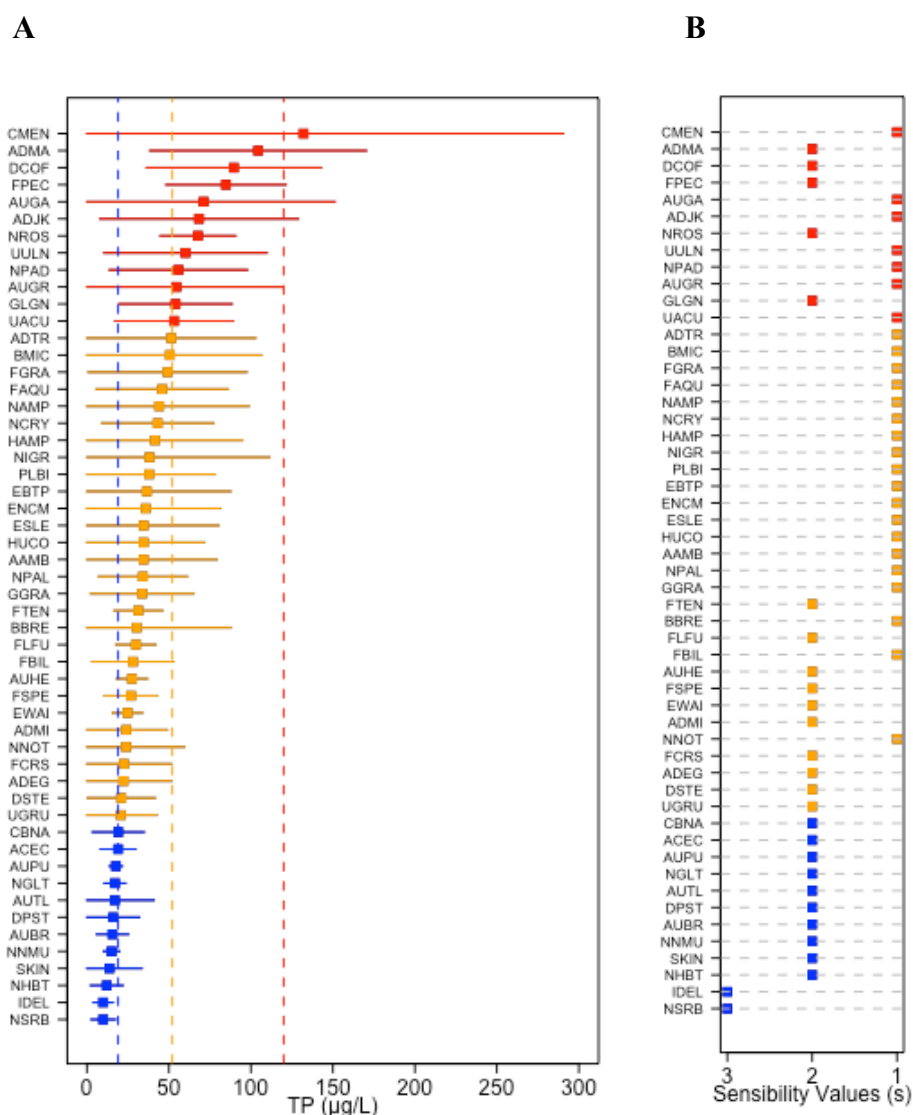


Figure 3. **A** - Inferred optimum and tolerance values for diatom species from phytoplankton training set. Dotted lines indicate the trophic limit: oligotrophic (TP < 19.0 µg L⁻¹); mesotrophic (TP 19.1-52.0 µg L⁻¹), eutrophic (TP > 52.1-120.0 µg L⁻¹), super eutrophic (TP > 120.1). **B** – sensibility values from 1 to 3. Generalist species: sensibility values 1; specialist species: sensibility values 3. Colors indicate trophic categories: blue: oligotrophic; orange: mesotrophic; red: eutrophic.

Table 1. Diatom species from surface sediment, species codes following Omnidia software (Lecoint et al., 1993), maximum relative abundances (M.A.), occurrences (occ. %), optimum values ($\hat{u}$), indicative values (iv), tolerances (tol.-TP) and sensibility values (s). Bold codes are species common to both training sets.

Surface Sediment Diatoms	Code	M.A.	Occ (%)	$\hat{u}$ - TP	iv	tol.-TP	s
<i>Achnanthidium exiguum</i> (Grunow) Czarnecki	ADEG	2	24	42.0	3	45.5	1
<i>Achnanthidium jackii</i> Rabenhorst	ADJK	6	17	28.3	3	26.1	1
<i>Achnanthidium minutissimum</i> (Kützing) Czarnecki	ADMI	25	44	26.7	3	18.9	2
<i>Achnanthidium tropicocatenatum</i> Marquardt, Wetzel & Ector	ADTR	43	70	29.8	3	27.2	1
<i>Aulacoseira ambigua</i> (Grunow) Simonsen	AAMB	64	86	48.6	3	56.2	1
<i>Aulacoseira brasiliensis</i> Tremarin, Carvalho Torgan & Veiga Ludwig	AUBR	6	12	18.6	2	9.1	2
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen	AUGR	52	76	81.3	4	75.3	1
<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i> (O. Müller) Simonsen	AUGA	64	67	99.2	4	72.0	1
<i>Aulacoseira herzogii</i> (Lemmermann) Simonsen	AUHE	6	23	44.9	3	50.3	1
<i>Aulacoseira pusilla</i> (Meister) Tuji & Houki	AUPU	5	20	30.5	3	23.6	1
<i>Aulacoseira tenella</i> (Nygaard) Simonsen	AUTL	57	85	14.1	2	9.0	2
<i>Brachysira brebissonii</i> Ross	BBRE	15	26	10.2	2	5.3	3
<i>Brachysira microcephala</i> (Grunow) Compère	BMIC	8	58	16.5	2	7.5	2
<i>Cyclotella atomus</i> Hustedt	CATO	6	18	31.6	3	17.9	2
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing	CMEN	17	50	75.5	4	73.7	1
<i>Cyclotella</i> sp.	CYCSP	2	14	9.9	2	4.8	3
<i>Cymbopleura naviculiformis</i> (Auersvald) Krammer	CBNA	7	26	20.4	3	9.0	2
<i>Diadesmis confervacea</i> Kützing	DCOF	8	13	98.9	4	47.7	1
<i>Discostella pseudostelligera</i> (Hustedt) Houk & Klee	DPST	10	26	22.8	3	21.6	2
<i>Discostella stelligera</i> (Cleve & Grunow) Houk & Klee	DSTE	73	89	18.7	2	14.2	2
<i>Encyonema neogracile</i> Krammer	ENNG	2	19	12.3	2	3.8	3
<i>Encyonema silesiacum</i> (Bleish) Mann	ESLE	10	37	30.9	3	23.5	1
<i>Encyonopsis sanctipaulensis</i> Marquardt, Wengrat & Wetzel	ESTP	12	21	7.7	1	5.6	3
<i>Eunotia bilunaris</i> (Ehrenberg) Schaarschmidt	EBLU	2	20	14.5	2	8.7	2
<i>Eunotia botulitropica</i> Wetzel & Costa	EBTP	16	40	11.4	2	9.1	2
<i>Eunotia longicamelus</i> Costa, D.Bicudo & Wetzel	ELON	3	19	29.5	3	21.4	2
<i>Eunotia incisa</i> Smith ex Gregory	EINC	4	11	14.9	2	14.5	2
<i>Eunotia intricans</i> Lange-Bertalot & Metzeltin	EITC	29	17	28.5	3	12.6	2

Table 1. (Continued)

Surface Sediment Diatoms	Code	M.A.	Occ (%)	û-TP	iv	tol.-TP	s
<i>Eunotia meridiana</i> Metzeltin & Lange-Bertalot	EMER	5	12	10.2	2	7.9	3
<i>Eunotia muscicola</i> Krasske	EMUS	10	14	14.6	2	2.3	3
<i>Eunotia pseudosudetica</i> Metzeltin, Lange-Bertalot & García-Rodríguez	EPSD	8	23	14.3	2	11.1	2
<i>Eunotia waimiriorum</i> Wetzel	EWAI	70	14	25.6	3	4.4	3
<i>Fragilaria aquaplus</i> Lange-Bertalot & Ulrich	FAQU	18	12	34.8	3	17.8	1
<i>Fragilaria crotonensis</i> Kitton	FCRO	22	13	30.9	3	9.7	3
<i>Fragilaria fragilarioides</i> (Grunow) Chohnoky	FFRA	6	17	34.4	3	25.8	1
<i>Fragilaria longifusiformis</i> (Hains & Sebring) Siver	FLFU	16	14	30.3	3	7.8	3
<i>Fragilaria</i> sp.	FRSP	15	8	28.5	3	6.0	3
<i>Frustulia crassinervia</i> (Brébisson ex Smith) Lange-Bertalot & Krammer	FCRS	11	24	10.8	2	6.1	3
<i>Frustulia saxonica</i> Rabenhorst	FSAX	2	11	12.5	2	8.0	2
<i>Gomphonema lagenula</i> Kützing	GLGN	2	31	35.6	3	28.5	1
<i>Gomphonema parvulum</i> (Kützing) Kützing	GPAP	7	29	33.6	3	21.9	1
<i>Humidophila contenta</i> (Grunow) Lowe, Kociolek, Johansen, Van de Vijver, Lange-Bertalot & Kopalová	HUCO	8	43	24.3	3	14.4	2
<i>Navicula cryptocephala</i> Kützing	NCRY	8	20	26.3	3	15.9	2
<i>Navicula cryptotenella</i> Lange-Bertalot	NCTE	6	8	30.3	3	9.2	3
<i>Navicula minima</i> Grunow	NMIN	3	13	57.3	4	42.9	1
<i>Navicula neomundana</i> (Lange-Bertalot & Rumrich) Lange-Bertalot, Jarlman & van de Vijver	NNMU	7	12	17.8	2	9.5	2
<i>Navicula notha</i> Wallace	NNOT	11	62	14.9	2	12.6	2
<i>Navicula rostellata</i> Kützing	NROS	3	12	60.1	4	31.0	2
<i>Navigeia lateropunctata</i> (Wallace) Bukhtiyarova	NGLT	2	15	17.2	2	5.5	2
<i>Nitzschia amphibia</i> Grunow	NAMP	4	30	15.6	2	13.4	2
<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) Smith	NPAL	3	18	78.9	4	54.5	1
<i>Planothidium rostratum</i> (Østrup) Lange-Bertalot	PRST	12	26	42.1	3	34.7	1
<i>Pseudostaurosira parasitica</i> (Smith) Morales	PPRS	2	12	13.8	2	6.1	2
<i>Pseudostaurosira connecticutensis</i> Morales 2001	PDPC	2	8	27.4	3	17.6	2
<i>Sellaphora pupula</i> (Kützing) Merenschkovsky	SPUP	5	15	27.5	3	21.4	2
<i>Sellaphora sassiana</i> (Metzeltin & Lange-Bertalot) Wetzel	SSAS	13	14	18.6	2	2.5	2
<i>Spicatricibra kingstonii</i> Johansen, Kociolek & Lowe	SKIN	67	46	10.3	2	4.9	3
<i>Staurosirella pinnata</i> (Ehrenberg) Williams & Round	SPIN	8	14	28.2	3	25.3	2

Table 2. Diatom species from phytoplankton, species codes following Omnidia software (Lecoint et al., 1993), maximum relative abundances (M.A.), occurrences (occ. %), optimum values ($\hat{u}$), indicative values (iv), tolerances (tol.-TP) and sensibility values (s). Bold codes are species common to both training sets.

Phytoplankton Diatoms	Code	M.A.	Occ. (%)	$\hat{u}$ TP	iv	tol. TP	s
<i>Achnantheidium exiguum</i> (Grunow) Czarnecki	ADEG	15.5	9.5	22.3	3	29.5	2
<i>Achnantheidium exiguum</i> var. <i>constrictum</i> (Grunow) N.A. Andresen, Stoermer & R.G. Kreis	ACEC	21.7	13.6	19.0	2	10.7	2
<i>Achnantheidium jackii</i> Rabenhorst	ADJK	24.7	18.3	68.4	4	60.5	1
<i>Achnantheidium macrocephalum</i> (Hustedt) Round & Bukhtiyarova	ADMA	17.1	11.2	104.4	4	66.0	2
<i>Achnantheidium minutissimum</i> (Kützing) Czarnecki	ADMI	22.9	40.8	24.0	3	24.9	2
<i>Achnantheidium tropicocatenatum</i> Marquardt, Wetzel & Ector	ADTR	93.0	66.3	51.5	3	51.4	1
<i>Aulacoseira ambigua</i> (Grunow) Simonsen	AAMB	68.6	79.3	34.5	3	44.7	1
<i>Aulacoseira brasiliensis</i> Tremarin, Carvalho Torgan & Veiga Ludwig	AUBR	12.9	11.2	15.6	2	9.7	2
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen	AUGR	88.4	82.8	54.6	4	64.5	1
<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i> (O. Müller) Simonsen	AUGA	64.0	61.5	71.2	4	80.0	1
<i>Aulacoseira herzogii</i> (Lemmermann) Simonsen	AUHE	24.0	21.9	27.5	3	9.4	2
<i>Aulacoseira pusilla</i> (Meister) Tuji & Houki	AUPU	6.4	8.9	17.7	2	3.8	2
<i>Aulacoseira tenella</i> (Nygaard) Simonsen	AUTL	80.9	82.8	17.0	2	23.8	2
<i>Brachysira brebissonii</i> Ross	BBRE	5.5	19.5	30.3	3	57.4	1
<i>Brachysira microcephala</i> (Grunow) Compère	BMIC	35.2	58.0	50.6	3	55.7	1
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing	CMEN	68.5	59.8	132.1	1	158.4	1
<i>Cymbopleura naviculiformis</i> (Auersvald) Krammer	CBNA	2.4	15.4	19.1	3	15.8	2
<i>Diadesmis confervacea</i> Kützing	DCOF	8.5	11.2	89.6	4	53.2	2
<i>Discostella pseudostelligera</i> (Hustedt) Houk & Klee	DPST	49.0	20.7	16.0	2	16.0	2
<i>Discostella stelligera</i> (Cleve & Grunow) Houk & Klee	DSTE	94.7	90.5	21.0	3	20.6	2
<i>Encyonema silesiacum</i> (Bleish) Mann	ESLE	4.6	32.0	34.6	3	45.8	1
<i>Encyonopsis microcephala</i> (Grunow) Krammer	ENCM	2.4	10.1	35.9	3	45.4	1
<i>Eunotia botulitropica</i> Wetzel & Costa	EBTP	17.7	27.8	36.5	3	51.2	1
<i>Eunotia waimiriorum</i> Wetzel	EWAI	57.7	17.8	24.7	3	9.1	2
<i>Fragilaria aquaplus</i> Lange-Bertalot & Ulrich	FAQU	36.9	21.9	45.9	3	40.2	1
<i>Fragilaria billingsii</i> Wengrat, Wetzel & Morales	FBIL	9.6	16.0	28.1	3	24.9	1
<i>Fragilaria gracilis</i> Østrup	FGRA	11.1	17.2	49.2	3	48.3	1
<i>Fragilaria longifusiformis</i> (Hains & Sebring) Siver	FLFU	26.8	18.9	29.9	3	12.1	2

Table 2. (Continued)

Phytoplankton Diatoms	Code	M.A.	Occ. (%)	û TP	iv	tol. TP	iv
<i>Fragilaria pectinalis</i> (O.F. Müller) Lyngbye	FPEC	45.0	10.7	84.8	4	36.6	2
<i>Fragilaria spectra</i> P.D. Almeida, E. Morales & C.E. Wetzel	FSPE	46.4	14.8	26.9	3	16.2	2
<i>Fragilaria tenera</i> (W. Smith) Lange-Bertalot	FTEN	30.4	13.0	31.3	3	14.9	2
<i>Frustulia crassinervia</i> (Brébisson ex Smith) Lange-Bertalot & Krammer	FCRS	27.2	15.4	22.6	3	28.9	2
<i>Gomphonema gracile</i> Ehrenberg	GGRA	11.4	16.0	33.7	3	31.5	1
<i>Gomphonema lagenula</i> Kützing	GLGN	11.0	22.5	54.0	4	34.5	1
<i>Hantzschia amphioxys</i> (Ehrenberg) Grunow	HAMP	2.5	15.4	41.5	3	53.4	1
<i>Humidophila contenta</i> (Grunow) Lowe, Kociolek, Johansen, Van de Vijver, Lange-Bertalot & Kopalová	HUCO	8.4	27.2	34.6	3	37.0	1
<i>Iconella delicatissima</i> (Lewis) Ruck & Nakov	IDEL	4.8	9.5	9.9	2	6.0	3
<i>Navicula cryptocephala</i> Kützing	NCRY	18.5	14.2	43.1	3	34.1	1
<i>Navicula herbstiae</i> Metzeltin & Lange-Bertalot	NHBT	7.2	11.2	12.1	2	9.9	2
<i>Navicula neomundana</i> (Lange-Bertalot & Rumrich) Lange-Bertalot, Jarlman & van de Vijver	NNMU	1.7	9.5	15.1	2	5.0	2
<i>Navicula notha</i> Wallace	NNOT	13.4	60.4	23.9	3	35.6	2
<i>Navicula rostellata</i> Kützing	NROS	12.9	12.4	67.7	4	23.0	2
<i>Navigeia lateropunctata</i> (Wallace) Bukhtiyarova	NGLT	2.2	8.9	17.1	2	6.5	2
<i>Nitzschia amphibia</i> Grunow	NAMP	2.1	11.2	44.1	3	54.7	1
<i>Nitzschia gracilis</i> Hantzsch	NIGR	2.6	19.5	38.2	3	73.2	1
<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W. Smith	NPAL	8.7	28.4	34.2	3	27.1	1
<i>Nitzschia palea</i> var. <i>debilis</i> (Kützing) Grunow in Cleve & Grunow	NPAD	6.2	10.7	55.8	4	42.1	1
<i>Nitzschia semirobusta</i> Lange-Bertalot	NSRB	3.7	11.2	9.9	2	7.4	3
<i>Planothidium biporum</i> (Hohn & Hellerman) Lange-Bertalot	PLBI	2.3	17.2	38.0	3	40.4	3
<i>Spicatricibra kingstonii</i> J.R. Johansen, Kociolek & R.L. Lowe	SKIN	78.0	47.9	13.7	2	19.8	2
<i>Ulnaria acus</i> (Kützing) Aboal	UACU	11.4	18.3	53.1	4	35.9	1
<i>Ulnaria grunowii</i> (Lange-Bertalot & S. Ulrich) Cantonati & Lange-Bertalot	UGRU	10.1	17.2	20.7	3	22.1	2
<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch) Compère	UULN	8.2	11.2	60.1	4	49.6	1

The diatom assemblages from both calibration sets shared 34 diatom species (bold codes in tables 1 and 2), 12 of them showing different autoecological parameters. Proportionally, taxa from surface sediment samples are more balanced regarding their TP optima (38.0% oligotrophilous, 44.8% mesotrophilous and 17.2% eutrophilous) when compared with phytoplankton (56% mesotrophilous, 21% oligotrophilous and 23% eutrophilous). Among shared species, the phytoplankton calibration set overestimated TP optima for 10 species when compared to the surface sediment set (only two in the opposite way) (Tables 1 and 2).

The surface sediment training set showed a strong relationship between inferred and measured TP levels ($R^2 = 0.71$ $p < 0.001$), with RMSE of $49.43 \mu\text{g L}^{-1}$. The correlation for test set was slightly higher ($R^2 = 0.75$ $p < 0.001$) (Fig. 4). The phytoplankton training and test sets exhibited a weaker relationship ($R^2 = 0.50$ and 0.45 , respectively, $p < 0.001$, RMSE = $52.81 \mu\text{g L}^{-1}$, Fig. 5).

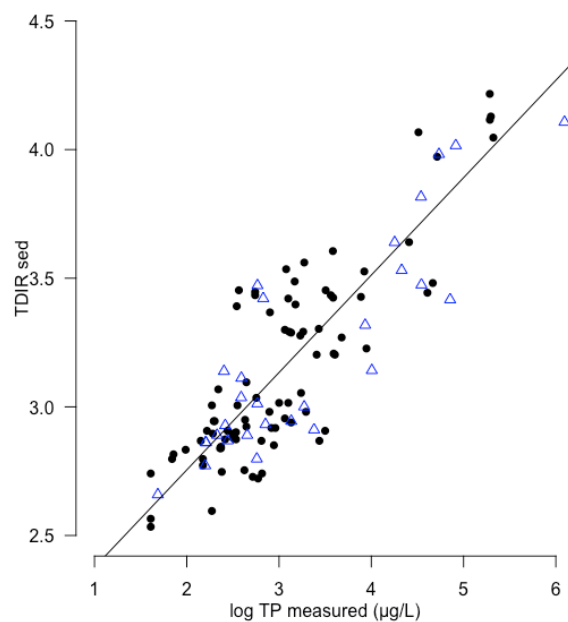


Fig. 4. Scatterplot showing the relationship between inferred (TDIR sed) and log TP observed. (RMSE = $49.43 \mu\text{g L}^{-1}$, Pearson Chi-squared test 490.02, $p < 0.001$). Full circles: training set ($R^2 = 0.71$). Empty triangle: test set ($R^2 = 0.75$).

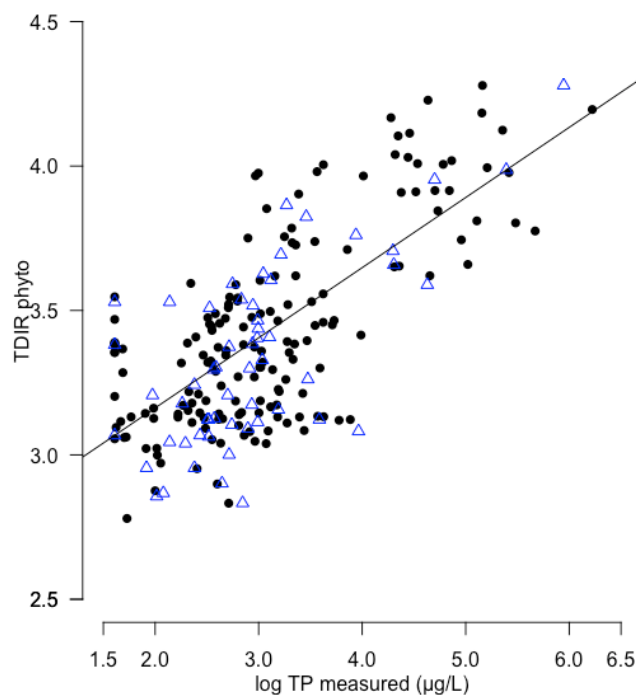


Fig. 5. Scatterplot showing the relationship between inferred (TDIR phyto) and log TP observed. (RMSE = 52.81 $\mu\text{g L}^{-1}$, Pearson Chi-squared test 2090.4, $p < 0.001$). Full circles: training set ($R^2 = 0.50$). Empty triangle: test set ($R^2 = 0.45$).

For the surface sediment dataset, a total of 11 unit samples were ultraoligotrophic, 50 oligotrophic, 34 mesotrophic, 11 eutrophic, 6 supereutrophic and 1 hypereutrophic. According to scores of surface sediment TDIR, the trophic classification of 51 sites were oligotrophic (TDIRsed = 2), 52 mesotrophic (TDIRsed = 3) and 10 eutrophic (TDIRsed = 4), showing a good efficiency in inferred the trophic status. For phytoplankton samples, 34 sites were ultraoligotrophic, 92 oligotrophic, 64 mesotrophic, 21 eutrophic, 11 supereutrophic and 4 hypereutrophic. The phytoplankton TDIR showed more accuracy in classifying mesotrophic and eutrophic conditions. According to scores, 21 sites were oligotrophic (TDIRphyto = 2), 61 mesotrophic (TDIRphyto = 3), 11 eutrophic (TDIRphyto = 4) and 3 supereutrophic (TDIRphyto = 5). Both the indices were not efficient in indentifying the extreme trophic states (ultraoligotrophic and hypereutrophic) (Table 3).

Table 3. Agreement among TDIR scores of both the training set, and trophic state classifications observed in each unit samples. Number of observed samples within each trophic status (N). Accuracy (percentage of correct classification). Number of correct classifications highlighted in gray.

Trophic Reference		TDIR scores						N	Accuracy (%)
		Ultraoligotrophic	Oligotrophic	Mesotrophic	Eutrophic	Supereutrophic	Hypereutrophic		
TDIR sed	Ultraoligotrophic	-	11					11	-
	Oligotrophic		30	20				50	60%
	Mesotrophic		10	24				34	46%
	Eutrophic			7	4			11	36%
	Supereutrophic			1	5	-		6	-
	Hypereutrophic				1		-	1	-
	Total							113	
		Ultraoligotrophic	Oligotrophic	Mesotrophic	Eutrophic	Supereutrophic	Hypereutrophic		
TDIR phyto	Ultraoligotrophic	-	10	24				34	-
	Oligotrophic		21	69	2			92	22%
	Mesotrophic		1	61	11			64	95%
	Eutrophic			10	11			21	52%
	Supereutrophic			4	4	3		11	27%
	Hypereutrophic			1	1	2	-	4	-
	Total							226	

The most common diatom indices (BIWQ, IDP and TDIL) were applied in both the surface sediment and phytoplankton datasets. In general the scores had a weak relationship with measured TP values in the reservoirs. IDP and TDIL scores tested with phytoplankton diatoms showed significant correlation ($p < 0.05$), whereas IDP and TDIL values using surface sediment diatoms and BIWQ did not show significant correlation ($p > 0.05$). The comparative performance of these diatom metrics are shown in Table 4.

Table 4. Pearson's correlation coefficients between computed diatom indices and TP using surface sediment and phytoplankton diatoms as training sets. Biological Index of Water Quality (BIWQ); Pampean Diatom Index (IDP) and Trophic Diatom Index for Lakes (TDIL). Significant values ($p < 0.05$) are marked by *.

	Sample number	Variable	Diatom Indices		
			BIWQ	IDP	TDIL
Surface sediment	113	TP	0.005	- 0.11	- 0.024
Phytoplankton	226		0.020	0.28 *	- 0.18 *

BIWQ classifies reservoirs from 1 (best) to 4 (worse) in terms of whole ecological status (Fig. 6A, B), and most of the points were classified as having moderate pollution. Using surface sediment diatoms, IDP index classified most of the unit samples ranging from 2 (acceptable) to 4 (bad), whereas phytoplankton diatoms classified most of the stations as 1.5 (good) to 2 (acceptable) (Fig. 6C,D). Constrastingly, TDIL scores were more biased towards a good quality conditions, classifying the unit samples as having good (score 3) to excellent (score 4) water quality irrespectively of the diatom assemblage tested (Fig. 6E,F).

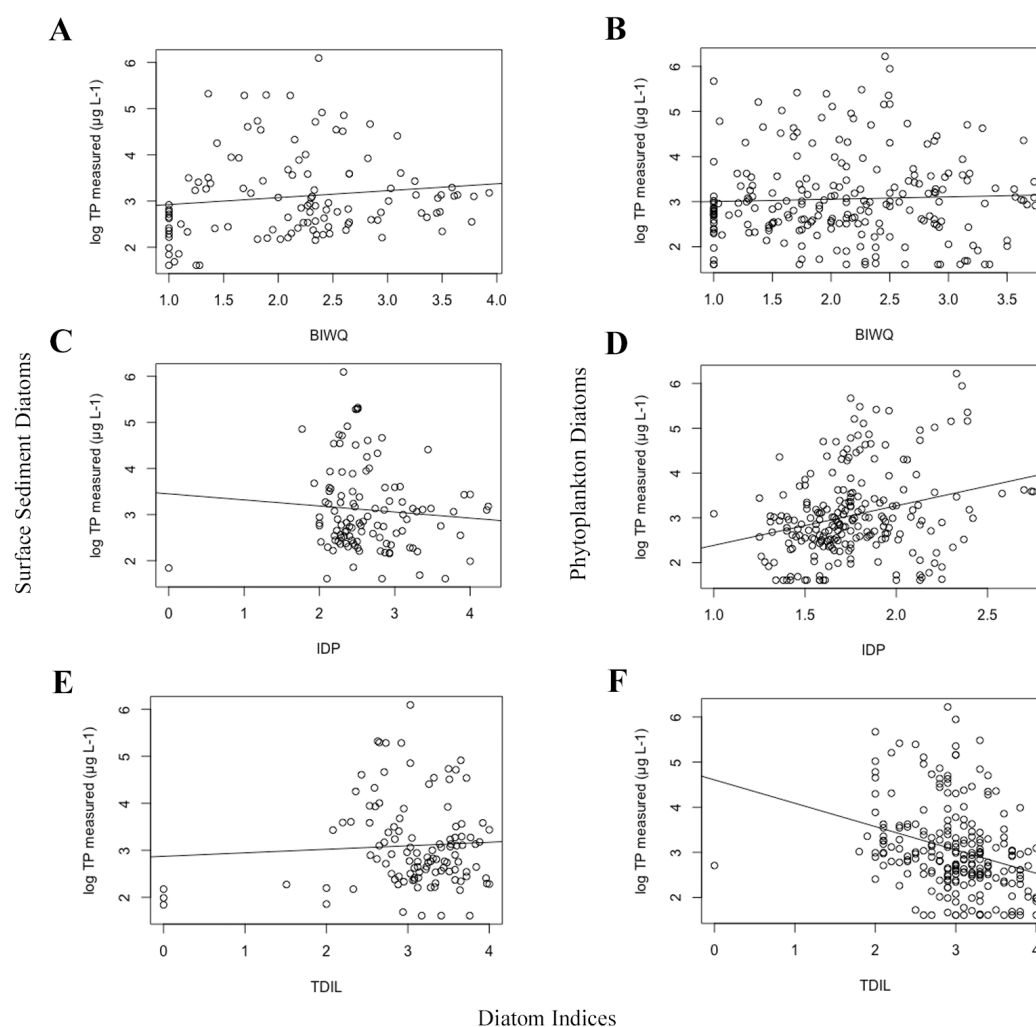


Fig. 6. Scatterplots showing the relationship between measured TP values and diatom indices using both the diatom assemblages. Biological Index Water Quality (BIWQ) (6A,B); Pampean Diatom Index (IDP) (6C,D); Trophic Diatom Index for Lakes (TDIL) (6E,F). Pearson's Correlations and ANOVA *p* values are in table 4.

4. Discussion

Diatom-based monitoring programs have been long used in many countries, specially within the European Union (Kelly et al., 1998; Blanco et al. 2004). Among the approaches using diatoms as bioindicators, the community level is commonly chosen specially those based on benthic species, especially epilithic and epiphytic (Lobo et al., 2002, 2004; Kelly et al. 2009; Stenger-Kovács et al., 2007; Blanco et al., 2008; Álvarez-Blanco et al., 2013) however, epilithic are more recommended than

epiphytic in order to avoid any nutrient exchange between substrates and benthic diatoms (Burkholder, 1996). Our findings indicate that diatoms from surface sediments may also be used as a good indicator of trophic status.

Sediment diatom communities have been widely used in paleoenvironmental reconstruction (Ter Braak and Van Dam, 1989; Bennion et al. 2005; Battarbee et al. 2008) and, more recently, they have been studied to elucidate the role of the environmental and spatial variables on distribution patterns and biodiversity (Winegardner et al., 2014; Zorzal-Almeida et al., 2017a,b; Marquardt et al., 2018; Bartozek et al. 2019), highlighting its potential use as bioindicators.

In this study, differences found between the calibration set communities (surface sediment and plankton) may explain the contrasting predictive efficiencies shown by the TP models. Some common species in both calibration sets differed in relative abundances and occurrences, and consequently in the optimum and tolerance values. Species abundances, besides their autoecological parameters, are the main features reflecting the predictive model responses (ter Braak and Van Dam, 1989; Birks et al., 1990). Differences in these values linked to different habitats considered are common, and merely reflect different environmental conditions (Downes et al., 2002; Newall and Bate, 2002; Pouličkova et al., 2004; Denys 2004).

We found better performance of surface sediment diatom assemblages than plankton, probably because benthic diatoms are more closely associated to the substrate and better track environmental conditions than do plankton species (Philibert and Prairie, 2002), and to capture temporally and patchy distribution species in a system, resulting in a more complete species sorting across environmental gradient. (Winegardner et al. 2014).

This study provided the optimum and tolerance values for 77 diatom species for tropical reservoirs, adding 26 new records in comparison with well known studies (e.g. Stenger-Kovács et al., 2007; Sgro et al., 2007; Lobo et al., 2004; Gomes and Licursi, 2001; Van Dam et al., 1994). Besides, it is the first record of indicative values for phytoplankton diatoms. The only index developed in Brazil (Lobo et al., 2004) provided information for 35 benthic diatom species from lotic systems (epilithon), and five of them reached different indicative values in comparison with present study: e.g. *A. exiguum*, *A. minutissimum* and *G. parvulum* (all with *iv*= 5 vs. *iv*= 3 in this study); *C. meneghiniana* and *N. palea* (*iv*= 3 vs. *iv*= 4 in this study). The differences between ecological preferences depends mainly on the ecological calibration set,

therefore it is strongly recommended that each region has its own calibration set for routine water quality analysis (Poulicková et al., 2004) .

Some species showed different indicative values from that found in literature. For example *A. minutissimum* (ADMI) is widely registered as trophic tolerant species (Stenger-Kovács et al., 2007; Lobo et al., 2004; Gomes and Licursi, 2001; van Dam et al., 1994), here was classified as mesotrophilous species, occurring in oligo-mesotrophic conditions. *Achnantheidium minutissimum* is a complex taxa and the absence of taxonomic criteria for identification allow unambiguous identification, therefore their ecological preferences are not reliably defined (Potapova and Hamilton, 2007). *Ulnaria ulna* (UULN) and *Cyclotella meneghiniana* (CMEN) have been registered as very low and medium tolerant to eutrophication (Lobo et al., 2004), and here as a eutrophilous species and tolerant to eutrophication in agreement with Stenger-Kovács et al. (2007), Gomes and Licursi (2001), Kelly and Whitton (1995), van Dam et al. (1994).

Out of the 34 diatom species shared by both datasets (surface sediment and phytoplankton), 12 showed different optimum values. Planktonic species were clearly more ubiquitous in both the training sets, although surface sediments harbored more nonplanktonic and specialists' diatoms (Figs 2,3; tables 1,2). Surface sediment integrates diatom species from different habitats over a relatively longer period of time (Bennion 1995; Smol 2008, Winegardner et al., 2014; Liu et al., 2018), making this community more strongly associated with environmental conditions than phytoplankton (Winegardner et al., 2014; Bartozek et al., 2019).

Some species in the surface sediment set showed notable variation in occupancy and abundance along the trophic gradient. Within the planktonic groups, *Aulacoseira brasiliensis* (AUBR) and *A. tenella* (AUTL), common in oligo- to mesotrophic conditions (Siver and Kling, 1997; Tremarin et al., 2012; Bicudo et al. 2016), abruptly decreased in abundance towards high TP concentrations. *Spicaticribra kingstonii* (SKIN) occurs from oligotrophic to eutrophic conditions (Silva et al. 2010; Bertolli et al. 2010; Bartozek et al. 2018), however in the surface sediments presented high sensibility values, with optimal growth under ultraoligotrophic to oligotrophic conditions, decreasing in abundance towards eutrophic conditions.

Within nonplanktonic diatoms, the species considered as potential indicators of oligotrophic conditions were *Eunotia muscicola* (EMUS), *Frustulia crassinervia*

(FCRS) and *F. saxonica* (FSAX), all common in oligotrophic systems (Costa et al., 2017; Soeprbowati et al., 2018). Other species, reported to have broad ecological preferences as *Brachysira brebissonii* (BBRE), *Cymboppleura naviculiformis* (CBNA), *Eunotia waimiriorum* (EWAI) and *Navicula neomundana* (NNMU) (Rumrich et al., 2000; Van de Vijver and Lang-Bertalot, 2009; Cantonati et al. 2017; Costa et al., 2017; Bartozek et al., 2018) shown preferences to oligotrophic with tolerance to mesotrophic conditions in our surface sediment calibration set.

In the phytoplankton calibration set, 56% of the species were classified as mesotrophilous and tolerant to eutrophication, this may explain the bias observed in the TPphyto model towards mesotrophic conditions. Some planktonic species showed decreasing abundances with increasing TP levels. For instance, *Aulacoseira herzogii* (AUHE), considered a eurytrophic species (Houk and Klee 2007) and mainly distributed in oligo to mesotrophic waters (Bicudo et al. 2016), presented high sensibility value and preference under mesotrophic conditions. *Aulacoseira pusilla* (AUPU) considered a mesotrophilous species (Bicudo et al. 2016) had high sensibility value and preference for oligotrophic to mesotrophic levels. *Fragilaria longifusiformis* (FLFU), recorded from oligotrophic to mesotrophic ponds and eutrophic rivers by Siver et al. (2006) showed high sensibility value and preference for oligo-mesotrophic sites (Figs 3-5). Among nonplanktonic species, only *Iconella delicatissima* (IDEL) had restrict preference and tolerance to oligotrophic conditions, what is in agreement with other findings that associated this species with oligo- and mesotrophic waters (Ferreira and Bicudo, 2017; Morais et al., 2018).

Our findings indicate the use of TDIR based on the surface sediment calibration set (TPsed model) since it performs better in classifying the test set than TPphyto model. The use of sediment diatoms has been rarely suggested for water quality assessments (Winter and Duthie, 2000), and some studies have indicated that the sediment may act as a nutrient traps (Cox, 1993; Kelly et al. 1998) and may overestimate the trophic status of lakes (Pouličková et al., 2004; Denys, 2004) and streams (Eloranta and Andersson, 1998). However, our study indicates that methods based on surface sediment assemblages provide a good trophic classifications. In contrast, phytoplankton assemblages did not present good performance and agreement with measured TP values. Therefore, surface sediment diatoms have the potential to provide a time-integrated information about ecological conditions of ecosystems, capturing more efficiently environmental changes than live algal communities

(Bennion, 1995; Smol, 2008) and may reduce costs in management programs (Reavie et al., 2006).

The application of diatom indices developed from other regions and habitats can lead to unrealistic water quality assessments (Pipp, 2001; Denys, 2004; Bennion et al., 2014; Marchetto and Sforzi, 2018). Some studies tested the Brazilian BIWQ index (Bere and Tundisi, 2011; Bere et al., 2014; Dalu et al., 2016), and although these the authors found an agreement between water quality and BIWQ scores, they emphasize the importance of calibrating the index with the species' local preferences. The scores of the diatom indices tested with our datasets showed weak correlations with TP concentrations, probably because BIWQ and IDP were constructed from river benthic diatoms, and TDIL was developed for Hungarian lakes under different ecological conditions.

5. Conclusions

This study tests two TP models built from two different calibration sets (TP sed and TP phyto models). The new metric for tropical reservoirs (TDIR) was based on the model using surface sediment diatoms which showed the best ability to predict trophic conditions. The surface sediment calibration set presented higher proportions of nonplanktonic species and more specialists than phytoplankton, and thus reflecting more closely the reservoir trophic conditions. Our findings highlight the applicability of modern sediment diatoms to develop new diatom indices. Furthermore, this study improves the ecological knowledge of diatom species from tropical regions, and emphasize the caution needed in using diatom metrics from different regions. Therefore, TDIR provides an applicable index, and contributes to the evaluation of water quality and ecological status of tropical reservoirs.

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 at the Institute of Botany (São Paulo,

Brazil). We thank FAPEAM (Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Amazonas, Edital N. 003/2015 RH-INTERIORIZAÇÃO) for AMSL's Ph.D. scholarship and CNPq (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico, grant 310404/2016-9 to DCB). We deeply thank all the students from Department of Ecology involved in field and laboratory work and those who collaborated in the construction of the AcquaSed database.

References

- Agência Nacional das Águas - ANA. 2017. Conjuntura recursos hídricos no Brasil 2017: relatório pleno. Brasília: ANA.
- Álvarez-Blanco, I., Blanco, S., Cejudo-Figueiras, C., Bécáres, E. 2013. The Duero Diatom Index (DDI) for river water quality assessment in NW Spain: design and validation. *Environmental Monitoring and Assessment* 185, 969-981. doi: 10.1007/s10661-012-2607-z
- APHA - American Public Health Association, 2005. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. American Public Health Association, Washington DC.
- Bak, Y-S., Lee, Y-U. 2017. Late quaternary paleoclimatic change in the Ulleung Basin, East Sea, Korea. *Acta Geologica Sinica* 91(1), 263-269.
- Bartozek, E.C.R., Silva-Lehmkuhl, A.M., Gregory-Eaves, I., Bicudo, D.C. 2019. Environmental and spatial drivers of surface sediment and water column diatom assemblages in tropical reservoirs. *J. Paleolimnology*: <https://doi.org/10.1007/s10933-019-00083-3>
- Bartozek, E.C.R., Zorzal-Almeida, S., Bicudo, D.C. 2018. Surface sediment and phytoplankton diatoms across a trophic gradient in tropical reservoirs: new records for Brazil and São Paulo State. *Hoehnea* 45(1), 69-92. <http://dx.doi.org/10.1590/2236-8906-51/2017>
- Battarbee, R.W., Monteith, D.T., Juggins, S., Simpson, G.L., Shilland, E.W., Flower, R.J., Kreiser, A.M. 2008. Assessing the accuracy of diatom-based transfer functions in defining reference pH conditions for acidified lakes in the United Kingdom. *The Holocene* 18(1): 57-67. doi: 10.1177/0959683607085571
- Battarbee, R.W., Jones, V., Flower, R.J., Cameron, N., Bennion, H., Carvalho, L., Juggins, S. 2001. Diatoms. in: Smol, J.P., Birks, H.J.B., Last, W.M. (Eds.). *Tracking Environmental Change Using Lake Sediments*. Kluwer Academic Publishers, London, 3: 155-203.
- Bennion, H., Johnes, P., Ferrier, R., Phillips, G., Haworth, E. 2005. A comparison of diatom phosphorus transfer functions and export coefficient models as tools for reconstructing lake nutrient histories. *Freshwater Biology* 50: 1651-1670. doi:10.1111/j.1365-2427.2005.01428.x
- Bennion, H. 1995. Surface-sediment diatom assemblages in shallow, artificial, enriched ponds and implications for reconstructing trophic status. *Diatom Research* 10(1), 1-19. <http://dx.doi.org/10.1080/0269249X.1995.9705326>
- Bennion, H., Kelly, M.G., Juggins, S., Yallop, M.L., Burgess, A., Jamieson, J., Krokovski, J. 2014. Assessment of ecological status in UK lakes using benthic diatoms. *Freshwater Science* 33(2), 639-654. doi: 10.1086/675447
- Bere, T., Tundisi, J.G. 2011. Applicability of borrowed diatom-based water quality assessment indices in streams around São Carlos-SP, Brazil. *Hydrobiologia* 673, 179-192. doi: 10.1007/s10750-011-0772-7
- 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, 530-512. <http://dx.doi.org/10.4314/wsa.v40i3.14>

- Bertolli, L.M., Tremarin, P.I., Ludwig, T.A.V. 2010. Diatomáceas perifíticas em *Polygonum hydropiperoides* Michaux, reservatório do Passaúna, Região Metropolitana de Curitiba, Paraná, Brasil. Acta Bot. Bras. 24(4),1065-1081. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062010000400022>
- Bicudo, D.C., Tremarin, P.I., Almeida, P.D., Zorzal-Almeida, S., Wengrat, S., Faustino, S.B., Costa, L.F., Bartozek, E.C.R., Rocha, A.C.R., Bicudo, C.E.M., Morales, E.A. 2016. Ecology and distribution of *Aulacoseira* species (Bacillariophyta) in tropical reservoirs from Brazil. Diat. Res. 31(3), 199-215. <http://dx.doi.org/10.1080/0269249X.2016.1227376>
- Blanco, S., Ector, L., Bécares, E. 2004. Epiphytic diatoms as water quality indicators in Spanish shallow lakes. Vie Mileu 54(2-3), 71-79.
- Blanco, S., Ector, L., Huck, V., Monnier, O., Cauchie, H.M., Hoffmann, L., Bécares, E. 2008. Diatom assemblages and water quality assessment in the Duero basin (NW Spain). Belg. J. Bot. 141(1), 39-50.
- Birks, H.J.B., Line, J.M., Juggins, S., Stevenson, A.C., Ter Braak, C.J.F. 1990. Diatoms and pH reconstruction. Philos. Trans. of the Royal Soc. of London, Biol. Sc. 327(1240), 263-278.
- Bradshaw, E.G., Anderson, N.J., Jensen, J.P., Jeppesen, E. 2002. Phosphorus dynamics in Danish lakes and the implications for diatom ecology and palaeoecology. Freshwater Biology 47, 1963-1975. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2002.00938.x>
- Burkholder, J.M. 1996. Interactions of benthic algae with their substrata. In: Stevenson, R.J., Bothwell, M.L., Lowe, R.L. (Eds). Algal ecology: freshwater benthic ecosystems. San Diego: Academic Press 1996. Section 2: Factors affecting benthic algae, ch.9, p. 253-297.
- Cantonati, M., Kelly, M.G., Lange-Bertalot, H. 2017. Freshwater benthic diatoms of Central Europe: over 800 common species used in ecological assessment. English edition with update taxonomy and added species. Schmitten-Oberreifenberg: Koeltz Botanical Books. pp. 1-942.
- Chiba, T., Endo, K., Sugai, T., Haraguchi, T., Kondo, R., Kubota, J. 2015. Reconstruction of lake Balkhash levels and precipitation/evaporation changes during the last 2000 years from fossil diatom assemblages. Quaternary International <http://dx.doi.org/10.1016/j.quaint.2015.08.009>
- Costa, L.F., Wetzel, C.E., Lange-Bertalot, H., Ector, L., Bicudo, D.C. 2017. Taxonomy and ecology of *Eunotia* species (Bacillariophyta) in southeastern Brazilian reservoirs. Biblioth. Diatomol. 64, 1-302.
- 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 Paleol. 48, 751-766. doi: 10.1007/s10933-012-9642-1
- Cox, E. J. 1993. Freshwater diatom ecology: developing an experimental approach as an aid to interpreting field data. Hydrobiologia 269-270, 447-452.
- Crosseti, L.O., Bicudo, C.E. 2005. Structural and functional phytoplankton responses to nutrient impoverishment in mesocosms placed in a shallow eutrophic reservoir (Garças Pond), São Paulo, Brazil. Hydrobiologia 541, 71-85. doi: 10.1007/s10750-004-4668-7
- Crosseti, L.O., Bicudo, C.E. 2008. Phytoplankton as a monitoring tool in a tropical urban shallow reservoir (Garças Pond): the assemblage index application. Hydrobiologia 610, 161-173. doi: 10.1007/s10750-008-9431-z
- Dalu, T., Bere, T., Froneman, P.W. 2016. Assessment of water quality based on diatom indices in a small temperate river system, Kowie River, South Africa. Water SA 42(2), 183-193. <http://dx.doi.org/10.4314/wsa.v42i2.02>
- Denys, L. 2004. Relation of abundance-weighted averages of diatom indicator values to measured environmental conditions in standing freshwaters. Ecological Indicators 4, 255-275. doi:10.1016/j.ecolind.2004.06.001
- Downes, B.J., Barnum, L.A., Fairweather, P.G., Faith, D.P., Keough, M.J., Lake, P.S., Mapstone, B.D., Quinn, G.P. 2002. Monitoring ecological impacts: concepts and practice in flowing waters. Cambridge University Press, United Kingdom pp. 137-163.
- Eloranta, P., Andersson, K., 1998. Diatom indices in water quality monitoring of some south-Finnish rivers. Verhandlungen Internationale Vereinigung für Limnologie 26, 1213-1215.

- Ferreira, K.S.M., Bicudo, C.E.M. 2017. Criptógamos do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP. *Algae*, 42: Bacillariophyceae (Surirelalles). *Hoehnea* 44(1), 10-28. <http://dx.doi.org/10.1590/2236-8906-34/2016>
- Góméz, N., Licursi, M. 2001. The Pampean Diatom Index (IDP) for assessment of rivers and streams in Argentina. *Aquatic Ecol.* 5, 173-181. <http://dx.doi.org/10.1023/A:1011415209445>
- Guerreiro, R.L., McGlue, M.M., Stone, J.R., Bergier, I., Parolin, M., Caminha, S.S.F.S., Warren, L.V., Assine, M.L. 2018. Paleoecology explains Holocene chemical changes in lakes of the Nhecolândia (Pantanal-Brazil). *Hydrobiologia* 815, 1-19. <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3429-3>
- Hazuková V., Johansen J.R., Sgro G.R. 2018. Validation of diatom-based index of water quality confirms its utility in monitoring of the Lake Erie's nearshore area. *Journal of Great Lakes Research* <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2018.10.004>
- Houk V., Klee R. 2007. Atlas of freshwater centric diatoms with a brief key and descriptions Part II. Melosiraceae and Aulacoseiraceae (supplement to part I). *Fottea* 7(2), 85-255
- Kelly, M.G., Penny, C.J., Whitton, B.A. 1995. Comparative performance of benthic diatom indices used to assess river water quality. *Hydrobiologia* 302, 179-188.
- Kelly, M.G., Cazaubon, A., Coring, E., Dell'Uomo, A., Ector, L., Goldsmith, B., Guasch, H., Hürlimann, J., Jarlman, A., Kawecka, B., Kwadran, J., Laugaste, R., Lindström, E.-A., Leitao, M., Marvan, P., Padisák, J., Pipp, E., Prygiel, J., Rott, E., Sabaer, S., van Dam, H., Vizinet, J. 1998. Recommendations for the routine sampling of diatoms for water quality assessment in Europe. *J. of Applied Phycology* 10, 215-224.
- Kelly, M., Bennett, C., Coste, M., Delgado, C., Delmas, F., Denys, L., Ector, L., Fauville, C., Ferréol, M., Golub, M., Jarlman, A., Kahlert, M., Lucey, J., Chatháin, B.N., Pardo, I., Pfister, P., Picinska-Faltynowicz, J., Rosebery, J., Schranz, C., Schaumburg, J., van Dam, H., Vilbaste, S. 2009. A comparison of national approaches to setting ecological status boundaries in phytobenthos assessment for the European Water Framework Directive: results of an intercalibration exercise. *Hydrobiologia* 621, 169-182. doi: 10.1007/s10750-008-9641-4
- Kuchinski, V., Gastaldini, M.C.C. 2018. Modelling the trophic state of subtropical reservoir in southern Brazil. *J. Water Resour. Plann. Manage.* 144(3), 05018001.
- Lecointe, C., Coste, M., Prygiel, J. 1993. "Omnidia": software for taxonomy, calculation of diatom indices and inventories management. *Hydrobiologia* 269/270, 509-513.
- Lee, H., Yun, S.M., Lee, J.-Y., Lee, S.D., Lim, J., Cho, P.Y. 2018. Late Holocene climate changes from diatom records in the historical Reservoir Gonggeomji, Korea. *J. of Applied Phycology* <https://doi.org/10.1007/s10811-018-1548-5>
- Liu, B., McLean, C.E., Long, D.T., Steinman, A.D., Stevenson, R.J. 2018. Eutrophication and recovery of a Lake inferred from sedimentary diatoms originating from different habitats. *Science of Total Environment* 628-629, 1352-1361. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.174>
- 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., Hermans, G., Bes, D., Wetzel, C.E., Oliveira, M.A. 2004a. Use of epilithic diatoms as bioindicators from lotic systems in southern Brazil, with special emphasis on eutrophication. *Acta Limnol. Bras.* 16(1), 25-40.
- Lobo, E.A., Bes, D., Tudesque, L., Ector, L. 2004b. Water quality assessment of the Pardinho River, RS, Brazil, using epilithic diatom assemblages and faecal coliforms as biological indicators. *Vie Milieu* 54(2-3), 115-125.
- Marchetto, A., Sforzi, T. 2018. Using benthic diatom for estimating lake ecological quality: comparing different taxonomic resolution. *Advances in Oceanography and Limnology* 9(1) doi: 10.4081/aiol.2018.7389
- Marquardt, G.C., Padial, A.A., Bicudo, C.E.M. 2018. Variance partitioning of deconstructed tropical diatom communities in reservoirs cascade. *Aquat Sci* 80, 17 <https://doi.org/10.1007/s00027-018-0571-6>

- Matsumura-Tundisi, T., Tundisi, J.G. 2003. *Calanoida* (Copepoda) species composition changes in reservoirs of the São Paulo State (Brazil) in the last twenty years. *Hydrobiologia* 504, 215-222.
- Medlin, L.K., Kaczmarek, I. 2004. Evolution of diatoms, 5: morphological and cytological support for the major clade and a taxonomy revision. *Phycologia* 43: 245-270.
- Morais, K.S., Bartozek, E.R., Zorzal-Almeida, S., Bicudo, D.C., Bicudo, C.E.M. 2018. Taxonomy and ecology of order Surirellales (Bacillariophyceae) in tropical reservoirs in Southeastern of Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia* 30, e204. <https://doi.org/10.1590/S2179-975X9817>
- Newall, P., Bate, N., 2002. Diatoms as biomonitors in the Kiewa river system, Australia. in: John, J. (Ed.), *Proceedings of the 15th International Diatom Symposium*. A.R.G. Gantner Verlag K.G., Ruggell, pp. 113–123.
- Ovaskainen, O., Weigel, B., Potyutko, O., Buyvlov, Y. 2019. Long-term shifts in water quality show-scale dependent bioindicator responses across Russia – Insights from 40 years-long bioindicators monitoring programa. *Ecological Indicators* 98, 476-482. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.11.027>
- Padisák, J., Reynolds, C.S. 1998. Selection of phytoplankton association in Lake Balaton, Hungary, in response to eutrophication and restoration measures, with special reference to cyanoprokaryotes. *Hydrobiologia* 384, 41-53.
- Padisák, J., Borics, G., Grigorszky, I., Soróczki-Pintér, É. 2006. Use of phytoplankton assemblages for monitoring ecological status of lakes within the Water Framework Directive: the assemblage index. *Hydrobiologia* 553, 1-14. doi: 10.1007/s10750-005-1393-9
- Pappas, J.L., Stoermer, E.F. 1996. Quantitative method for determining a representative algal sample count. *Journal of Phycology* 32, 393-696.
- Philibert A., Prairie Y.T. 2002. Diatom-based transfer functions for western Quebec lakes (Abitibi and Haute Mauricie): the possible role of epilimnetic CO₂ concentration in influencing diatom assemblages. *Journal of Paleolimnology*, 27, 465–480.
- Pipp, E. 2001. A regional diatom-based trophic state indication system for running water sites in Upper Austria and its overregional applicability. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 27, 3376-3380.
- Pouličková, A., Duchoslav, M., Dokulil, M. 2004. Litoral diatom assemblages as bioindicators of lake trophic status: A case study from perialpine lakes in Austria. *Eur. J. Phycol.* 39. doi: 10.1080/0967026042000201876
- Potapova, M., Charles, D.F. 2005. Choice of substrate in algae-based water quality assessment. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 24(2), 415-427.
- Potapova, M.G., Winter, D.M. 2006. Use of nonparametric multiplicative regression for modeling diatom habitat: a case study of three *Geissleria* species from North America. in: Ognjanova-Rumenova, N., Manoylov, K. (Eds.) *Advances in Phycological Studies* pp. 319-332.
- Potapova, M.G., Hamilton, P. 2007. Morphological and ecological variation within the *Achnanthes minutissimum* (Bacillariophyceae) species complex. *Journal of Phycology* 43: 561-575. doi: 10.1111/j.1529-8817.2007.00332.x
- R Core Team. 2016. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.r-project.org/>
- Reavie, E.D., Heathcote, A.J., Chraïbi, V.L.S. 2014. Laurentian Great Lakes Phytoplankton and Their Water Quality Characteristics, Including a Diatom-Based Model for Paleoreconstruction of Phosphorus. *PLoS ONE* 9(8): e104705. doi:10.1371/journal.pone.0104705
- Reavie, E.D., Axler, R.P., Sgro, G.V., Danz, N.P., Kingston, J.C., Kireta, A.R., Brown, T.N., Hollenhorst, T.P., Ferguson, M.J. 2006. Diatom-based Weighted-averaging Transfer Functions for Great Lakes Coastal Water Quality: Relationships to Watershed Characteristics. *J. Great Lakes Research* 32, 301-347. [https://doi.org/10.3394/0380-1330\(2006\)32%5B321:DWTFFG%5D2.0.CO;2](https://doi.org/10.3394/0380-1330(2006)32%5B321:DWTFFG%5D2.0.CO;2)
- Rumrich, U., Lange-Bertalot, H., Rumrich 2000. Diatoms of the Andes: from Venezuela to Patagonia/Tierra del Fuego and additional contributions. *Iconographia Diatomologica* 9.

- Salomoni, S.E., Rocha, O., Callegaro, V.L., Lobo, E.A. 2006. Epilithic diatoms as indicators of water quality in Gravataí river, rio Grande do Sul, Brazil. *Hydrobiologia* 559, 233-246. doi: [10.1007/s10750-005-9012-3](https://doi.org/10.1007/s10750-005-9012-3)
- Santana, L.M., Crossetti, L.O., Ferragut, C. 2017. Ecological status assessment of tropical reservoir through the assemblage index of phytoplankton functional groups. *Braz. J. Bot.* doi: [10.1007/s40415-017-0373-4](https://doi.org/10.1007/s40415-017-0373-4)
- Sgro, G.V., Reavie, E.D., Kingston, J.C., Kireta, A.R., Ferguson, M.J., Danz, N.P., Johansen, J.R. 2007. A diatom quality index from a diatom-based total phosphorus inference model. *Environmental Bioindicators* 2, 15-34. doi: [10.1080/15555270701263234](https://doi.org/10.1080/15555270701263234)
- Silva, A.M., Tremarin, P.I., Ludwig, T.A.V., Vercellino, I.S. 2010. Diatomáceas perifíticas em um sistema eutrófico brasileiro (Reservatório do Iraí, estado do Paraná). *Acta Botanica Brasilica*. 24(4), 997-1016. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062010000400015>
- Siver, P.A., Kling, H. 1997. Morphological observations of *Aulacoseira* using scanning electron microscopy. *Can. J. Bot.* 75, 1807-1835. <http://dx.doi.org/10.1139/b97-894>
- Siver, P.A., Morales, E.A., Van de Vijver, B., Smots, M., Hamilton, P.B., Lange-Bertalot, H., Hains, J.J. 2006. Observations on *Fragilaria longifusiformis* comb. nov. et nom. nov. (Bacillariophyceae), a widespread planktic diatom documented from North America and Europe. *Phycological Research* 54, 183-192.
- Sneath, P.H.A., Sokal, R.R. 1973. Numerical Taxonomy: the principle and practice of numerical classification. W.H. Freeman and Company, San Francisco.
- Soeprbowati, T.R., Suedy, S.W.A., Hadiyanto, Lubis, A.A., Gell, P. 2018. Diatom assemblage in the 24 cm upper sediment associated with human activities in Lake Warna Dieng Plateau Indonesia. *Environmental Technology & Innovation* 10, 314-323. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2018.03.007>
- Stenger-Kovács, C., Buczkó, K., Hajnal, E., Padisák, J. 2007. Epiphytic, littoral diatoms as bioindicators of shallow lake trophic status: Trophic Diatom Index of Lakes (TDIL) developed in Hungary. *Hydrobiologia* 589, 141-154. doi: [10.1007/s10750-007-0729-z](https://doi.org/10.1007/s10750-007-0729-z)
- Ter Braak, C.J.F., Looman, C.W.N. 1986. Weighted averaging, logit regression and the Gaussian response model. *Vegetatio* 65, 3-11.
- Ter Braak, C.J.F., van Dam, H. 1989. Inferring pH from diatoms: a comparison of old and new calibration methods. *Hydrobiologia* 178, 209-223.
- Tibby, J. 2004. Development of a diatom-based model for inferring total phosphorus in southeastern Australian water storages. *J. Paleolimnology* 31, 26-36. <https://doi.org/10.1023/B:JOPL.0000013272.25122.2a>
- 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.
- Tremarin, P.I., Ludwig, T.A.V., Torgan, L.C. 2012. Ultrastructure of *Aulacoseira brasiliensis* sp. nov. (Coscinodiscophyceae) and comparison with related species. *Fottea* 12(2), 171-188.
- Tundisi, J.G. 2007. Gerenciamento integrado de bacias hidrográficas e reservatórios – Estudos de caso e perspectivas. in: Nogueira, M.G., Henry, R., Jorcin, A. (Eds.) *Ecologia de Reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistema em cascata*. 2 edition. Rima, São Carlos, pp. 1-22.
- Van Dam, H., Mertens, A., Sinkeldam, J. 1994. A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. *Neth. J. Aquatic Ecol.* 28(1), 117-133. <http://dx.doi.org/10.1007/BF02334251>
- Van de Vijver, B., Lange-Bertalot, H. 2009. New and interesting *Navicula* taxa from western and northern Europe. *Diatom Research* 24(2), 415-429.
- Wengrat, S., Marquardt, G.C., Bicudo, D.C., Bicudo, C.E.M., Wetzel, C.E., Ector, L. 2015. Type analysis of *Cymbella schubartii* and two new *Encyonopsis* species (Bacillariophyceae) from southeastern Brazil. *Phytotaxa* 221(3), 247-264. <http://dx.doi.org/10.11646/phytotaxa.221.3.3>
- Winegardner, A.K., Beisner, B.E., Legendre, P., Gregory-Eaves, I. 2014. Are the landscape-level drivers of water column and surface sediment diatoms different? *Freshwater Biology* 60(2), 267-281. doi: [10.1111/fwb.12478](https://doi.org/10.1111/fwb.12478)

- Winter, J.S., Duthie, H.C. 2000. Stream epilithic, epipelic and epiphytic diatoms: habitat fidelity and use in biomonitoring. *Aquatic Ecology* 34, 345-353.
- Zelinka, M., Marvan, P. 1961. Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fließender Gewässer. *Archiv für Hydrobiologie* 57 (3), 389-407.
- Zorzal-Almeida, S., Bini, L.M., Bicudo, D.C. 2017a. Beta diversity of diatoms is driven by environmental heterogeneity, spatial extent and productivity. *Hydrobiologia* 800, 7-16. doi:10.1007/s10750-017-3117-3
- Zorzal-Almeida, S., Soininen, J., Bini, L.M., Bicudo, D.C. 2017b. Local environment and connectivity are the main drivers of diatom species composition and trait variation in a set of tropical reservoirs. *Freshwater Biology* 62(9), 1551-1563. doi: 10.1111/fwb.12966
- Zorzal-Almeida, S., Bicudo, D.C., Lamparelli, M.C., Ferragut, C., Bicudo, C.E.M. 2017. Avaliação do índice de estado trófico e sua aplicação na represa Guarapiranga em longa série temporal. in: Bicudo, C.E.M., Bicudo, D.C. (Eds.) 100 Anos da represa Guarapiranga: lições e desafios. Editora CRV, Curitiba-PR, Brasil. pp. 401-428.

Table S1. Names, Sampling Site Codes and trophic status of the 33 reservoirs of southeast Brazil. Mean and standard deviation (sd) between summer and winter, and between unit sampled of each reservoir is compiled to following variables: Total Phosphorous (TP); Total Nitrogen (TN); Conductivity (Cond.); Sechii Transparency (Secchii); meters (m). Fonte (Bartozek et al. 2019 adapted)

Reservoirs	Sampling Site Code	Geographic coordinates	Trophic classification	TP $\mu\text{g L}^{-1}$ mean (sd $\pm$)	TN $\mu\text{g L}^{-1}$ mean (sd $\pm$)	pH mean (sd $\pm$)	Cond. ($\mu\text{S cm}^{-1}$) mean(sd $\pm$)	Secchi (m) mean (sd $\pm$)
Ribeirão do Campo	RC1, RC1S, RC1W	S 23°39'31.8" W 45°49'23.22"	ultraoligotrophic	4.13 (0.19)	378.9 (86.50)	5.4 (0.05)	11.5 (0.82)	1.52 (0.75)
	RC2, RC2S, RC2W	S 23°38'30.8" W 45°49'51.24"						
	RC3, RC3S, RC3W	S 23°38'15.2" W 45°50'0.78"						
Cachoeira da Fumaça	FU1, FU1S, FU1W	S 24°01'19.5" W 47°15'22.9"	ultraoligotrophic	5.6 (1.2)	271.9 (115.95)	6.0 (0.13)	26.9 (0.52)	2.51 (0.97)
	FU2, FU2S, FU2W	S 24°00'13.8" W 47°15'48.1"						
	FU3, FU3S, FU3W	S 23°59'50.0" W 47°15'44.0"						
Serraria	SE1, SE1S, SE1W	S 24°06'58.1" W 47°32'59.5"	ultra- to oligotrophic	7.8 (2.4)	284.6 (70.11)	6.1 (0.28)	28.7 (2.42)	3.97 (1.08)
	SE2, SE2S, SE2W	S 24°07'30.4" W 47°32'14.5"						
	SE3, SE3S, SE3W	S 24°08'28.2" W 47°32'19.3"						
Ponte Nova	PN1, PN1S, PN1W	S 23°33'54.9" W 45°53'43.14"	ultra- to oligotrophic	9.0 (2.5)	701.7 (90.14)	6.3 (0.14)	16.4 (1.86)	2.64 (0.69)
	PN2, PN2S, PN2W	S 23°36'04.3" W 45°55'44.04"						
	PN3, PN3S, PN3W	S 23°34'48.2" W 45°57'57.9"						

Table S1. Continuation

Complexo Billings/Rio Pequeno	RP1, RP1S, RP1W	S 23°48'8.7" W 46°29'59.7"	ultra- to oligotrophic	9.23 (7.4)	528.0 (316.8)	6.2 (1.1)	60.3 (40.25)	1.02 (0.34)
	RP2, RP2S, RP2W	S 23°47'41.34" W 46°28'21.66"						
	RP3, RP3S, RP3W	S 23°47'1.62" W 46°26'11.28"						
Cachoeira do França	FR1, FR1S, FR1W	S 23°55'28.7" W 47°09'25.9"	ultra- to oligotrophic	9.4 (4.7)	305.9 (67.6)	7.0 (0.62)	26.8 (3.26)	1.77 (0.18)
	FR2, FR2S, FR2W	S 23°55'51.8" W 47°09'27.0"						
	FR3, FR3S, FR3W	S 23°55'54.4" W 47°10'34.6"						
	FR4, FR4S, FR4W	S 23°55'58.6" W 47°11'31.6"						
Atibainha	AT1, AT1S, AT1W	S 23°08'50" W 46°18'49"	ultra- to oligotrophic	9.4 (2.0)	414.0 (158.3)	6.1 (0.31)	34.0 (6.47)	2.37 (0.69)
	AT2, AT2S, AT2W	S 23°09'42" W 46°21'44"						
	AT3, AT3S, AT3W	S 23°11'12" W 46°22'51"						
	AT4, AT4S, AT4W	S 23°10'31" W 46°23'29"						
	AT5, AT5S, AT5W	S 23°12'46" W 46°22'45"						
	AT6, AT6S, AT6W	S 23°10'46" W 46°21'25"						
Cachoeira da Graça	CG1, CG1S, CG1W	S 23°39'46.35" W 46°57'47.79"	ultra- to oligotrophic	9.9 (5.9)	258.9 (58.8)	6.1 (0.28)	16.0 (1.40)	1.28 (0.44)
	CG2, CG2S, CG2W	S 23°39'17.68" W 46°57'57.75"						

Table S1. Continuation

Jacareí	JC1, JC1S, JC1W	S 22°57'04.8" W 46°26'19.8"	ultra- to oligotrophic	11.2 (4.9)	220.3 (76.0)	6.9 (0.34)	35.2 (3.37)	3.46 (0.75)
	JC2, JC2S, JC2W	S 22°58'14.76" W 46°25'57.79"						
	JC3, JC3S, JC3W	S 22°59'18.94" W 46°24'18.56"						
	JC4, JC4S, JC4W	S 22°57'59.09" W 46°23'16.59"						
	JC5, JC5S, JC5W	S 22°57'42.7" W 46°21'44.3"						
	JC6, JC6S, JC6W	S 22°58'33.37" W 46°20'39.26"						
	JC7, JC7S, JC7W	S 22°57'16.03" W 46°18'52.24"						
Tanque Grande	TG1, TG1S, TG1W	S 23°22'22" W 46°27'37.4"	ultra- to oligotrophic	11.8 (3.5)	173.9 (47.7)	6.6 (0.37)	58.7 (5.71)	1.25 (0.41)
	TG2, TG2S, TG2W	S 23°22'27.1" W 46°27'35.9"						
	TG3, TG3S, TG3W	S 23°22'29" W 46°27'31"						
Paiva Castro	PC1, PC1S, PC1W	S 23°19'39" W 46°36'42"	oligotrophic	12.8 (2.5)	269.3 (122.0)	6.0 (0.15)	43.7 (15.55)	1.45 (0.86)
	PC2, PC2S, PC2W	S 23°19'43" W 46°38'11"						
	PC3, PC3S, PC3W	S 23°20'15" W 46°39'41"						
	PC4, PC4S, PC4W	S 23°19'49" W 46°40'37"						

Table S1. Continuation

Location	Sample ID	Coordinates	Soil Type	Depth (cm)	Moisture (%)	Temperature (°C)	pH	EC (µS/cm)
Pedro Beicht	PB1, PB1S, PB1W	S 23°44'44.27" W 46°57'38.58"	oligotrophic	14.1 (1.3)	192.2 (48.5)	6.1 (0.11)	14.3 (1.24)	1.28 (0.43)
	PB2, PB2S, PB2W	S 23°44'8.07" W 46°57'22.06"						
	PB3, PB3S, PB3W	S 23°42'58.07" W 46°57'46.16"						
	PB4, PB4S, PB4W	S 23°43'44.06" W 46°58'5.10"						
	PB5, PB5S, PB5W	S 23°42'55.07" W 46°58'19.28"						
Santa Helena	SH1, SH1S, SH1W	S 23°34'49.92" W 47°25'32.64"	oligotrophic	14.6 (3.8)	568.1 (68.9)	7.1 (0.15)	100.3 (3.70)	1.44 (0.34)
	SH2, SH2S, SH2W	S 23°34'58.56" W 47°25'50.52"						
	SH3, SH3S, SH3W	S 23°34'54.3" W 47°26'12.12"						
Cachoeira	CA1, CA1S, CA1W	S 23°00'35" W 46°16'05"	oligo- to mesotrophic	15.0 (5.4)	334.5 (147.4)	6.3 (0.34)	39.9 (3.61)	1.98 (0.41)
	CA2, CA2S, CA2W	S 23°00'37" W 46°17'11"						
	CA3, CA3S, CA3W	S 23°01'56" W 46°17'20"						
	CA4, CA4S, CA4W	S 23°03'00" W 46°19'07"						
	CA5, CA5S, CA5W	S 23°04'11" W 46°18'41"						
Cabuçu	CB1, CB1S, CB1W	S 23°23'25.6" W 46°31'42.8"	oligo- to mesotrophic	16.1 (3.6)	478.8 (241.8)	6.5 (0.50)	45.9 (9.72)	2.41 (0.61)
	CB2, CB2S, CB2W	S 23°23'42.7" W 46°31'47.2"						
	CB3, CB3S, CB3W	S 23°24'0.6" W 46°31'56.6"						

Table S1. Continuation

Paineiras	PI1, PI1S, PI1W	S 23°51'12.4" W 47°36'56.2"	oligo- to mesotrophic	18.2 (1.2)	275.0 (102.7)	6.6 (0.31)	38.5 (1.64)	0.98 (0.53)
	PI2, PI2S, PI2W	S 23°51'04.6" W 47°37'49.8"						
	PI3, PI3S, PI3W	S 23°50'35.5" W 47°38'26.1"						
Tatu	TU1, TU1S, TU1W	S 22°38'42" W 47°17'10"	oligo- to mesotrophic	21.2 (3.4)	535.9 (101.3)	6.0 (0.31)	56.4 (7.26)	0.77 (0.17)
	TU2, TU2S, TU2W	S 22°39'12" W 47°16'59"						
	TU3, TU3S, TU3W	S 22°39'35" W 47°16'47"						
Salto do Iporanga	SI1, SI1S, SI1W	S 24°06'33.7" W 47°44'57.2"	oligo- to mesotrophic	22.5 (6.4)	376.5 (53.6)	6.8 (0.76)	42.7 (10.74)	1.68 (0.36)
	SI2, SI2S, SI2W	S 24°06'10.7" W 47°43'55.2"						
	SI3, SI3S, SI3W	S 24°05'57.2" W 47°43'10.6"						
Paraitinga	PA1, PA1S, PA1W	S 23°31'22.0" W 45°54'17.8"	oligo- to mesotrophic	25.6 (4.3)	622.7 (303.3)	6.5 (0.14)	44.8 (2.54)	1.80 (0.56)
	PA2, PA2S, PA2W	S 23°31'41.3" W 45°56'29.2"						
Itupararanga	IT1, IT1S, IT1W	S 23°37'11.58" W 47°13'59.34"	oligo- to mesotrophic	25.7 (13.7)	1295.8 (707.4)	6.9 (0.27)	100.7 (7.40)	1.05 (0.29)
	IT2, IT2S, IT2W	S 23°36'51.96" W 47°18'5.22"						
	IT3, IT3S, IT3W	S 23°37'12.96" W 47°19'37.2"						
	IT4, IT4S, IT4W	S 23°38'0.36" W 47°22'14.52"						
	IT5, IT5S, IT5W	S 23°36'53.1" W 47°23'34.7"						

Table S1. Continuation

Jaguari	JA1, JA1S, JA1W	S 22°54'57.18" W 46°24'19.76"	oligo- to mesotrophic	25.8 (15.1)	351.8 (93.3)	6.8 (0.32)	36.5 (3.03)	2.41 (0.55)
	JA2, JA2S, JA2W	S 22°55'36.27" W 46°25'21.71"						
Jurupará	JP1, JP1S, JP1W	S 23°56'01.8" W 47°22'18.4"	oligo- to mesotrophic	26.0 (11.6)	716.4 (402.6)	5.9 (0.33)	29.2 (4.77)	1.91 (0.45)
	JP2, JP2S, JP2W	S 23°56'33.7" W 7°22'50.6"						
	JP3, JP3S, JP3W	S 23°56'55.7" W 47°23'20.1"						
	JP4, JP4S, JP4W	S 23°57'36.8" W 47°23'43.3"						
Taiaçupeba	TA1, TA1S, TA1W	S 23°36'25.9" W 46°15'59.5"	mesotrophic	26.7 (4.5)	421.0 (72.8)	6.4 (0.20)	51.8 (3.06)	1.44 (0.34)
	TA2, TA2S, TA2W	S 23°34'40.9" W 46°16'50.3"						
Ipaneminha	IP1, IP1S, IP1W	S 23°32'33.9'' W 47°30'57.24''	mesotrophic	33.6 (2.8)	932.2 (390.9)	7.0 (0.36)	164.0 (6.63)	0.64 (0.16)
	IP2, IP2S, IP2W	S 23°32'37.68'' W 47°31'4.38''						
	IP3, IP3S, IP3W	S 23°32'34.62'' W 47°31'8.88''						
Jundiaí	JU1, JU1S, JU1W	S 23°38'50.2" W 46°09'48.1"	mesotrophic	33.8 (5.9)	527.2 (218.7)	6.3 (0.05)	45.9 (3.64)	1.47 (0.19)
	JU2, JU2S, JU2W	S 23°39'07.2" W 46°11'34.3"						
	JU3, JU3S, JU3W	S 23°37'33.7" W 46°11'13.4"						

Table S1. Continuation

Complexo Billings/Rio Grande	RG1, RG1S, RG1W	S 23°46'7.44" W 46°31'47.52"	meso- to eutrophic	40.0 (32.2)	1211.2 (617.5)	6.8 (0.37)	127.2 (75.49)	1.69 (0.60)
	RG2, RG2S, RG2W	S 23°45'59.46" W 46°30'35.7"						
	RG3, RG3S, RG3W	S 23°45'14.94" W 46°28'25.62"						
	RG4, RG4S, RG4W	S 23°43'43.74" W 46°26'31.62"						
Complexo Billings/Taquacetuba	TQ1, TQ1S, TQ1W	S 23°48'44.1" W 46°37'51.24"	eutrophic	50.8 (29.2)	1324.3 (191.9)	7.6 (0.42)	159.8 (68.7)	1.17 (0.56)
	TQ2, TQ2S, TQ2W	S 23°49'34.08" W 46°37'29.4"						
	TQ3, TQ3S, TQ3W	S 23°50'37.62" W 46°39'8.22"						
Hedberg	HB1, HB1S, HB1W	S 23°25'55.86" W 47°35'33.06"	eutrophic	82.9 (12.3)	1182.6 (421.5)	7.5 (1.02)	133.7 (23.57)	0.60 (0.26)
	HB2, HB2S, HB2W	S 23°25'40.86" W 47°35'31.14"						
	HB3, HB3S, HB3W	S 23°25'33.72" W 47°35'42.66"						
Lago das Garças	LG1, LG1S, LG1W	S 23°38'44.4" W 46°37'29.9"	eutrophic	105.3 (4.0)	1933.3 (738.5)	6.9 (0.47)	341.6 (37.34)	0.32 (0.05)
Guarapiranga	GUA1, GUA1S, GUA1W	S 23°44'26.76" W 46°45'15.48"	eutrophic to supereutrophic	60.2 (43.3)	1224.9 (537.0)	7.4 (0.59)	116.7 (28.6)	1.24 (0.33)
	GUA2, GUA2S, GUA2W	S 23°42'58.14" W 46°43'36.72"						
	GUA3, GUA3S, GUA3W	S 23°41'53.1" W 46°44'40.38"						
	GUA4, GUA4S, GUA4W	S 23°40'46.92" W 46°43'33.54"						
Complexo Billings/Corpo Central	CC1, CC1S, CC1W	S 23°43'36.18" W 46°39'21.48"	eutrophic to supereutrophic	84.3 (53.6)	4149.6 (458.4)	6.7 (0.32)	189.7 (93.11)	1.08 (0.15)
	CC2, CC2S, CC2W	S 23°45'40.92" W 46°38'54.06"						

Table S1. Continuation

Location	Station	Coordinates	Water Quality	Salinity (psu)	Temperature (°C)	Dissolved Oxygen (mg/L)	pH	Chlorophyll <i>a</i> (µg/L)
Salto Grande	SG1, SG1S, SG1W	S 22°43'43" W 47°13'56"	eutrophic to supereutrophic	112.1 (59.8)	2588.3 (643.6)	7.1 (0.26)	299.8 (89.52)	0.92 (0.41)
	SG2, SG2S, SG2W	S 22°42'59" W 47°14'21"						
	SG3, SG3S, SG3W	S 22°43'05" W 47°16'02"						
	SG4, SG4S, SG4W	S 22°41'59" W 47°16'33"						
Barra Bonita	BB1, BB1S, BB1W	S 22°38'09.5" W 48°21'11.4"	eutrophic to hypereutrophic	247.3 (109.3)	5952.1 (2321.0)	7.5 (0.26)	369.1 (44.04)	1.08 (0.42)
	BB2, BB2S, BB2W	S 22°36'42" W 48°19'14.9"						
	BB3, BB3S, BB3W	S 22°36'9.12" W 48°21'16.5"						
	BB4, BB4S, BB4W	S 22°34'9.06" W 48°24'31.02"						
	BB5, BB5S, BB5W	S 22°31'56.04" W 48°27'37.3"						

CAPÍTULO 2

Reconstrução pretérita de fósforo total (ca. 100 anos) na represa Guarapiranga: calibração e validação da função de transferência diatomácea-fósforo para reservatórios em regiões tropicais

Resumo: Modelo de Função de transferência baseado em diatomáceas de sedimento superficial para reconstrução de concentrações de fósforo da água vem sendo considerado uma ferramenta robusta para conhecer o estado de referência de ambientes altamente impactados, auxiliando nos planos de manejo e restauração. Este trabalho visou desenvolver uma função de transferência diatomácea-fósforo para inferir concentrações pretéritas de fósforo da água da represa Guarapiranga (1919-2010). A fase de calibração para elaboração do modelo baseou-se em um banco de dados com informações limnológicas e biológicas das comunidades de diatomáceas de sedimento superficial. As etapas de regressão e calibração foram realizadas com 63 espécies de diatomáceas de 112 unidades amostrais. O ótimo e a tolerância para o fósforo total das espécies foram determinados para 63 espécies de diatomáceas. A malha de calibração apresentou alta habilidade preditiva (r^2 0.80) e o modelo que melhor respondeu foi o da média ponderada com peso da tolerância ($WA_{(tol)}$ inv (REQM 20.84 $\mu\text{g PT L}^{-1}$). O modelo aplicado ao testemunho da represa Guarapiranga foi eficaz na reconstrução quantitativa dos níveis de fósforo na água (ca. 100 anos) e estabelecer os níveis de referência (19 $\mu\text{g PT L}^{-1}$ - oligotrófico) e o limiar de fósforo pré-eutrofização (em torno de 26 $\mu\text{gPT L}^{-1}$ - mesotrófico), corroborando com a reconstrução paleoambiental qualitativa e previamente conhecida para esta represa. O conhecimento das condições basais de fósforo total da água e de limiares antes do início da eutrofização é imprescindível para se estabelecer metas seguras de conservação e recuperação, sendo uma ferramenta auxiliar para medidas de gerenciamento ambiental.

Palavras-chave: diatomácea; eutrofização; modelo inferencial, reconstrução ambiental; represa tropical

1. Introdução

Não é de hoje que temos conhecimento sobre a forte demanda do homem por água doce e o desafio de preservá-la de maneira sustentável e consciente. A crise da água doce do século XXI não se deve apenas a uma relação direta entre aumento populacional e demanda de água, mas é também reflexo das mudanças dos padrões de seu uso e consumo em decorrência da urbanização (UNDP 2006).

Desde meados das décadas de 1970 e 1980, a eutrofização vem sendo alvo de intensas investigações em todo o mundo, sendo a causa mais comum da degradação da qualidade dos ecossistemas aquáticos e trazendo impactos diretos e indiretos sobre atividades econômicas, serviços ecossistêmicos e saúde humana (Le Moal et al. 2019). As consequências da eutrofização são múltiplas e implicam basicamente em aumento da biomassa algal e excesso de macrófitas aquáticas, aumento da turbidez, hipóxia e consequente mortandade de peixes (Le Moal et al. 2019; Beusen et al. 2016). Enquanto que no século XX as causas da eutrofização eram pautadas principalmente por fontes pontuais (ex. esgoto doméstico), atualmente o influxo de nitrogênio e fósforo por fontes difusas (agricultura, aquicultura e ecossistemas naturais) vem sendo apontado como as principais causas do processo de eutrofização (Beusen et al. 2016). O impacto cumulativo das atividades humanas, as quais podem ser distantes no espaço e tempo das causas visíveis (Le Moal et al. 2019), dificulta a compreensão sobre a transformação, resiliência e trajetória do ecossistema (Thornton et al. 2013).

O conhecimento da trajetória ambiental dos ecossistemas aquáticos, de suas condições basais (de referência), variabilidade natural e impactos são requerimentos básicos para o sucesso do gerenciamento ecossistêmico (Tammelin et al. 2019; Vilaclara et al. 1997). Os empecilhos para se ter acesso às condições de referência recaem sobre a falta de dados de longa duração que abranja informação anterior ao impacto ambiental de forma que, em muitos casos, a paleolimnologia torna-se a única ferramenta capaz de acessar informações pretéritas (Smol 2008; Bennion et al. 2004). Assim, a paleolimnologia como Ciência ganhou força e notoriedade por contribuir com o resgate de informações históricas dos ambientes melhorando o entendimento sobre a dinâmica de ecossistemas aquáticos contemporâneos (Battarbee 2011, 1999).

Avanços metodológicos sobre as técnicas de amostragem dos testemunhos; datação das camadas de sedimento mais recentes pelo chumbo (^{210}Pb) e cério (^{137}Cs);

diversificação dos marcadores ambientais (proxies) e das técnicas numéricas para desenvolver funções de transferência a partir de microfósseis vêm contribuindo de forma crescente para o avanço da paleolimnologia (Smol 2008; Birks 2010). O sedimento acumulado nos sistemas lacustres armazena informações históricas sobre as condições físicas, químicas e biológicas pelas quais o ecossistema passou, fornecendo um registro pretérito ambiental do ecossistema (Smol 2008). Dentre os marcadores biológicos, as diatomáceas vêm sendo bastante utilizadas principalmente na reconstrução da eutrofização (e.g. Bennion 1994; Yu et al. 2007; Costa-Böddeker et al. 2012) visto que usualmente se encontram bem preservadas nos sedimentos, são facilmente reconhecíveis pela sua parede celular impregnada por sílica (Round et al. 1990) e apresentam amplitudes ecológicas relativamente bem conhecidas (Bennion 1995) para regiões temperadas. Devido a estas características, as diatomáceas também vêm sendo amplamente utilizadas para o desenvolvimento de modelos de função de transferência de variáveis de interesse (Rioul et al. 2013; Logan & Taffs 2013; Hall & Smol 2010; Yang et al. 2008).

A identificação e representatividade das espécies de diatomáceas ao longo do testemunho sedimentar, aliadas ao conhecimento sobre as preferências ecológicas das espécies, permitem traçar qualitativamente a história ambiental dos ecossistemas lacustres. No entanto, a reconstrução quantitativa de variáveis de interesse não passíveis de mensuração no testemunho requer o conhecimento do ótimo e das tolerâncias das espécies de diatomáceas a partir de uma rede de calibração e posterior elaboração e aplicação de modelos de função de transferência (Bennion et al. 1995). O método da média ponderada (WA, Birks et al. 1990) é uma técnica robusta e amplamente utilizada para desenvolvimento da função de transferência e reconstrução de variáveis ambientais de interesse (Reavie & Edlund 2013; Birks 2010; Chen et al. 2008; Gregory-Eaves et al. 1999; Bennion 1994). A etapa de calibração é feita a partir do cálculo dos valores de ótimos e tolerâncias inferidos para cada espécie de diatomácea com base em amostras de sedimento superficial (Birks et al. 1990; ter Braak & van Dam 1989) e da determinação da variável de interesse que deve apresentar um gradiente de concentração nas amostras e exercer forte influência na distribuição das espécies (Reavie & Edlund 2013; ter Braak 1987). É importante que a malha de calibração seja oriunda de ambientes com amplo gradiente ambiental e espacial, integrando a região de interesse (Reavie & Edlund 2013). Isto minimiza o

viés sobre a inferência das preferências ecológicas das espécies e sobre a autocorrelação espacial das variáveis (Cumming et al. 2015; Birks 2010).

Diversos trabalhos trazem contribuições sobre o uso das diatomáceas para o desenvolvimento de modelos inferenciais e reconstrução ambiental (ex: Reavie & Edlund 2013; Bennion et al. 2001). Atualmente, as abordagens paleolimnológicas avançam para entender as mudanças climáticas e a eutrofização utilizando multitraçadores ambientais como diatomáceas, pigmentos, cladóceros, geoquímica, isótopos estáveis, entre outros (Cumming et al. 2015; Davidson & Jeppesen 2013). A confiabilidade dos modelos inferenciais com base nas diatomáceas vem sendo questionada, visto que alguns trabalhos demonstraram viés na resposta do modelo (Fritz et al. 1993; Sayer 2001). Entretanto, esses achados podem estar relacionados com uma malha de calibração pequena que pode trazer ruídos nas etapas de regressão e calibração dos modelos (Cumming et al. 2015).

No Brasil, a paleolimnologia vem recebendo grande impulso a partir de 2010 época em que se iniciaram contribuições relevantes sobre reconstrução da eutrofização a partir de multitraçadores ambientais, principalmente diatomáceas em reservatórios. Os trabalhos foram realizados na região sudeste principalmente em reservatórios de abastecimento da cidade de São Paulo (Costa-Boddeker et al. 2012; Fontana et al. 2014; Wengrat et al. 2019 *no prelo*). A aplicação da função de transferência para reconstrução quantitativa é uma abordagem ainda recente no país. Existem apenas duas contribuições para ambientes lacustres, nas quais as diatomáceas foram utilizadas para reconstrução dos níveis pretéritos de água em um lago da região nordeste do Brasil (Gomes et al. 2014) e para reconstrução do paleoclima também no nordeste (Viana et al. 2014).

Este trabalho foi realizado a partir de um banco de dados limnológicos e quantitativos de diatomáceas de sedimento superficial de 33 reservatórios do sudeste do Brasil. Os reservatórios abrangem amplo gradiente trófico e variam de oligotrófico a supereutrófico. O objetivo principal foi elaborar um modelo de função de transferência diatomácea-fósforo total a fim de reconstruir os níveis pretéritos de fósforo da água em represa urbana. Mais especificamente este trabalho visou 1) inferir o ótimo e a tolerância das espécies de diatomáceas para represas do sudeste do Brasil, Estado de São Paulo; 2) calibrar o modelo inferencial de fósforo total da água (diatomácea-PT); 3) aplicar o modelo inferencial diatomácea-PT para reconstruir quantitativamente os níveis de fósforo da água na represa Guarapiranga e 4) conhecer

o nível basal (de referência) de fósforo da água e de seu limiar para o início da eutrofização nesta represa. Contribui pioneiramente com a elaboração de um modelo de função de transferência diatomácea-fósforo total e para reconstrução quantitativa da eutrofização em ecossistemas aquáticos no Brasil e em regiões tropicais. Ainda, contribuirá com ampliação das informações autoecológicas de espécies tropicais de diatomáceas. Tais informações poderão contribuir para elaboração de medidas de conservação e gerenciamento de reservatórios no país e em regiões tropicais.

2. Material e Métodos

2.1 Área de Estudo

A área de estudo (calibração) foi apresentada em detalhes no capítulo anterior e também pode ser consultada em Bartozek et al. (2019).

2.2 Conjunto de Dados para Calibração e Reconstrução Quantitativa da Eutrofização

Conforme capítulo anterior, o banco de dados para desenvolver a etapa de calibração compreende dados limnológicos e dados quantitativos de espécies de diatomáceas de sedimento superficial de 113 pontos amostrais, distribuídos em 33 reservatórios que apresentam gradiente de eutrofização (oligotrófico até supereutrófico).

Os dados físicos e químicos de cada reservatório estão sumarizados na tabela S1 (Cap. 1) e as informações de cada estação de amostragem estão disponibilizadas em Bartozek et al. (2019).

O procedimento para preparação das diatomáceas para estudo taxonômico e quantitativo também foi apresentado anteriormente e basicamente seguiu Battarbee et al. (2001). No presente foi feita a harmonização das identificações taxonômicas entre represas e, quando necessário, nova quantificação de amostras.

Para análise dos dados, com exceção do pH, todas as variáveis foram log transformadas ($\log x+1$) para melhorar a normalidade dos dados. A Análise de Correspondência Canônica (CCA) foi utilizada para identificar a principal variável que direciona a variação da comunidade de diatomáceas no conjunto das unidades amostrais. Para a matriz de diatomáceas foram consideradas as espécies com abundância $\geq 1\%$ e ocorrência em no mínimo 10 unidades amostrais. Os dados de

espécies foram Hellinger transformados. Para reduzir o número de variáveis explanatórias para explicar a distribuição das espécies de diatomáceas, uma pré seleção foi feita pelo método *forward*, o qual selecionou nove variáveis (condutividade, profundidade do Secchi, NH_4 , SRS, PT, temperatura, pH, clorofila-a). Os eixos da CCA e as variáveis utilizadas foram testados utilizando 1000 permutações para avaliar a significância das ordenações.

Todas as análises de ordenação foram realizadas utilizando o pacote *vegan* (Oksanen et al. 2017) para o programa R 3.5.3 (R Core Team 2016). As funções *rda()* e *cca()* foram utilizadas nas análises de ordenação. A função *ordistep()* foi utilizada para fazer a seleção automática das variáveis significativas e a função *anova.cca()* foi feita para avaliar a significância dos eixos e das variáveis utilizadas na análise.

O método da média ponderada (WA) foi selecionado para as etapas de calibração uma vez que é considerado um método inferencial robusto (Battarbee et al. 2010; Birks et al. 1990). Este método assume resposta simétrica e unimodal das espécies de modo que cada espécie apresente maior abundância em pontos da curva com concentrações de fósforo próximas ao ideal (ótimo) de cada espécie (Birks 2010). A calibração do modelo utiliza a abundância relativa de cada espécie nas amostras e o ótimo calculado para o PT. Sessenta e três espécies de diatomáceas compuseram o banco de dados para as etapas de regressão e calibração do modelo de função de transferência do fósforo total. A tolerância das espécies também pode ser integrada ao modelo pela redução do peso da tolerância para a variância do PT (ter Braak & Van Dam 1989). A média ponderada é realizada duas vezes durante a regressão e a calibração o que pode influenciar a redução do intervalo de valores inferidos. Este efeito pode ser reduzido pelo método de regressão clássica ou inversa (ter Braak & Van Dam 1989). A habilidade preditiva dos modelos gerados foi avaliada pelo coeficiente de determinação (r^2) e pelo erro médio da raiz quadrada (RMSE) dos valores preditos (Birks et al. 1990).

O pacote *rioja* (Juggins 2009) foi utilizado para realizar as etapas de regressão e calibração do modelo. A função *WA()* foi usada para cálculo dos ótimos e tolerâncias das espécies e a calibração do modelo. As funções *predict()* e *crossval()* foram aplicadas para avaliar a performance do modelo, o qual foi realizado pelo teste de permutação.

A reconstrução quantitativa dos níveis de fósforo total foi feita para a represa Guarapiranga, um reservatório emblemático para o abastecimento público na cidade de

São Paulo, construído a partir de 1906 e com longo histórico de impactos ambientais (Fontana et al. 2014). Para tanto, o modelo inferencial diatomácea-fósforo total foi aplicado para um testemunho desta represa coletado em 2010, com cerca de 100 anos de informação, e datado e avaliado por Fontana et al. (2014) a partir de multitraçadores ambientais, incluindo as diatomáceas. Por fim, os valores de PT da água observados a partir de 1979 pela rede de monitoramento da CETESB (<http://www.cetesb.sp.gov.br/agua/infoaguas/>) foram pareados com a correspondente datação das fatias do testemunho a fim de comparar os valores preditos com os valores observados e analisar a eficiência do modelo inferencial.

3. Resultados

3.1 Conjunto de dados para calibração

O conjunto de dados deste estudo representa o maior banco de dados de diatomáceas de sedimento superficial do país, desenvolvido para as etapas de calibração do modelo diatomácea-fósforo. Ao todo, 331 táxons compõem o banco de espécies de diatomáceas. Desses, 170 compreendem espécies com abundância superior a 1% em pelo menos um local de amostragem e 63 espécies apresentaram ocorrência em mais de 10 locais amostrais, as quais formam o conjunto de espécies utilizadas para calibração. O gradiente de PT abrangeu locais com concentrações entre 4 e 203 $\mu\text{g L}^{-1}$ de fósforo, conseguindo capturar espécies ao longo de dois extremos do gradiente trófico.

Em relação à preferência ecológica, 25 espécies apresentaram ótimo ecológico para condições oligotróficas ($\text{PT} \leq 19 \mu\text{g L}^{-1}$), das quais sete foram consideradas oligotróficas restritas e 18 tolerantes a condições oligo-mesotróficas. Vinte e nove espécies apresentaram ótimo para condições mesotróficas ($\text{PT } 19,1\text{-}52,0 \mu\text{g L}^{-1}$), sendo uma mesotrófica restrita e 12 oligo-mesotróficas tolerantes. Nove espécies apresentaram ótimo ecológico para condições eutróficas ($\text{PT} > 52,1 \mu\text{g L}^{-1}$), sendo que três apresentam preferências para condições meso-eutróficas. Vinte três espécies foram tolerantes a condições oligo-eutróficas (Fig. 1, Tab. 1).

Seis espécies planctônicas ocorreram em mais de 70% dos locais amostrados, das quais *Discostella stelligera* (DSTE) e *Aulacoseira tenella* (AUTL) foram consideradas oligo-mesotróficas; *Aulacoseira granulata* var. *angustissima* (AUGA), meso-eutrófica e quatro espécies ocorreram em ambientes desde oligotróficos a eutróficos: *Aulacoseira ambigua* (AAMB), *Aulacoseira granulata* (AUGR), *Achnanthisidium tropicocatenatum* (ADTR) e *Fragilaria crotonensis* (FCRO) (Fig. 1).

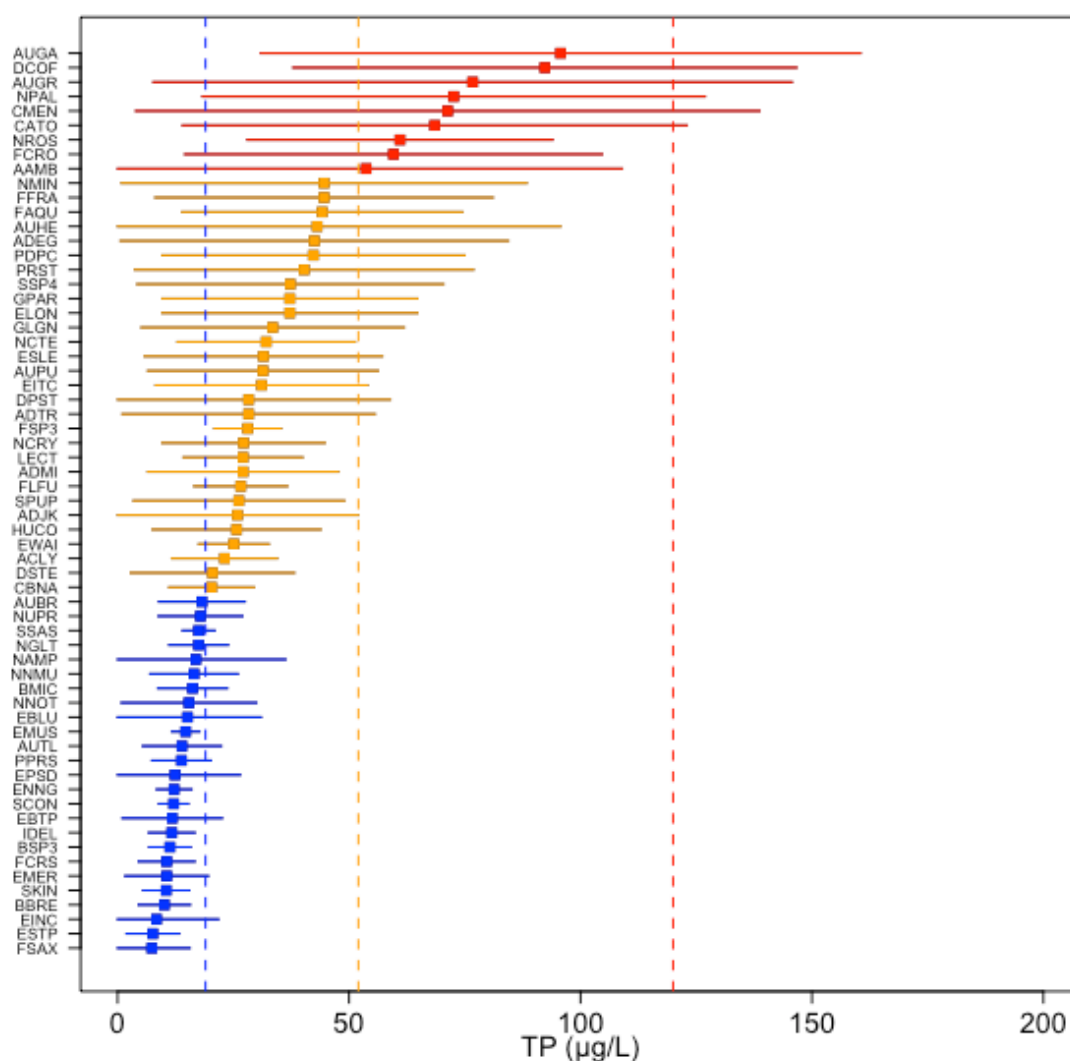


Figura 1 – Plot com os valores de ótimos ecológicos para fósforo total das espécies que compõe o *training set*. Os códigos das espécies seguem o software *Omnidia* e constam da tabela 1. Os ótimos são representados pelo símbolo (n) e a tolerância está representada pelos segmentos (—). As linhas pontilhadas referem-se aos limites do estado trófico. As cores representam categorias tróficas. Azul: oligotrófico (PT $\leq 19,0$ $\mu\text{g/L}$); laranja: mesotrófico (PT 19,1-52,0 $\mu\text{g/L}$); vermelho: eutrófico (PT $> 52,1$ -120,0 $\mu\text{g/L}$).

Tabela 1 – Relação das 63 espécies de diatomáceas que formam o banco de dados para calibração com seus respectivos códigos conforme o programa *Omnidia*; N: número de locais amostrais em que a espécie ocorreu; abundância relativa máxima; inferência dos valores de ótimo e tolerância para o PT (µg/L).

Nome dos taxa	Código	N	Abundância máxima (%)	Ótimo (µg/L)	Tolerância (µg/L)
<i>Achnanthidium exiguum</i> (Grunow) Czarnecki	ADEG	31	2.6	42.5	41.9
<i>Achnanthidium jackii</i> Rabenhorst	ADJK	22	5.7	25.9	26.1
<i>Achnanthidium minutissimum</i> (Kützinger) Czarnecki	ADMI	51	24.5	27.1	20.6
<i>Achnanthidium tropicocatenatum</i> Marquardt, Wetzel & Ector	ADTR	78	42.9	28.3	27.3
<i>Aulacoseira ambigua</i> (Grunow) Simonsen	AAMB	98	63.6	53.7	55.3
<i>Aulacoseira brasiliensis</i> Tremarin, Carvalho Torgan & Veiga Ludwig	AUBR	11	5.6	18.2	9.3
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen	AUGR	89	51.6	76.7	69.0
<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i> (O. Müller) Simonsen	AUGA	78	63.7	95.7	64.8
<i>Aulacoseira herzogii</i> (Lemmermann) Simonsen	AUHE	25	6.4	43.1	52.6
<i>Aulacoseira calypsi</i> Tremarin, Torgan & T. Ludwig	ACLY	10	5.9	23.1	11.4
<i>Aulacoseira pusilla</i> (Meister) Tuji & Houki	AUPU	19	4.5	31.4	24.9
<i>Aulacoseira tenella</i> (Nygaard) Simonsen	AUTL	92	68.9	13.9	8.5
<i>Brachysira brebissonii</i> Ross	BBRE	28	15.3	10.1	5.6
<i>Brachysira microcephala</i> (Grunow) Compère	BMIC	64	7.6	16.2	7.5
<i>Brachysira</i> sp.	BSP3	10	5.3	11.3	4.5
<i>Cyclotella atomus</i> Hustedt	CATO	20	16.8	68.5	54.5
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützinger	CMEN	58	20.2	71.3	67.4
<i>Cymboplectra naviculiformis</i> (Auerwald) Krammer	CBNA	25	7.0	20.3	9.2
<i>Diadesmis confervacea</i> Kützinger	DCOF	12	7.5	92.3	54.4
<i>Discostella pseudostelligera</i> (Hustedt) Houk & Klee	DPST	31	12.2	28.3	30.6

Continuação Tabela 1

Nome dos táxons	Código	N	Abundância máxima (%)	Ótimo (µg/L)	Tolerância (µg/L)
<i>Discostella stelligera</i> (Cleve & Grunow) Houk & Klee	DSTE	102	76.5	20.5	17.7
<i>Encyonema neogracile</i> Krammer	ENNG	21	2.4	12.2	3.8
<i>Encyonema silesiacum</i> (Bleish) Mann	ESLE	48	9.6	31.5	25.7
<i>Encyonopsis sanctipaulensis</i> Marquardt, Wengrat & Wetzel	ESTP	28	11.6	7.6	5.7
<i>Eunotia bilunaris</i> (Ehrenberg) Schaarschmidt	EBLU	22	2.7	15.1	15.9
<i>Eunotia botulitropica</i> Wetzel & Costa	EBTP	43	16.4	11.8	10.8
<i>Eunotia longicamelus</i> Costa, D. Bicudo & Wetzel	ELON	18	2.6	37.2	27.6
<i>Eunotia incisa</i> Smith ex Gregory	EINC	12	16.3	8.4	13.4
<i>Eunotia intricans</i> Lange-Bertalot & Metzeltin	EITC	19	28.6	31.1	22.9
<i>Eunotia meridiana</i> Metzeltin & Lange-Bertalot	EMER	12	4.5	10.6	9.0
<i>Eunotia muscicola</i> Krasske	EMUS	14	10.1	14.7	3.0
<i>Eunotia pseudosudetica</i> Metzeltin, Lange-Bertalot & García-Rodríguez	EPSD	24	12.1	12.4	14.1
<i>Eunotia waimiriorum</i> Wetzel	EWAI	16	69.5	25.1	7.6
<i>Fragilaria aquaplus</i> Lange-Bertalot & Ulrich	FAQU	12	18.2	44.2	30.3
<i>Fragilaria crotonensis</i> Kitton	FCRO	18	32.7	59.6	45.1
<i>Fragilaria fragilarioides</i> (Grunow) Cholnoky	FFRA	22	5.5	44.6	36.5
<i>Fragilaria longifusiformis</i> (Hains & Sebring) Siver	FLFU	17	16.3	26.6	10.1
<i>Fragilaria</i> sp.	FSP3	11	14.8	28.1	7.2
<i>Frustulia crassinervia</i> (Brébisson ex Smith) Lange-Bertalot & Krammer	F CRS	25	11.4	10.6	6.1
<i>Frustulia saxonica</i> Rabenhorst	FSAX	11	12.7	7.4	8.2
<i>Gomphonema lagenula</i> Kützing	GLGN	32	2.2	33.5	28.4

Continuação Tabela 1

Nome dos táxons	Código	N	Abundância máxima (%)	Ótimo (µg/L)	Tolerância (µg/L)
<i>Gomphonema parvulum</i> (Kützing) Kützing	GPAP	33	7.2	37.2	27.6
<i>Humidophila contenta</i> (Grunow) Lowe, Kociolek, Johansen, Van de Vijver, Lange-Bertalot & Kopalová	HUCO	48	7.9	25.7	18.2
<i>Iconella delicatissima</i> (Lewis) Ruck & Nakov	IDEL	24	2.9	11.7	5.0
<i>Luticola ectorii</i> Levkov, Metzeltin & Pavlov	LECT	10	6.7	27.1	12.9
<i>Navicula cryptocephala</i> Kützing	NCRY	19	8.1	27.2	17.6
<i>Navicula cryptotenella</i> Lange-Bertalot	NCTE	11	5.7	32.1	19.2
<i>Navicula minima</i> Grunow	NMIN	15	3.1	44.6	43.8
<i>Navicula neomundana</i> (Lange-Bertalot & Rumrich) Lange-Bertalot, Jarlman & van de Vijver	NNMU	15	7.0	16.5	9.5
<i>Navicula notha</i> Wallace	NNOT	69	13.1	15.4	14.6
<i>Navicula rostellata</i> Kützing	NROS	11	2.6	61.0	33.0
<i>Navigeia lateropunctata</i> (Wallace) Bukhtiyarova	NGLT	18	3.3	17.5	6.4
<i>Nitzschia amphibia</i> Grunow	NAMP	35	4.4	16.9	19.4
<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) Smith	NPAL	24	2.9	72.6	54.3
<i>Nupela praecipua</i> (E. Reichardt) E. Reichardt	NUPR	10	4.3	17.9	9.1
<i>Planothidium rostratum</i> (Østrup) Lange-Bertalot	PRST	27	11.5	40.3	36.6
<i>Pseudostaurosira parasitica</i> (Smith) Morales	PPRS	11	2.4	13.8	6.4
<i>Pseudostaurosira connecticutensis</i> Morales 2001	PDPC	11	3.0	42.3	32.7
<i>Sellaphora auldreekie</i> Mann & McDonald	SPUP	17	5.4	26.2	22.8
<i>Sellaphora sassiana</i> (Metzeltin & Lange-Bertalot) Wetzel	SSAS	15	12.6	17.5	3.5
<i>Spicaticribra kingstonii</i> Johansen, Kociolek & Lowe	SKIN	52	67.2	10.5	5.0
<i>Staurosirella construens</i> Ehrenberg	SCON	10	66.9	12.1	3.2
<i>Staurosirella leptostauron</i> (Ehrenberg) D.M. Williams & Round	SSP4	18	7.8	37.3	33.1

A CCA foi realizada com as variáveis ambientais selecionadas e com as espécies de diatomáceas do conjunto de dados para calibração (63 espécies x 112 unidades amostrais). Os autovalores para o eixos 1 e 2 foram de 0.35 e 0.20, respectivamente, e explicaram 16.8% da variação conjunta dos dados ($p=0.001$). Condutividade e fósforo total foram as variável com maior poder explicativo (Tabela 2).

Tabela 2 – Resumo da análise de CCA restrita a cada uma das variáveis ambientais mostrando de forma decrescente a proporção explicada (%), os autovalores λ_1 e λ_2 , a relação λ_1/λ_2 e o p-valor.

	Proporção explicada (%)	CCA λ_1	λ_1/λ_2	p-valor
Condutividade	7.6	0.45	0.81	0.001
PT	6.7	0.40	0.72	0.001
Clorofila	5.6	0.34	0.61	0.001
pH	5.2	0.31	0.5	0.001
Secchi (m)	5.0	0.30	0.54	0.001
NH ₄	4.3	0.26	0.46	0.001
SRS	3.5	0.21	0.37	0.001
Temp	2.3	0.13	0.23	0.003

A CCA (Fig. 2A) mostra claramente a separação dos ambientes ao longo do gradiente trófico. As unidades amostrais dos ambientes oligotróficos orderam-se no lado positivo do eixo 1 associadas com os menores valores de nutrientes e maiores de transparência da água. No outro extremo deste eixo, posicionaram-se as unidades com maiores concentrações de nutrientes e menores valores de transparência. As variáveis condutividade (0.94), pH (0.81) e PT (0.73) apresentaram alta correlação com o primeiro eixo da CCA.

Espécies bentônicas como *Brachysira brebissonii* (BRE), *Encyonema neogracile* (ENNG), *Encyonopsis sanctipaulensis* (ESTP), *Eunotia muscicola* (EMUS), *Frustulia crassinervia* (FCRS), *Frustulia saxonica* (FSAX), *Iconella delicatissima* (IDEL), *Spicaticribra kingstonii* (SKIN) e *Staurosirella construens* (SCON) que apresentaram tolerância restrita a ambientes com baixas concentrações

de PT (Tabela 1) ordenaram-se no lado positivo da CCA e se associaram a ambientes com alta transparência da água, baixos valores de nutrientes e pH (Fig. 2B).

Por outro lado, as espécies associadas a ambientes enriquecidos com alta disponibilidade de nutrientes e tolerantes a concentrações moderadas a altas de PT posicionaram-se do lado negativo do eixo 1 e foram: *Aulacoseira granulata* var. *angustissima* (AUGA), *Diademesmis confervaceae* (DCOF) e *Navicula rostellata* (NROS). Espécies ordenadas próximas ao centro da CCA são espécies que apresentaram ótimo ecológico em ambientes com concentrações moderadas de PT e com tolerância à variação no grau de eutrofização (Tabela 1; Figura 1).

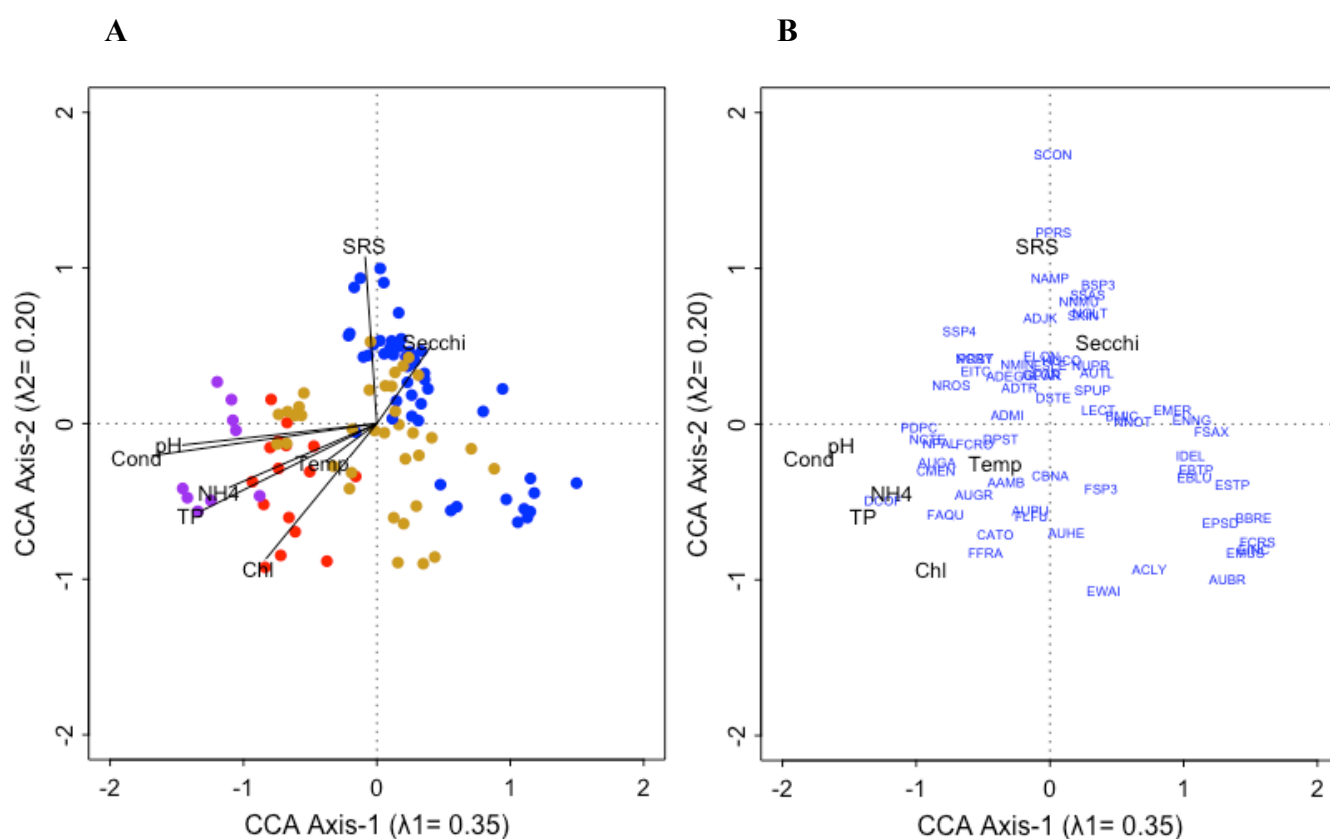


Figura 2 – Biplot da Análise de Correspondência Canônica (CCA). **A** – vetores das variáveis limnológicas que melhor explicam a variação conjunta da comunidade das diatomáceas do conjunto de dados. **B** – ordenação das espécies associadas às variáveis selecionadas. As cores representam condições tróficas de cada ponto. Azul: oligotrófico (PT < 19 $\mu\text{g/L}$); Laranja: mesotrófico (PT 19.1 – 52 $\mu\text{g/L}$); Vermelho: eutrófico (PT 52.1 – 120 $\mu\text{g/L}$); Roxo: Supereutrófico (PT < 120.1 $\mu\text{g/L}$). Abreviações das espécies estão na tabela 1. Chl: clorofila; Cond: condutividade; NH_4 : amônio; Secchi: transparência de secchi; SRS: sílica solúvel reativa; Temp: temperatura; TP: fósforo total.

3.2 Modelo diatomácea-fósforo total e função de transferência

O modelo de função de transferência diatomácea-fósforo total pressupõe a forte influência da variável de interesse sobre a estruturação da comunidade de diatomáceas. Isto foi verificado pela relação entre os autovalores que foi elevada ($\lambda_1/\lambda_2 = 0.72$), indicando que o fósforo é uma variável adequada para se desenvolver o modelo de reconstrução.

O modelo que demonstrou melhor habilidade preditiva foi o inverso $WA_{(tol)}$, o qual apresentou melhor concordância entre os valores de PT observados e preditos (r^2 0.84) (Figura 3A) e menor erro associado à predição (RMSE $16.71 \mu\text{g L}^{-1}$). A tabela 3 apresenta o resumo da habilidade preditiva para cada modelo. Contudo, o modelo apresentou fraca, apesar de significativa (r^2 0.14; $p < 0.001$) (Figura 3B), tendência de subestimar os valores de fósforo total que estão no meio e no extremo superior do gradiente trófico.

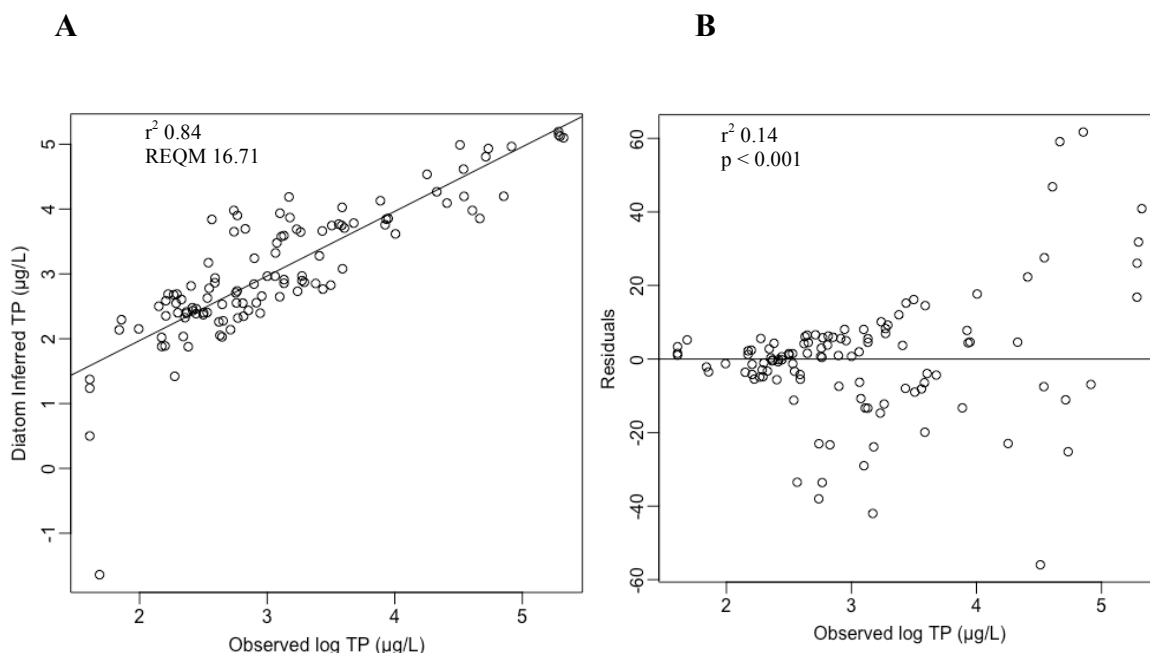


Figura 3 – **A.** Plot dos valores de log Fósforo Total observados no *training set* e os valores inferidos pelo modelo de função de transferência diatomácea-PT. **B.** Plot dos valores de fósforo total observados no training set e o log do resíduo dos valores inferidos pelo modelo de função de transferência diatomácea-PT.

Tabela 3 – Resumo da estatística mostrando a habilidade preditiva dos modelos de função de transferência diatomáceas-PT. WA: média ponderada. WA(tol): média ponderada com diminuição do peso da tolerância das espécies. b_0 : intercepto; b_1 : inclinação; r^2 : coeficiente de determinação. REQM ($\mu\text{g/L}$): raiz quadrada do erro quadrático médio. Boot-strapping: permutação de 1000 ciclos.

	b_0	b_1	r^2	REQM	$r^2_{(\text{Boot})}$	REQM _(Boot)
Wa inv	-30.63	1.85	0.64	25.26	0.58	28.26
Wa_(tol) inv	-25.00	2.58	0.84	16.71	0.80	20.84
Wa clas	22.84	0.34	0.64	31.48	0.58	32.92
Wa _(tol) clas	11.68	0.32	0.84	18.18	0.80	20.88

3.3 Valores de PT preditos pela função de transferência ao longo do testemunho da represa Guarapiranga

Vinte e quatro espécies da malha de calibração ocorreram no testemunho sedimentar da represa Guarapiranga. Destas, seis oligotróficas (*A. tenella* AUTL, *B. microcephala* BMIC, *E. botulitropica* EBTP, *E. incisa* EINC, *F. crassinervia* FCRS e *F. saxonica* FSAX), onze mesotróficas (*A. minutissimum* ADMI, *A. tropicocatenatum* ADTR, *A. pusilla* AUPU, *D. pseudostelligera* DPST, *D. stelligera* DSTE, *E. silesiacum* ESLE, *E. longicamelus* ELON, *F. fragilarioides* FFRA, *G. lagenula* GLGN, *G. parvulum* GPAR e *N. cryptocephala* NCRY) e sete eutrólicas (*A. granulata* var. *granulata* AUGR, *A. granulata* var. *angustissima* AUGA, *C. meneghiniana* CMEN, *D. confervaceae* DCOF, *F. crotonensis* FCRO e *N. palea* NPAL).

O modelo de função de transferência aplicado ao testemunho da represa Guarapiranga demonstrou uma tendência de aumento nas concentrações de PT em direção ao topo do testemunho (Figura 4). Na fase inicial da represa, período até ~1970 (< 32 cm), os valores de concentrações de fósforo apresentaram oscilações e um valor muito elevado e isolado (1-202 $\mu\text{g PT L}^{-1}$) com média de 19,1 $\mu\text{g PT L}^{-1}$. Especificamente durante este período, houve quatro picos de concentrações de PT (55-202 $\mu\text{g PT L}^{-1}$), os quais elevaram a média do período. Com exceção a esses eventos isolados, as concentrações de PT foram baixas (1 e 38 $\mu\text{g L}^{-1}$) com média de 11,6 $\mu\text{g L}^{-1}$ para este período. A partir de 1970, as concentrações inferidas para o PT foram mais altas e as oscilações não mais retornavam às condições basais. Particularmente, por um breve período, entre ~1972 e 1979, os valores inferidos

variaram de 29,2-69,3 $\mu\text{gPT L}^{-1}$. A partir de ~ 1988 , as concentrações inferidas de PT apresentaram marcado aumento. A partir de ~ 1994 , apresentaram valores acima de 52 $\mu\text{gPT L}^{-1}$, atingindo valor máximo de 127 $\mu\text{gPT L}^{-1}$ no topo do testemunho e média de 95,4 $\mu\text{gPT L}^{-1}$ (Fig. 4).

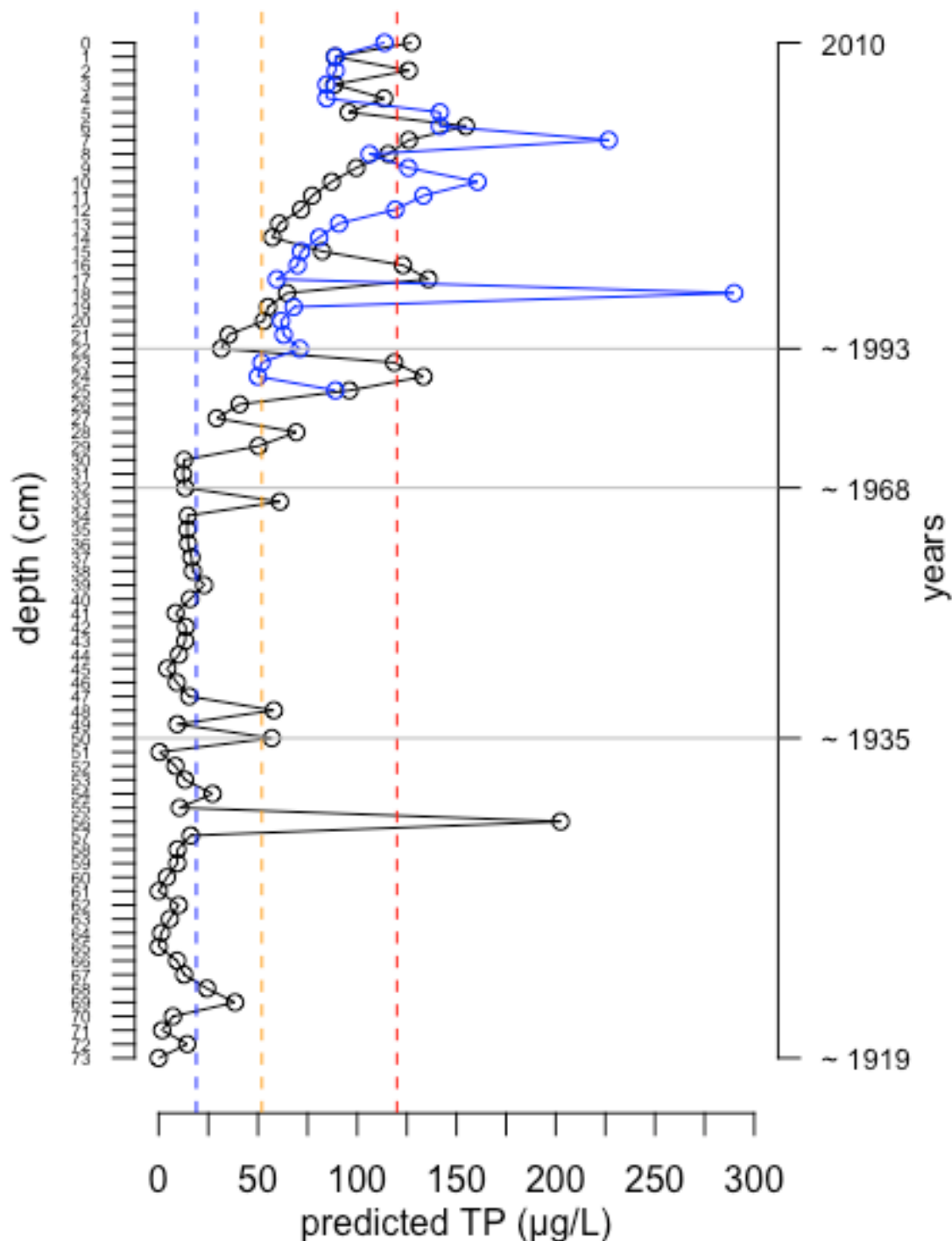


Figura 4 – Modelo de função de transferência diatomácea-PT aplicado na reconstrução quantitativa do fósforo total da água na represa Guarapiranga. O eixo X

mostra os valores de PT preditos pelo modelo e o eixo Y, cronologia em Fontana et al. (2014). As linhas tracejadas representam os limites tróficos de acordo com as concentrações de PT. Azul: oligotrófico ($PT \leq 19 \mu\text{g L}^{-1}$); Laranja: mesotrófico ($PT 19,1-52,0 \mu\text{g L}^{-1}$). Vermelho: eutrófico ($PT 52,1-120,0 \mu\text{g L}^{-1}$). Acima de $120 \mu\text{g L}^{-1}$ super- a hipereutrófico). A linha contínua de cor preta corresponde aos valores preditos pelo modelo e a linha contínua de cor azul representa os valores observados de PT (CETESB).

4. Discussão

O modelo de função de transferência desenvolvido foi eficaz na reconstrução quantitativa do processo da eutrofização ao longo do testemunho sedimentar da represa Guarapiranga, permitindo reconstruir os níveis pretéritos de fósforo da água e a classificação trófica das fases paleoambientais, corroborando com a reconstrução qualitativa previamente conhecida para esta represa (Fontana et al. 2014).

Algumas oscilações maiores nas concentrações de fósforo total indicaram erros embutidos ao modelo. Tais oscilações causam valores subestimados nos limites médios e superiores do gradiente, incorrendo em valores subestimados de concentrações de fósforo quando comparados com valores históricos de monitoramento em tempo real. Conforme Yang et al. (2008) tais tipos de erros podem ser minimizados mediante ampliação do gradiente trófico da malha de calibração. No presente estudo, sugere-se aumentar o número de ambientes com valores de PT acima de $55 \mu\text{g L}^{-1}$, ou seja, de ambientes eutrofizados. Geralmente os erros associados às funções de transferência levam a valores superestimados (Yang et al. 2008; Bennion et al. 2001), indicando a necessidade de ampliar a amostragem em ambientes pobres em nutrientes (Yang et al. 2008). Todavia, cabe destacar a forte e significativa influência do PT ($\lambda_1/\lambda_2 = 0.71$) sobre as espécies de diatomáceas deste banco de dados quando comparado com outros trabalhos (0.67 em Chen et al. 2008; 0.50 em Bennion 1994; 0.40 em Hall & Smol 1992) o que indica que a variável PT é estável e adequada para a reconstrução regional de concentrações de PT (Velle et al. 2012; Gregoy-Eaves et al. 1999; Dixit et al. 1993; Hall & Smol 1992). O modelo diatomácea-fósforo $WA_{(tol)}$ apresentou a melhor performance entre os demais modelos ($r^2 = 0.84$), sendo comparável aos demais trabalhos que desenvolveram função de transferência para o fósforo (ex.: Yang et al. 2008; Ramstack et al. 2003; Miettinen 2003; Kauppila et al. 2002; Bennion 1994; Anderson et al. 1993; Hall & Smol 1992).

Valores subestimados do modelo podem ocorrer em ambientes com grande contribuição de espécies oligotróficas, associadas a pH levemente ácidos e ambientes com alta transparência da coluna d'água, tais como as encontradas: *B. brebissonii* (BBRE $\hat{u}$ = 10.1), *E. neogracile* (ENNG $\hat{u}$ = 12.2), *E. sanctipaulensis* (ESTP $\hat{u}$ = 7.60), *E. muscicola* (EMUS $\hat{u}$ = 14.7), *F. crassinervia* (FCRS $\hat{u}$ = 10.6), *F. saxonica* (FSAX $\hat{u}$ = 7.4), *I. delicatissima* (IDEL $\hat{u}$ = 11.7), *S. kingstonii* (SKIN $\hat{u}$ = 12.1) e *S. construens* (SCON $\hat{u}$ = 10) (Silva-Lehmkuhl et al. 2019a; Oliveira & Bicudo 2018; Marquardt et al. 2018; Bartozek et al. 2018; Costa et al. 2017a,b; Faustino et al. 2016; Cumming et al. 2015; Cantonati et al. 2011; Krstić et al. 2011). Em contraste, o modelo pode superestimar as concentrações de PT em comunidades de diatomáceas com predomínio de espécies tolerantes à eutrofização, tais como as presentemente encontradas: *A. ambigua* (AAMB $\hat{u}$ = 53.7), *A. granulata* (AUGR $\hat{u}$ = 76.7), *C. meneghiniana* (CMEN $\hat{u}$ = 71.3), *A. minutissimum* (ADMI $\hat{u}$ = 27.1), *D. confervaceae* (DCOF $\hat{u}$ = 92.3), *G. parvulum* (GPAR $\hat{u}$ = 37.2), *N. minima* (NMIN $\hat{u}$ = 44.6) e *P. rostratum* (PRST $\hat{u}$ = 40.3) e que indicam condições meso-eutróficas, com menor transparência da coluna d'água e pH variando de neutro a alcalino (Costa et al. 2017b; Bicudo et al. 2016; Faustino et al. 2016; Costa-Böddeker et al. 2016; Chen et al. 2016; Lobo et al. 2015; Cumming et al. 2015; Bennion 1994).

Setenta espécies foram observadas ao longo do testemunho da represa Guarapiranga (Fontana et al. 2014), entre bentônicas e planctônicas, sensíveis e tolerantes ao processo de eutrofização. A razão entre espécies planctônicas/bentônicas oscilou ao longo do testemunho e foram mais altas quando condições eutróficas foram atingidas (Fontana et al. 2014). O modelo de função de transferência aplicado ao testemunho desta represa mostrou contínua oscilação, porém com teores crescentes de PT, onde os picos de concentrações elevadas foram relacionados com maior presença e abundância de espécies eutróficas, tais como *A. ambigua* (AAMB u = 53.7), *A. granulata* (AUGR u = 76.7) e *D. confervaceae* (DCOF u = 92.3).

Fontana et al. (2014) caracterizaram três principais fases ambientais na represa Guarapiranga que representam o processo de eutrofização (1919-2010). A fase caracterizada como inicial e de menor eutrofização cultural (~1919 e 1932; 75-55 cm) corresponde às condições de referência da represa Guarapiranga, caracterizada pela função de transferência como oligotrófica com valores médios de PT < 11,6 $\mu\text{g L}^{-1}$. Neste período, a assembléia de diatomáceas teve predomínio principalmente de espécies dos gêneros *Eunotia*, *Frustulia* e *Luticola* (Fontana et al. 2014), em sua

maioria de hábito bentônico, indicando condições pobres em nutrientes, com boa incidência luminosa (Rimet & Bouchez 2012; Passy 2007). Das 41 espécies ocorrentes na base do testemunho, 17 não estiveram presentes na malha de calibração, principalmente espécies do gênero *Eunotia* e *Luticola* que estiveram bem representadas nessa fase (Fontana et al. 2014). Considerando as espécies em comum, a base do testemunho apresentou grande contribuição de espécies bentônicas especialistas, tais como *F. crassinervia* (FCRS $u= 10,6$) e *F. saxonica* (FCRS $u= 7,4$). A presença de espécies planctônicas oligo-mesotróficas como *A. tenella* (AUTL $u= 13,9$), *A. pusilla* (AUPU $u= 31,4$), *D. pseudostelligera* (DPST $u= 28,3$), *D. stelligera* (DSTE $u= 20,5$) e *E. longicamelus* (ELON $u= 37,2$) e a bentônica *A. minutissimum* (ADMI $u= 27,1$) podem ter contribuído com alguns dois valores na faixa de mesotrófica para este período. Especificamente para a profundidade 58 cm, houve diminuição do número de espécies registradas para este período (13) com predomínio de duas espécies que não ocorreram na malha de calibração, *Eunotia bidens* Ehrenberg (38%) com ocorrência em nosso banco de dados para ambientes meso-eutróficos (Costa et al. 2017) e *Luticola muticoides* (Hustedt) Mann (30%) com ocorrência em nosso banco de dados em reservatórios oligo-mesotróficos (Silva-Lehmkuhl et al. 2019b). Desta forma, nesta profundidade, a função de transferência apresentou um viés e inferiu condições supereutróficas ($200 \mu\text{gPT L}^{-1}$), valor superestimado pelo fato de apenas três espécies serem comuns à malha de calibração (*A. ambigua*, *A. granulata* e *D. confervaceae*) todas eutróficas.

A segunda fase (~1947–1974, 42-29 cm) foi caracterizada como de transição e moderada eutrofização cultural (Fontana et al. 2014). Para este período o modelo inferiu concentração média de PT de $26 \mu\text{g L}^{-1}$, ou seja, classificando esta fase como mesotrófica e em concordância com a reconstrução qualitativa de Fontana et al. (2014). A partir de 1974, observa-se grande alteração das comunidades, predominando espécies planctônicas, tolerantes ao enriquecimento e meso-eutróficas. Segundo Fontana et al. (2014), a partir de 1974, inicia-se a marcada eutrofização cultural (~1974-1988, 29-25 cm) que se segue pela acentuada aceleração da eutrofização cultural (~1989-2010, 25-1cm). Para esta fase (~1974-1988, 29-25 cm), a função de transferência inferiu valores médios de PT de $97 \mu\text{g L}^{-1}$, ou seja, classificando o sistema como eutrófico concordando com a reconstrução qualitativa da eutrofização. Mais especificamente a partir de ~1994, as oscilações nas

concentrações do fósforo inferido classificaram a represas entre eutrófica e supereutrófica, não mais retornando a condições mesotróficas.

A clara mudança na composição de espécies, predominantemente bentônicas oligo-mesotróficas na base, para espécies planctônicas meso-eutróficas em direção ao topo do testemunho já é indicio de impacto ambiental no ecossistema (Bennion 1995). A comunidade de diatomáceas do topo foi caracterizada principalmente por espécies eutrófilas ($PT > 52,1 \mu\text{g/L}$) e tolerantes à eutrofização como *A. ambigua* (AAMB $u = 53,7$), *A. granulata* (AUGR $u = 76,7$), *A. granulata* var. *angustissima* (AUGA $u = 95,7$), *C. meneghiniana* (CMEN $u = 71,3$), *F. crotonensis* (FCRO $u = 59,6$) e *Nitzschia fruticosa* Hustedt a qual segundo Lee et al. (2015) é indicadora de eutrofização. A predominância de espécies tolerantes pode preconizar ambientes menos resilientes com tendência ao estado de histerese (Dokulil e tal. 2011), resultando em respostas mais a longo prazo frente a planos de manejo.

Em 1979, a Companhia de Saneamento do estado de São Paulo (CETESB) iniciou o monitoramento da qualidade da água da represa Guarapiranga. O acesso aos dados históricos permitiu comparar os dados inferidos pelo modelo (linha azul, Figura 4). Os valores inferidos pela função de transferência corroborou com a tendência da eutrofização obtida pelos dados de monitoramento da CETESB. O valor médio observado de PT entre 1979 e 1999 foi $85,56 \mu\text{g L}^{-1}$, valor muito próximo ao inferido pelo modelo para o mesmo período ($83,47 \mu\text{g L}^{-1}$) e classificando o reservatório como eutrófico. Para o período 2000 a 2010, o valor médio observado foi de $121 \mu\text{g L}^{-1}$, classificando o reservatório como supereutrófico, entretanto neste período há um valor pontual muito elevado o que pode ter superestimado o valor médio e elevado a classificação trófica do ambiente. Para este mesmo período, a função de transferência inferiu concentração média de $115 \mu\text{g/L}$, classificando o ambiente como eutrófico.

Apesar do modelo demonstrar valor crescente de fósforo na direção base-topo, a correlação foi baixa e não significativa ($r^2 0.002$, $p 0.79$) com os valores observados para o período do monitoramento. É comum encontrar na literatura fraca correlação entre os valores observados em uma série histórica com os valores inferidos pelos modelos (ex. Ramstack et al. 2003; Bennion et al. 1995). Os valores observados nas séries temporais são baseados nas concentrações médias anuais de PT e as diatomáceas do sedimento superficial integram informações equivalentes de 1 a 3 anos dependendo da taxa de sedimentação (Smol 2008; Anderson 1997). Estas incongruências temporais podem levar a valores subestimados pelos modelos, no

entanto os modelos podem ser confiáveis, pois as diatomáceas integram maior período informações que simples medidas pontuais na coluna d'água (Ramstack et al. 2003), e por isso possibilitam inferir fortes padrões nas mudanças da concentração de PT ao longo do tempo (Anderson 1997).

Erros associados à resposta do modelo diatomácea-fósforo podem ser minimizados com uma amostragem moderna que contemple um gradiente ambiental capaz de capturar espécies presentes na base do sedimento (Reavie & Edlund 2013). Desta forma é importante que o banco de dados seja sempre atualizado com novas amostragens, a fim de conseguir aperfeiçoar as inferências dos valores de ótimos e tolerâncias para essas espécies e melhorar a resposta do modelo. Além disso, a ausência de espécies nas amostras modernas tem significado ecológico importante, indicando que as alterações que ocorreram ao longo dos anos foram suficientes para promover a supressão de nicho e das espécies associadas àquelas condições (Soininen et al. 2019).

5. Conclusões

O presente trabalho propõe pioneiramente para regiões tropicais um modelo de função de transferência diatomácea-fósforo para reconstrução de níveis pretéritos de fósforo da água, permitindo reconstruir quantitativamente o processo da eutrofização. O modelo, aplicado ao testemunho da represa Guarapiranga, foi eficaz na reconstrução quantitativa da eutrofização, corroborando com a reconstrução qualitativa previamente conhecida para represa, bem como com os dados de monitoramento da CETESB disponíveis a partir da década de 1970. Desta forma, foi possível estabelecer os níveis basais de fósforo da represa Guarapiranga como sendo em torno de $19 \mu\text{gPT L}^{-1}$ (oligotrófico) e os níveis seguros pré-eutrofização em torno de $26 \mu\text{gPT L}^{-1}$ (mesotrófico). É provável que este limiar seja um pouco superior uma vez que a reconstrução pelo modelo proposto foi levemente subestimada. Entretanto, tais valores são norteadores e fornecem subsídios para se estabelecer metas seguras de conservação e recuperação, sendo uma ferramenta auxiliar para medidas de gerenciamento ambiental.

6. Referências Bibliográficas

- Anderson, N.J.; Rippey, B. & Gibson, C.E. (1993). A comparison of a sedimentary and diatom-inferred phosphorus profiles: implications for defining pre-disturbance nutrient conditions. *Hydrobiologia* 253: 357-366. <https://doi.org/10.1007/BF00050761>
- Anderson, N.J. (1997). Historical changes in epilimnetic phosphorus concentrations in six rural lakes in Norther Ireland. *Freshwater Biology* 38: 427-440. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1997.00249.x>
- Bartozek, E.C.R.; Zorzal-Almeida, S. & Bicudo, D.C. 2018. Surface sediment and phytoplankton diatoms across a trophic gradient in tropical reservoirs: new records for Brazil and São Paulo State. *Hoehnea* 45(1): 69-92. <http://dx.doi.org/10.1590/2236-8906-51/2017>
- Battarbee, R. W. (1999). The importance of paleolimnology to lake restoration. *Hydrobiologia* 395/396: 149-159. doi: 10.1007/978-94-017-3282-6_14
- Battarbee, R.W.; Jones, V.; Flower, R.J.; Cameron, N.; Bennion, H.; Carvalho, L. & Juggins, S. (2001). Diatoms. In: Smol, J.P.; Birks, H.J.B.; Last, W.M. (eds.). *Tracking Environmental Change Using Lake Sediments*. London: Kluwer Academic Publishers. 3: 155-203.
- Battarbee, R.W.; Charles, D.F.; Bigler, C.; Cumming, B.F. & Renberg, I. (2010). Diatoms as indicators of surface-water acidity. In: Smol, J.P. & Stoermer, E.F. (eds.) *The diatoms: applications for the environmental and Earth Sciences*. 2 ed. Cambridge: University Press. cap. 6: 98-121.
- Bennion, H. (1994). A diatom-phosphorous transfer function for shallow, eutrophic ponds in southeast England. *Hydrobiologia* 275/276: 391-410.
- Bennion, H.; Wunsam, S. & Schmidt, R. (1995). The validation of diatom-phosphorous transfer functions: an example from Mondsee, Austria. *Freshwater Biology* 34: 271-283. doi: 10.1111/j.1365-2427.1995.tb00887.x
- Bennion, H.; Appleby, P.G. & Phillips, G.L. (2001). Reconstructing nutrient histories in the Norfolk Broads, UK: implications for the role of diatom-total phosphorus transfer functions in shallow lake management. *J. Paleolimnology* 26: 181-204. <https://doi.org/10.1023/A:1011137625746>
- Bennion, H.; Fluin, J. & Simpson, G.L. (2004). Assessing eutrophication and reference conditions for Scottish freshwater lochs using fossil diatoms. *Journal of Applied Ecology* 41: 124-138. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2004.00874.x>
- Bennion, H.; Battarbee, R.W.; Sayer, C.D.; Simpson, G.L. & Davidson, T. (2011). Defining reference conditions and restoration targets for lake ecosystems using palaeolimnology: a synthesis. *J. Paleolimnol.* 45: 533-544. <https://doi.org/10.1007/s10933-010-9419-3>
- Beusen, A.H.; Bouwman, A.F.; Van Beek, L.P.; Mogollón, J.M. & Middelburg, J.J. (2016). Global riverine N and P transport to ocean increased during the 20th century despite increased retention along the aquatic continuum. *Biogeosciences* 13(8): 2441. doi:10.5194/bg-13-2441-2016

- Bicudo, D.C., Tremarin, P.I., Almeida, P.D., Zorzal-Almeida, S., Wengrat, S., Faustino, S.B., Costa, L.F., Bartozek, E.C.R., Rocha, A.C.R., Bicudo, C.E.M. & Morales, E.A. (2016). Ecology and distribution of *Aulacoseira* species (Bacillariophyta) in tropical reservoirs from Brazil. *Diat. Res.* 31(3): 199-215. <http://dx.doi.org/10.1080/0269249X.2016.1227376>
- Birks, H.J.B., Line, J.M., Juggins, S., Stevenson, A.C., Ter Braak, C.J.F. (1990). Diatoms and pH reconstruction. *Philos. Trans. of the Royal Soc. of London, Biol. Sc.* 327(1240), 263-278.
- Birks, H.J.B. (2010). Numerical methods for the analysis of diatom assemblage data. In: Smol, J.P. & Stoermer, E.F. (eds.) *The diatoms: applications for the environmental and Earth Sciences*. 2 ed. Cambridge: University Press. cap. 3: 23-54.
- Cantonati, M.; Lange-Bertalot, H.; Decet, F. & Gabrieli, J. (2011). Diatoms in very shallow pools of the site of community importance Danta di Cadore Mires (south-eastern Alps), and the potential contribution of these habitats to diatom biodiversity conservation. *Nova Hedwigia* 93(3-4): 475-507.
- Chen, G.; Dalton, C.; Leira, M. & Taylor, D. (2008). Diatom-based total phosphorous (TP) and pH transfer functions for the Irish Ecoregion. *J. Paleolimnology* 40: 143-163. doi: <https://10.1007/s10933-007-9148-4>
- Chen, X.; Zhou, W.; Pickett, S.T.A.; Li, W.; Han, L. & Ren, Y. (2016). Diatoms are better indicators of urban streams conditions: a case study in Beijing, China. *Ecological Indicators* 60: 265-274. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.06.039>
- Costa, L.F., Wetzel, C.E., Lange-Bertalot, H., Ector, L. & Bicudo, D.C. (2017a). Taxonomy and ecology of *Eunotia* species (Bacillariophyta) in southeastern Brazilian reservoirs. *Biblioth. Diatomol.* 64: 1-302.
- Costa, L.F.; Wengrat, S. & Bicudo, D.C. (2017b). Diatoms from distinct habitats of a highly heterogeneous reservoir, Billings Complex, southeastern Brazil. *Hoehnea* 44(4): 559-579. <http://dx.doi.org/10.1590/2236-8906-12/2017>
- Costa-Böddeker, S.; Thuyên, L.X.; Schwarz, A.; Huy, H.Đ. & Schwalb, A. (2016). Diatoms assemblages in surface sediments along nutrient and salinity gradients of Thi Vai estuary and Can Gio Mangrove Forest, Southern Vietnam. *Estuaries and Coasts*. doi: 10.1007/s12237-016-0170-5
- 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 Paleol.* 48: 751-766.
- Cumming, B.F.; Laird, K.R.; Gregory-Eaves, I.; Simpson, K.G.; Sokal, M.A.; Nordin, R.N. & Walker, I.R. (2015). Tracking past changes in lake-water phosphorous with a 251-lake calibration dataset in British Columbia: tool development and application in a multiproxy assessment of eutrophication and recovery in Osoyoos Lake, a transboundary lake in Western North America. *Frontiers in Ecology and Evolution* 3:84.
- Davidson, T.A. & Jeppesen, E. (2013). The role of paleolimnology in assessing eutrophication and its impact on lakes. *J. Paleolimnology* 49: 391-410.

- Dixit, S.S., Cumming, B.F., Birks, H.J.B., Smol, J.P., Kingston, J.C., Uutala, A.J., Charles, D.F., Camburn, K.E. (1993). Diatom assemblages from Adirondack lakes (New York, USA) and the development of inference models for retrospective assessment. *J. Paleolimnol.* 8, 27–47.
- Dokulil, M.T.; Donabaum, K. & Pall, K. (2011). Successful restoration of a shallow lake: a case study based on bistable theory. In: Ansari, A.A., Gill, S.S., Lanza, G.R. & Rast, W. (eds) *Eutrophication: causes, consequences and control*. New York: Springer. cap. 14: 285-294.
- Faustino, S.B.; Fontana, L.; Bartozek, E.C.R.; Bicudo, C.E.M. & Bicudo, D.C. (2016). Composition and distribution of diatom assemblages from core and surface sediments of a water supply reservoir in Southeastern Brazil. *Biota Neotropica*: 16(2): e20150129. <http://dx.doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2015-0129>
- Fontana, L., Albuquerque, A.L.S., Brenner, M., Bonotto, D.M., Sabaris, 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.
- Fritz, S.; Kingston, J. & Engstrom, D.R. (1993). Quantitative trophic reconstruction from sedimentary diatom assemblages: a cautionary tale. *Freshwater Biology* 30:1–23
- Gomes, D.F.; Albuquerque, A.S.L.; Torgan, L.C.; Turcq, B. & Sifeddine, A. (2014). Assessment of a diatom-based transfer function for the reconstruction of lake-level changes in Boqueirão Lake, Brazilian Nordest. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 415: 105-116.
- Gregory-Eaves, I.; Smol, J.P.; Finney, B.P. & Edwards, M.E. (1999). Diatom-based transfer functions for inferring past climatic and environmental changes in Alaska, U.S.A. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research* 31(4): 353-365.
- Hall, R.I. & Smol, J.P. (1992). A weighted-averaging regression and calibration model for inferring total phosphorous concentration from diatoms in British Columbia (Canada) lakes. *Freshwater Biology* 27: 417-434.
- Hall, R.I. & Smol, J.P. (2010). Diatoms as indicators of lake eutrophication. In: Smol, J.P. & Stoemer, E.F. (eds). *The Diatoms: applications for the environmental and earth sciences*. New York: Cambridge University Press. cap. 7: 122-151.
- Houk, V. (2003). *Atlas of freshwater centric diatoms with a brief key and descriptions. Part I. Melosiraceae, Orthoseiraceae, Paraliaceae and Aulacoseiraceae*. Czech Phycology Supplement, Olomouc. 114 pp.
- Hustedt, F. (1961-1966). *Die Kieselalgen*. In *Kryptogamen-Flora* (L. Rabenhorst, ed). Akademische Verlagsgesellschaft, Leipzig, 7(3): 1-816.
- Juggins, S. (2009). *Rioja an R package for the analysis of quaternary science data*. New Castle, UK. <http://cran.r-project.org/package=rioja>.
- Kauppi, T.; Moisio, T. & Salonen, V.-P. (2002). A diatom-based inference model for autumn epilimnetic total phosphorus concentration and its application to a presently eutrophic boreal lake. *J. Paleolimnology* 27: 261-273.
- Krstić, S.S., Zech, W., Obrecht, I., Svirčev, Z. & Marcović, S.B. (2011). Late quaternary environmental changes in Helambu Himal, Central Nepal, recorded in

- the diatom flora assemblage composition and geochemistry of Lake Panch Pokhari. *J. Paleolimnol.* 47: 113-124. <https://doi.org/10.1007/s10933-011-9563-4>
- Laux, M. & Torgan, L.C. (2011) Diatomáceas com plastídeos no plâncton da foz dos rios do Delta do Jacuí, sul do Brasil: um complemento à taxonomia tradicional 1. *Iheringia, Ser Bot* 66: 109–132.
- Lee, T.A.; Rollwagen-Bollens, G. & Bollens, S.M. (2015). The influence of water quality variables on cyanobacterial blooms and phytoplankton community composition in a shallow temperate lake. *Environ Monit Assess* 187: 315.
- Le Moal, M.; Gascuel-Oudoux, C.; Ménesguen, A.; Souchon, Y.; Étrillard, C.; Levain, A.; Moatar, F.; Pannard, F.; Souchu, P.; Lefebvre, A. & Pinai, G. (2019). Eutrophication: a new wine in a old bottle? *Science of the Total Environemnt* 651: 1-11. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.139>
- Lobo, E.A.; Schuch, M.; Heinrich, C.G.; Costa, A.B.; Düpont, A.; Wetzel, C.E. & Ector, L. (2015). Development of the Trophic Water Quality Index (TWQI) for subtropical temperate Brazilian lotic systems. *Environ Monit Assess* 187: 354. doi: 10.1007/s10661-015-4586-3
- Logan, B. & Taffs, K.H. (2013). Relationship between diatoms and water quality (TN, TP) in sub-tropical east Australian estuaries. *J. Paleolimnol* 50: 123-137.
- Marquardt, G.C., Bicudo, C.E.M., Ludwig, T.A.V., Ector, L. & Wetzel, C.E. 2018. Diatom assemblages (Bacillariophyta) in six tropical reservoirs from southeast Brazil: species composition and spatial and temporal variation patterns. *Acta Limnologica Brasiliensia* 30: e201. <https://doi.org/10.1590/S2179-975X6417>
- Miettinen, J.O. (2003). A diatom-total phosphorus transfer function for freshwater lakes in southeastern Finland, including cross-validation with independent test lakes. *Boreal Environmental Research* 8: 215-228.
- 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.; Szöcs, E.; Wagner, H. (2017). Package 'vegan'. cran.r-project.org/web/packages/vegan/vegan.pdf. Accessed on 22 April 2019.
- Oliveira, S.A. & Bicudo, C.E.M. (2018). Influence of environmental variables on the diatom communities of oligotrophic reservoirs for public water supply (Guarulhos, Southeast Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia* 30: e211. doi: <https://doi.org/10.1590/S2179-975X9417>
- Passy, S.I. (2007). Diatom ecological guilds display distinct and predictable behavior along nutrient and disturbance gradients in running waters. *Aquat. Bot.* 86: 171–178.
- R Development Core Team. (2016). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Ramstack, J.M.; Fritz, S.C.; Engstrom, D.R. & Heiskary, S.A. (2003). The application of a diatom-based transfer function to evaluate water-quality trends in Minnesota since 1970. *J. Paleolimnology* 29: 79-94.
- Reavie, E.D. & Edlund, M.B. (2013). Assessing the performance of a diatom transfer function on four Minnesota lake sediment cores: effects of training set size and sample age. *J. Paleolimnology* 50: 87-104.

- Rimet, F. & Bouchez, A. (2012). Life-forms, cell-sizes and ecological guilds of diatoms in European rivers. *Knowl. Manag. Aquat. Ecosyst.* 406: 01–14.
- 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. *J. Paleolimnol.* doi: 10.1007/s10933-013-9715-9
- Round, F.E.; Crawford, R.M. & Mann, D.G. (1990). *The diatoms. Biology & morphology of the genera.* New York, Cambridge University Press. p. 1-129.
- Sayer, C. (2001). Problems with the application of diatom-total phosphorus transfer functions: examples from a shallow English lake. *Freshwater Biology* 46:743–757.
- Silva-Lehmkuhl, A.M.; Tremarin, P.I.; Vercellino, I.S. & Ludwig, T.A.V. (2019a). Periphytic diatoms from an oligotrophic lentic system, Piraquara I reservoir, Paraná state, Brazil. *Biota Neotropica* 19(2): e20180568.
- Silva-Lehmkuhl, A.M.; Ludwig, T.A.V.; Tremarin, P.I. & Bicudo, D.C. (2019b). On *Luticola* Mann in southeastern Brazil: taxonomy, ecology and description of two new species. *Phytotaxa* 402(4): 165-186.
- Smol, J.P. (2008). *Pollution of lakes and rivers: a paleoenvironmental perspective.* 2 ed. Oxford: Blackwell Publishing. 383p.
- Soininen, J., Jamoneau, A., Rosebery, J., Leboucher, T., Wang, J., Kokociński, M. & Passy, S.I. (2019). Stream diatoms exhibit weak niche conservation along global environmental and climatic gradients. *Ecography* 41:1-8.
- Tammelin, M.; Kauppila, T.; Miettinen, J. & Jokinen, S. (2019). Eutrophication histories of three contrasting lakes in a naturally nutrient-rich boreal watercourse. *J. Paleolimnology* 61: 165-183. <https://doi.org/10.1007/s10933-018-0051-y>
- ter Braak C.J.F. (1987) Calibration. *Data Analysis in Community and Landscape Ecology.* Jongman, R.H.G.; ter Braak, C.J.F. & van Tongeren, O.F.R. (Eds.). Pudoc, Wageningen 78-90.
- ter Braak, C.J.F. & van Dam, H. (1989). Inferring pH from diatoms: a comparison of old and new calibration methods. *Hydrobiologia* 178: 209-223.
- Thornton, J.A.; Harding, W.R.; Dent, M.; Hart, R.C.; Lin, H.; Rast, C.L.; Rast, W.; Ryding, S.O. & Slawski, T.M. (2013). Eutrophication as a ‘wicked’ problem. *Lakes Reserv. Res. Manag.* 18(4): 298–316. doi: 10.1111/lre.12044
- UNDP, United Nations Development Programme (2006). *Human development report 2006, beyond scarcity: power, poverty and the global crisis.* Palgrave Macmillan, New York. 440p.
- Velle, G., Telford, R.J., Heiri, O., Kurek, J., Birks, H.J.B. (2012). Testing intra-site transfer functions: an example using chironomids and water depth. *J. Paleolimnol.* 48, 545–558.
- Viana, J.C.C.; Sifeddine, A.; Turcq, B.; Albuquerque, A.L.S.; Moreira, L.S.; Gomes, D.F. & Cordeiro, R.C. (2014). A late Holocene paleoclimate reconstruction from Boqueirão Lake sediments, northeastern Brazil. *Paleogeography, Paleoclimatology, Paleoecology* 415: 117-126.

- Vilaclara, G.; Rico, R. & Miranda J. (1997). Effects of perturbations on diatom assemblages in Tlaxcala Paleolake, Mexico. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 26: 846-851.
- Yang, X.; Anderson, N.J.; Dong, X. & Shen, J. (2008). Surface sediment diatom assemblages and epilimnetic total phosphorus in large, shallow lakes of the Yangtze floodplain: their relationships and implications for assessing long-term eutrophication. *Freshwater Biology* 53: 1273-1290.
- Yu G.; Xue B.; Lai G.; Gui F. & Liu X. (2007). A 200-year historical modelling of catchment nutrient changes in Taihu basin, China. *Hydrobiologia* 581: 79-87.
- Wetzel, C.E.; Ector, L.; Hoffmann, L; Bicudo, D.C. (2010) Colonial planktonic *Eunotia* (Bacillariophyceae) from Brazilian Amazon: taxonomy and biogeographical considerations on the *E. asterionelloides* species complex. *Nova Hedwigia* 91:49–56

CAPÍTULO 3

Homogeneização taxonômica e funcional da comunidade de diatomáceas ao longo de gradiente trófico em reservatórios tropicais do sudeste do Brasil

*“if every place is the same, why
go anywhere?” Lockwood &
McKinney em Biotic
Homogenization parafraseando
James Kunstler’s in Geography
of nowhere.*

Resumo: O processo de eutrofização dos ecossistemas aquáticos continentais é um dos maiores problemas em escala global e tem reconhecida influência na homogeneização biótica e ambiental. Este estudo avaliou o efeito da eutrofização na homogeneização taxonômica e funcional das comunidades de diatomáceas em reservatórios do estado de São Paulo. As amostras foram obtidas no sedimento superficial e na coluna d’água (verão e inverno). As diversidades beta, taxonômica e funcional foram calculadas para o conjunto de 33 represas com amplo gradiente trófico. As análises RLQ e fourth-corner foram usadas para explorar a covariação entre diferentes categorias tróficas (variáveis ambientais) e traços funcionais das espécies. Os resultados demonstraram maior diversidade beta taxonômica e funcional das diatomáceas do sedimento superficial nos ambientes mesotróficos e oligotróficos, e homogeneização nos ambientes eutróficos. Para a comunidade do fitoplâncton, maior diversidade beta taxonômica e funcional foi obtida nos reservatórios oligotróficos. Independente do gradiente, a relação entre diversidade beta taxonômica e funcional foi positiva e significativa. Os resultados também indicaram redundância funcional e taxonômica com maior influência das condições ambientais sobre a comunidade do sedimento superficial. Para o fitoplâncton (verão e inverno) evidenciaram homogeneização taxonômica com maior redundância funcional, sugerindo maior influência de fatores espaciais. Por fim, a avaliação conjunta da diversidade taxonômica e funcional permite expandir o conhecimento dos efeitos da sobreposição do componente taxonômico sobre a funcionalidade do ambiente sobre, contribuindo para melhor entender os processos da homogeneização biótica.

Palavras-chave: beta-diversidade, eutrofização, homogeneização biótica, traços funcionais

1. Introdução

A homogeneização biológica pode ser definida como a substituição da biota local e de espécies especialistas por espécies exóticas e pela permanência das generalistas (Marchetti et al. 2001; McKinney & Lockwood 1999). Ainda, pode ser caracterizada pela maior similaridade entre comunidades regionais e locais (Olden et al. 2004). Esta definição abrange as abordagens taxonômica, funcional e genética (Olden & Rooney 2006). Medidas que avaliam diversidade e similaridade entre comunidades demonstram relação positiva entre homogeneização e ambientes modificadas pela ação humana (Wengrat et al. 2018, Zorzal-Almeida et al. 2017b; Luck et al. 2003; McKinney & Lockwood 1999). Esses estudos têm sido realizados para avaliar processos de homogeneização biológica em diferentes ecossistemas e grupos taxonômicos, a exemplo de plantas (Rooney et al. 2004), peixes (Gavioli et al. 2019; Pool & Olden 2012), aves (Luck & Smallbone 2011), macroinvertebrados (Zhang et al. 2019) e microrganismos (Wengrat et al. 2018, Zorzal-Almeida et al. 2017b) (para maiores discussões ver Leibold & Chase 2018; Olden et al. 2004).

Particularmente os ecossistemas aquáticos vêm sofrendo grandes impactos antropogênicos e são considerados dentre os ecossistemas mais ameaçados a despeito de ser um recurso essencial para a sobrevivência das espécies (Dudgeon *et al.* 2006, Moss 2010). Como exemplo, as inúmeras construções de barragens e retificação de rios contribuem para homogeneização ambiental ao longo de escalas geográficas, principalmente pela alteração da dinâmica natural em importantes rios, diminuindo diferenças regionais entre as comunidades (Poff et al. 2007).

Abordagens integrando a relação entre β -diversidade taxonômica e funcional pode melhorar o entendimento sobre quais mecanismos influenciam alterações da comunidade no espaço e no tempo (Leibold & Chase 2018), como, por exemplo, entre homogeneização biológica e alterações ambientais (Brice et al. 2017). Dentre os componentes da β -diversidade, a taxonômica é a abordagem mais comum para caracterizar a comunidade. No entanto, a integração com outras abordagens tais como a funcional, que se baseia nos traços das espécies (Göthe et al. 2016; Heino 2008) e a

genética (Leibold & Chase 2018; Olden et al. 2004) nos possibilita ampliar o conhecimento sobre a dinâmica das comunidades no ecossistema, permitindo associar com a biodiversidade, funcionalidade e alterações ambientais (Leibold & Chase 2018), bem como inferir sobre a resiliência do ecossistema (Folke et al. 2004; Olden et al. 2004).

Neste contexto, os traços funcionais podem fornecer informações para identificação de quais mecanismos levariam a alterações adaptativas morfológicas, fisiológicas e comportamentais das espécies, e auxiliar a promover ações específicas ao tipo de alteração (Dolédec et al. 2006). A homogeneização taxonômica é um dos mecanismos que pode levar à homogeneização funcional. Esta, por sua vez, pode agir diretamente sobre a resiliência do ambiente pela redução do espectro de respostas específicas que cada comunidade local teria, podendo, assim, comprometer o potencial da heterogeneidade espacial como fonte de espécies que compensaria extinções locais (Olden et al. 2004).

Dentre os marcadores biológicos de alterações ambientais, as diatomáceas se destacam pela ampla distribuição (cosmopolitas), grande diversidade, sensibilidade às variações limnológicas (locais), autoecologia relativamente bem conhecida, além de ser formada por uma carapaça de sílica que confere boa preservação em depósitos sedimentares, permitindo a identificação dos táxons mesmo que em longas escalas de tempo (Hall & Smol 2010). Ainda, possuem diferentes traços ecológicos que oferecem resistência à distúrbios do ambiente pela facilidade de adesão e ou de dispersão (Rimet & Bouchez 2012; Passy 2007), bem como pelas adaptações fisiológicas que favorecem o desenvolvimento em condições específicas de nutrientes (Hansen & Visser 2019).

As comunidades de diatomáceas podem estar estruturadas taxonomicamente e funcionalmente por fatores ambientais e espaciais (Benito et al. 2019; Zorzal-Almeida et al. 2017b,c; Marquardt et al. 2017). Maior similaridade e homogeneização biótica foram reportadas com o aumento da eutrofização (Leboucher et al. 2019; Wengrat et al. 2018; Vilar et al. 2014), pela influência de fatores hidrológicos (Wu et al. 2019; Algarte et al. 2016) e após eventos pontuais como derramamento de óleo (Farias et al. 2019).

A homogeneização taxonômica e funcional pode ocorrer ao mesmo tempo, preconizando que alterações na diversidade de espécies são funcionalmente relacionadas (Brice et al. 2017). Os estudos sobre a relação taxonômica-funcional são

mais recentes, sendo abordados para outros grupos taxonômicos como plantas (Brice et al. 2017), insetos (Fontanilla et al. 2019), aves (Anjos et al. 2019); macroinvertebrados (Zhang et al. 2018; Siqueira et al. 2015) e peixes (Su et al. 2015; Villéger et al. 2014). Para diatomáceas esta é uma abordagem mais recente que pode contribuir para o conhecimento dos processos de homogeneização biótica (taxonômica e funcional), particularmente ao longo de um gradiente trófico.

Abrangendo escalas geográficas menores dentro da área deste trabalho, estudos prévios demonstraram diminuição da similaridade da comunidade de diatomáceas com o aumento da distância espacial (Zorzal-Almeida et al. 2017b; Marquardt et al. 2017). Ainda, Zorzal-Almeida et al. (2017c) demonstraram que os traços funcionais relacionados à morfologia da célula foram estruturados pelos componentes ambientais, espaciais e uso e ocupação do solo. Na mesma escala espacial do presente trabalho, a comunidade de diatomáceas do sedimento superficial foi mais estruturada por fatores ambientais do que espaciais em relação à comunidade planctônica (Bartozek et al. 2019).

Neste trabalho objetivamos avaliar os efeitos da eutrofização sobre os processos de homogeneização taxonômica e funcional das comunidades de diatomáceas de sedimento superficial e da coluna d'água (verão e inverno) de reservatórios do sudeste do Brasil. Os reservatórios estão fortemente estruturados pelo gradiente trófico, tendo o fósforo como uma das principais variáveis direcionadora das comunidades (Capítulo 2, Bartozek et al. 2019). Devido à rápida resposta da comunidade de diatomáceas frente a variações ambientais, nossa hipótese é de que a homogeneização taxonômica será acompanhada de homogeneização funcional nos sistemas eutrofizados, independente do habitat da comunidade. Ainda, devido à comunidade do sedimento superficial estar estruturada principalmente pelas características ambientais (Bartozek et al. 2019), esperamos que a resposta funcional desta comunidade reflita mais proximamente as condições tróficas do que as comunidades do plâncton.

2. Material e Métodos

2.2 Área de estudo e amostragem

A área de estudo abrangeu 33 reservatórios do estado de São Paulo, localizados no sudeste do Brasil. Os reservatórios variaram de ultraoligo- a hipereutrófico e estão distribuídos em áreas que abrangem baixa atividade antrópica até regiões altamente antropizadas. O número das estações amostrais e outras informações podem ser vistas no capítulo 1. As amostragens de diatomáceas para o sedimento superficial e para a coluna d'água (verão e inverno) foram detalhadas nos capítulos anteriores. As variáveis físicas e químicas da água foram mensuradas ao longo do perfil vertical. Tais informações foram detalhadas no capítulo 1.

2.3 Traços funcionais das espécies de diatomáceas

Após identificação taxonômica das diatomáceas, as espécies foram agrupadas em quatro categorias: a) guildas ecológicas baseada na forma de vida (baixo perfil, alto perfil, móveis e planctônicas) (Rimet & Bouchez 2012; Passy 2007); b) preferência ecológica para estado trófico com base no ótimo para fósforo total (PT): espécies oligotróficas (Olig), mesotróficas (Mes) e eutróficas (Eut) de acordo com a classificação do IET para ambientes tropicais (Zorzal-Almeida et al. 2017a); c) preferência ecológica para acidez com base no ótimo para pH: acidófilas, neutrófilas e alcalófilas (Rimet & Bouchez 2012); d) medida de posição de nicho (NP): espécies com valores de NP menores são as que ocupam diferentes tipos de ambientes (generalistas) e espécies com valores de NP maiores, ocupam condições ambientais restritas (especialistas) (Dolédéc et al. 2000).

O ótimo ecológico para PT e pH foram inferidos pela regressão da média ponderada (WA, ter Braak & Looman 1986). Este método, amplamente utilizado (Carayon et al. 2019), assume que as espécies possuem maior abundância próximo à concentração ótima da variável de interesse (Birks et al. 1990). A medida de posição de nicho (NP) de cada espécie foi calculada pelo Índice de marginalidade média (Outlying Mean Index – OMI) (Dolédéc et al. 2000). Esta análise utiliza duas matrizes (biológica e ambiental) e a posição de nicho se dá calculando a distância das condições ambientais médias (centroide) utilizadas por uma espécie (nicho realizado)

em relação às condições ambientais médias da área estudada (nicho fundamental). As espécies são mais restritas a condições ambientais quanto mais distantes estiverem do centroide (Dolédéc *et al.* 2000). Considerando as variáveis limnológicas, a matriz ambiental compreendeu valores de nitrogênio e fósforo total, condutividade e pH, as quais foram consideradas importantes para a estruturação e distribuição das espécies de diatomáceas no conjunto de reservatórios estudados (Cap. 1, Bartozek *et al.* 2019).

2.4 Diversidade Funcional (FD) e Taxonômica (TD)

Alterações funcionais e taxonômicas foram utilizadas para avaliar a homogeneização dos traços e das espécies ao longo do gradiente de trofia. Para avaliar a homogeneização funcional (FH) utilizamos uma matriz *locais X traços*, construída pela multiplicação das matrizes *locais X abundância relativa das espécies* e *espécies X traços*. A partir desta matriz (*locais X traços*) utilizamos a distância de Gower, a qual permite mesclar traços de diferentes escalas (Podani & Schmera 2006) para calcular a β -diversidade funcional dentro de cada grupo (oligotrófico, mesotrófico e eutrófico). A β -diversidade taxonômica também foi calculada utilizando a distância de Hellinger na matriz *locais X espécies* (Legendre & Cáceres 2013). Após atendido os requisitos, ANOVA foi utilizada para testar a distância dos locais ao centroide e detectar se a variância diferia entre os grupos (Anderson *et al.* 2006). Para detectar alterações funcionais e taxonômicas entre os diferentes estados tróficos, foram testadas as diferentes posições entre os centroides utilizando PERMANOVA (Anderson 2001). Estes testes de homogeneidade da dispersão entre os grupos fornecem medidas de diversidade beta que podem ser utilizadas para avaliar padrões de homogeneização (Siqueira *et al.* 2015). As diferenças na dispersão e composição taxonômica e funcional multivariada entre as categorias tróficas foram ilustradas nas ordenações de análise de coordenadas principais (PCoA) com base em suas respectivas matrizes de distância.

Para cada estado trófico foi avaliada a relação dos traços utilizados com as variáveis ambientais, combinando as análises RLQ e *fourth-corner* (Dray *et al.* 2014). A análise RLQ (Dolédéc *et al.* 1996) utiliza três matrizes: (R) locais X variáveis ambientais, (L) locais X espécies e (Q) espécies X traços, e fornece uma medida de associação global entre elas. A análise *fourth-corner* fornece uma relação traço-

variáveis ambientais, o que permite avaliar individualmente a interferência de uma variável em um determinado traço (Dray et al. 2014). Dois tipos de testes de permutação utilizando variáveis ambientais controlando as espécies (modelo 2) e os traços das espécies (modelo 4) foram testados para verificar a significância das relações (Dray et al. 2014).

Todas as análises foram realizadas utilizando o programa R 3.5.3 (R Core Team 2016). Para análise de OMI foi utilizada a função *niche* () do pacote *ade4* (Dolédec et al. 2000). Os valores de ótimo foram calculados utilizando a função *WA* () do pacote *rioja* (Juggins 2009). A β -diversidade foi calculada utilizando a função *betadisper* () do pacote *vegan* (Oksanen et al. 2017). A matriz locais X traços foi construída utilizando a função *functcomp* (). Para as análises RLQ e *fourth corner* foram utilizadas, respectivamente, as funções *rlq* () e *fourthcorner* () do pacote *ade4*.

3 Resultados

3.1 β -diversidade Taxonômica

A β -diversidade taxonômica de diatomáceas variou entre os estados tróficos (oligotrófico, mesotrófico e eutrófico) para a comunidade do sedimento superficial (Figs 1A-1B), sendo menor para os ambientes eutrofizados (tabela 1). Para o fitoplâncton (verão e inverno) não houve diferença na β -diversidade taxonômica dentro de cada categoria trófica (Figs 1C-1F), mas as diferenças entre categorias mostraram que em condições oligotróficas houve menor variação da comunidade (β -diversidade) que em ambientes mesotróficos e eutróficos (Fig. 1C-1F, tabela 1).

Menor riqueza de espécies de diatomáceas ocorreu no sedimento superficial em direção aos locais eutrofizados. Cinquenta e oito espécies estiveram presentes para ambas condições, oligotróficas e mesotróficas, e 39 espécies em condições eutróficas. O mesmo padrão foi encontrado para ambas as comunidades do fitoplâncton, sendo que nas condições oligotróficas e mesotróficas foram encontradas 53 espécies, decrescendo nos ambientes eutrofizados (no verão 47 e inverno 41 espécies).

Tabela 1 – Valores de β -diversidade taxonômica, testes de permutação ao redor do centroide (ANOVA) e teste multivariado diferenciando a localização do centroide (PERMANOVA) para as comunidades de diatomáceas do sedimento superficial, fitoplâncton verão e fitoplâncton inverno. Valores $p < 0.05$ são significantes e marcados em negrito.

	β -diversidade taxonômica			ANOVA	PERMANOVA
	Oligotrófico	Mesotrófico	Eutrófico		
Sedimento superficial	0.41	0.44	0.31	0.001	0.001
Fitoplâncton verão	0.43	0.44	0.46	0.603	0.001
Fitoplâncton inverno	0.39	0.43	0.41	0.170	0.001

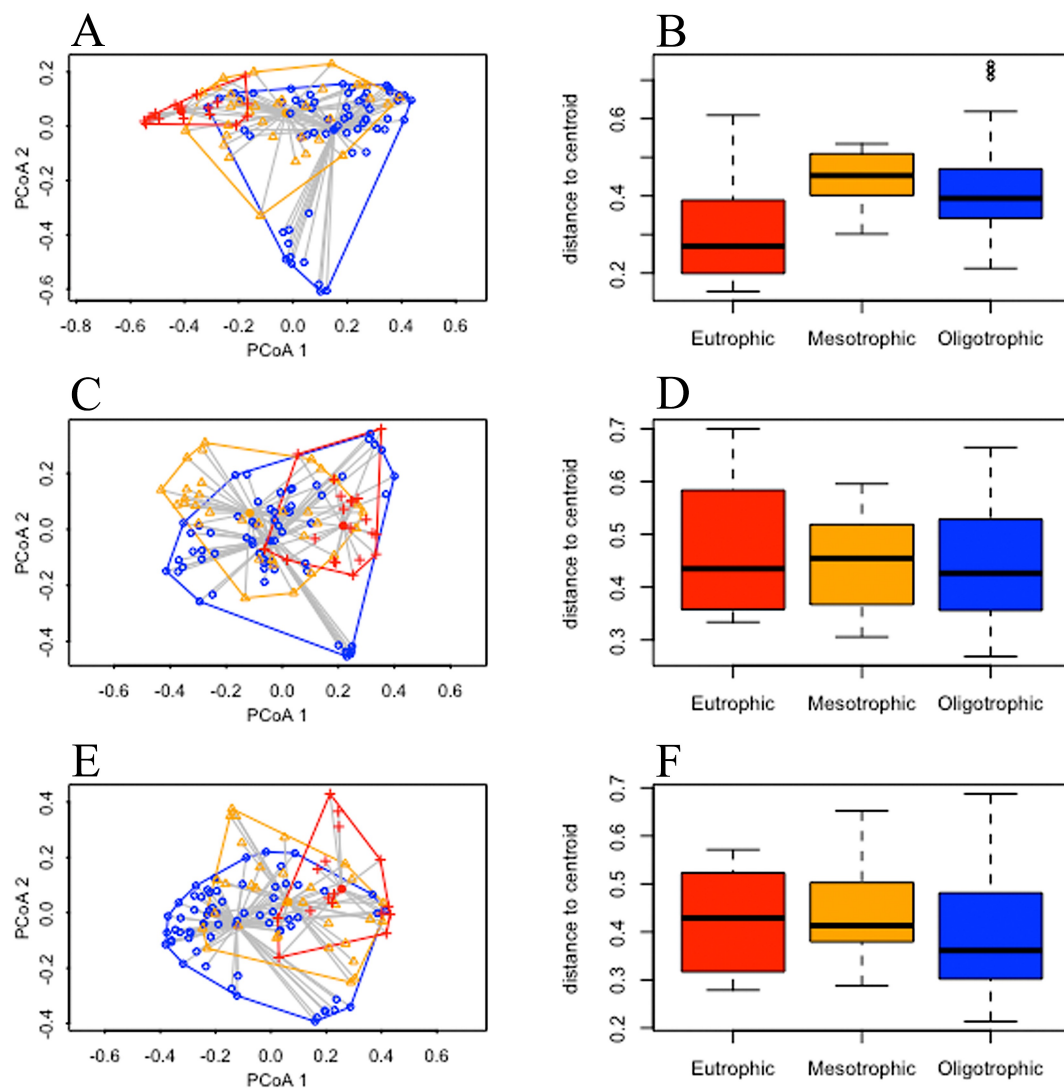


Figura 1. Influência do estado trófico sobre a dispersão das espécies de diatomáceas do sedimento superficial (A e B), fitoplâncton verão (C e D) e fitoplâncton inverno (E e F). A β -diversidade taxonômica está representada pela PCoA e pelos “boxplots”, os

quais mostram a variação da comunidade de diatomáceas dentro de cada categoria trófica. Os estados de trofia estão representados por cores: oligotrófico: azul, mesotrófico: amarelo, e eutrófico: vermelho.

As variáveis ambientais avaliadas apresentaram correlação fraca e negativa com a β -diversidade taxonômica ao longo do gradiente trófico para o sedimento superficial [PT (r^2 0.08, p = 0.001), condutividade (r^2 0.09, p = 0.0007), pH (r^2 0.03, p = 0.002) e NT (r^2 0.08, p = 0.001)], bem como para a comunidade planctônica no verão [PT (r^2 0.003, p = 0.236), condutividade (r^2 0.008, p = 0.7816), pH (r^2 -0.008, p = 0.940) e NT (r^2 0.001, p = 0.290)] e para o inverno [PT (r^2 0.007, p = 0.182), condutividade (r^2 0.015, p = 0.101), pH (r^2 -0.007, p = 0.724) e NT (r^2 -0.004, p = 0.466)].

3.2 β -diversidade Funcional

Para a comunidade do sedimento superficial, os ambientes mesotróficos apresentaram maior β -diversidade funcional do que os extremos oligotrófico e eutrófico (Figs. 2A,B, tabela 2). Para ambas as comunidades do fitoplâncton, a homogeneização ocorreu em direção às condições oligotróficas (Figs 2C-2F, tabela 2).

Tabela 2 – Valores de β -diversidade funcional, testes de permutação ao redor do centroide (ANOVA) e teste multivariado diferindo a localização do centroide (PERMANOVA) para as comunidades de diatomáceas do sedimento superficial, fitoplâncton verão e fitoplâncton inverno. Valores $p < 0.05$ são significantes e marcados em negrito.

	β -diversidade funcional			ANOVA	PERMANOVA
	Oligotrófico	Mesotrófico	Eutrófico		
Sedimento superficial	0.12	0.17	0.11	0.002	0.001
Fitoplâncton verão	0.12	0.12	0.17	0.008	0.001
Fitoplâncton inverno	0.11	0.14	0.17	0.007	0.001

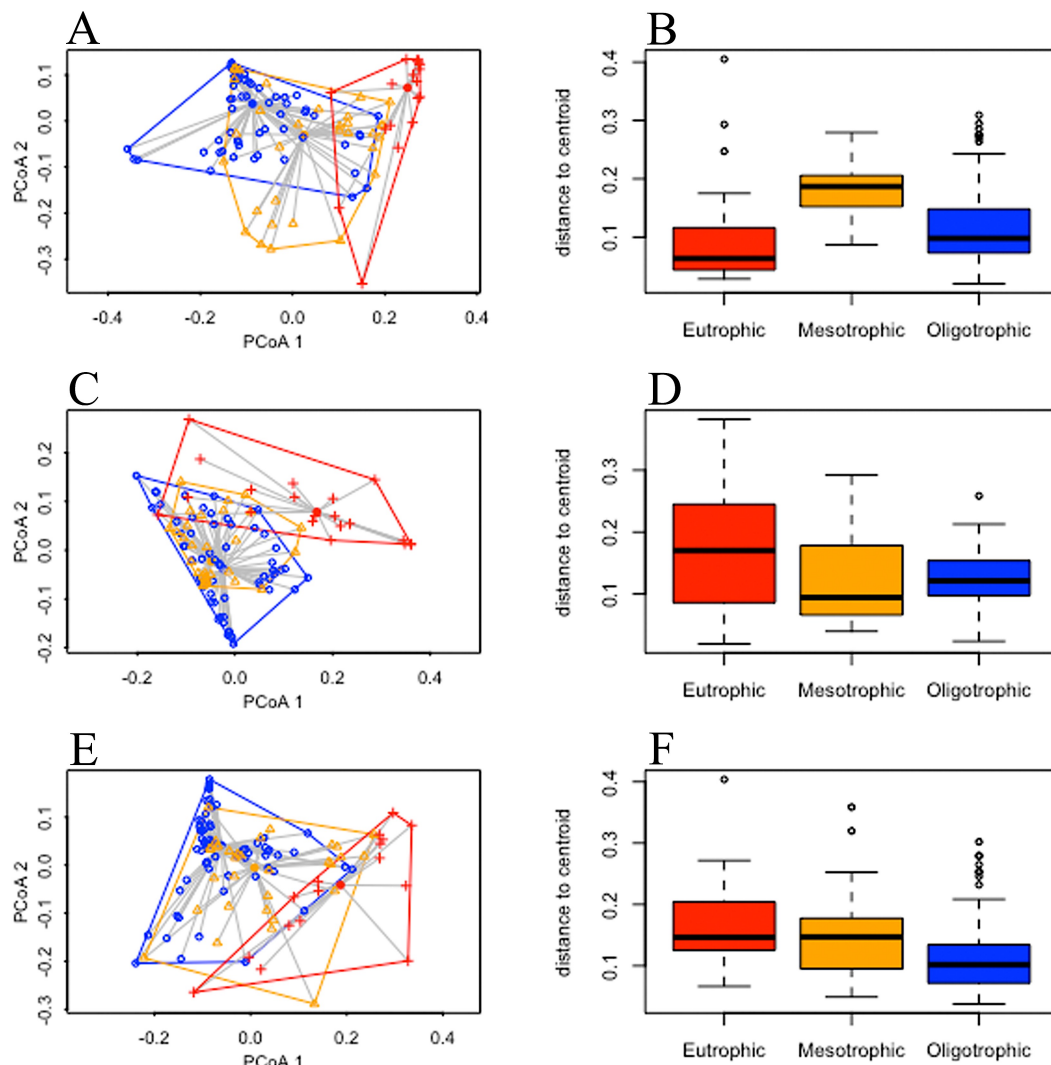


Figura 2. Influência do estado trófico sobre a dispersão das espécies de diatomáceas do sedimento superficial (A e B), fitoplâncton verão (C e D) e fitoplâncton inverno (E e F). A β -diversidade Funcional está representada pela PCoA e pelos “boxplots”, os quais mostram a variação dos traços dentro de cada categoria trófica. Os estados de trofia estão representados por cores: oligotrófico: azul, mesotrófico: amarelo, e eutrófico: vermelho.

A diversidade beta funcional para o sedimento superficial não apresentou relação significativa com as variáveis ambientais, indicando fraca sensibilidade dos traços em relação à variação ambiental [PT (r^2 -0.008, p = 0.755), condutividade (r^2 -0.007, p = 0.796), pH (r^2 -0.007, p = 0.715) e NT (r^2 -0.008, p = 0.940)]. Os traços funcionais para as comunidades planctônicas do verão demonstraram menor sensibilidade ao gradiente trófico e não foram influenciados pelas variáveis analisadas [PT (r^2 -0.004, p = 0.479), condutividade (r^2 -0.006, p = 0.578), pH (r^2 -0.006, p = 0.5787) e NT (r^2 -0.008, p = 0.795)], ao passo que a estrutura funcional da

comunidade de diatomáceas do inverno apresentou relação fraca, porém significativa com PT (r^2 0.02, p = 0.04) e condutividade (r^2 0.04, p = 0.01) e não foram sensíveis às concentrações de pH (r^2 0.005, p = 0.208) e NT (r^2 0.02, p = 0.054).

A relação entre a beta diversidade taxonômica vs. funcional foi avaliada para as três comunidades. O sedimento superficial apresentou maior relação entre a beta diversidade taxonômica e funcional (Fig. 3A, r^2 0.59, F = 164.6, p <0.001) do que a comunidade do fitoplâncton de inverno (Fig. 3C, r^2 0.45, F = 91.16, p <0.001) e fitoplâncton de verão (Fig. 3B, r^2 0.36, F = 62.47, p <0.001).

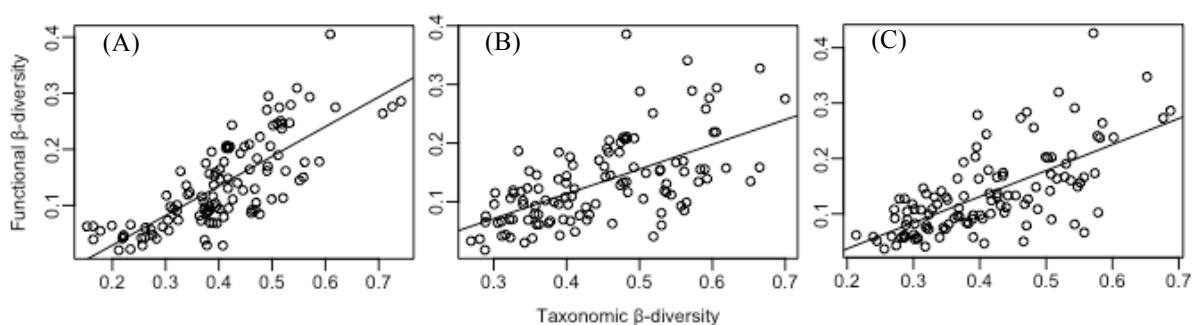


Figura 3 – Comparação entre a beta diversidade taxonômica e funcional da comunidade de diatomáceas do (A) sedimento superficial; (B) fitoplâncton verão; (C) fitoplâncton inverno.

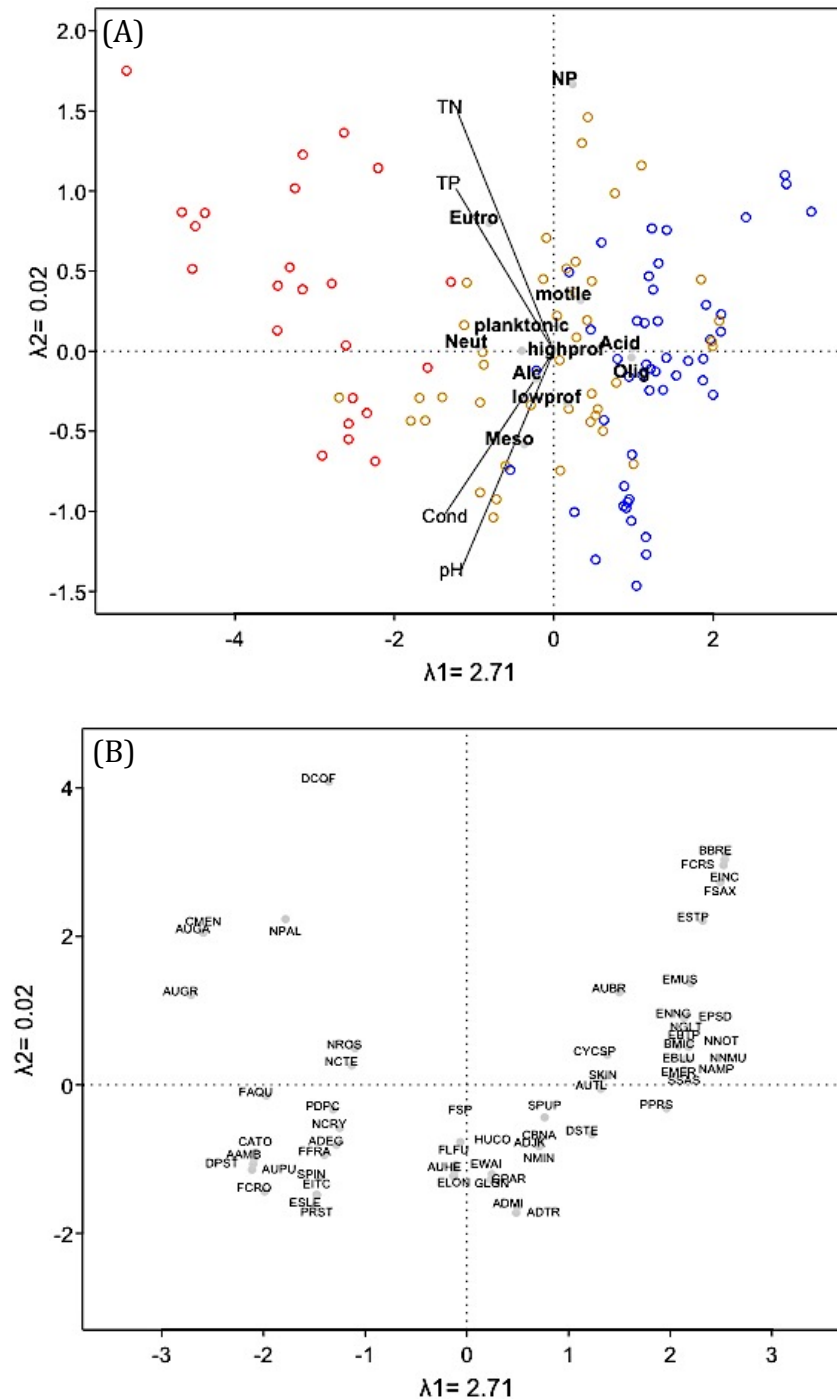
3.3 Análise RLQ e fourth corner

A análise RLQ mostrou relação significativa entre os traços das espécies de diatomáceas e as variáveis ambientais (modelo 2 e 4 p = 0.001) para as três comunidades (sedimento superficial, fitoplâncton verão e inverno). O primeiro eixo da ordenação separou os ambientes ao longo do gradiente trófico, ordenando os locais oligotróficos no lado positivo do eixo 1, mesotróficos no centro e eutróficos do lado negativo (Figs 4A, 5A e 6A). Os traços funcionais ficaram distribuídos ao longo do eixo 2, de modo que a ordenação das espécies para o sedimento superficial foi mais associada aos traços referentes às preferências tróficas, posição de nicho, e tolerantes à eutrofização (planctônicas e móveis) (Tabela 3). Diferentemente, a ordenação das espécies do fitoplâncton (verão e inverno) (Tabela 4) foi mais associada com os traços referentes às guildas ecológicas, de modo que as espécies planctônicas se agruparam do lado positivo do eixo 2 e as bentônicas próximas ao centro e em direção do lado negativo do eixo (Figs 4A-B, 5A-B, 6A-B).

Particularmente para o sedimento superficial, espécies com traços resistentes ao processo de eutrofização foram ordenadas do lado positivo do eixo 2, tais como espécies eutrófilas, com preferência para ambientes neutros, planctônicas e móveis. Condições mesotróficas apresentaram maior diversidade de traços relacionados às guildas ecológicas (baixo e alto perfil, móveis e planctônicas), e somente condições oligo-mesotróficas apresentaram espécies acidófilas e maior posição de nicho (especialistas) (Figs 4A,B). O centro da ordenação agrupou os locais mesotróficos, com maior diversidade de traços relacionados às guildas ecológicas e espécies mais tolerantes (generalistas). De modo geral, a ordenação demonstrada pela RLQ indica que as condições tróficas influenciaram diretamente os traços das espécies especialistas relacionados aos extremos de preferência trófica (eutrófilas e oligotrófilas), enquanto que para as espécies mais generalistas, os traços relacionados às guildas ecológicas foram mais influenciados.

Para o fitoplâncton (verão e inverno), o eixo 2 agrupou do lado positivo principalmente os traços planctônicos, agrupando as espécies oligotrófilas com acidófilas e as eutrófilas com neutrófilas. Do lado negativo do eixo 2, se agruparam os traços que conferem habitat bentônico (baixo perfil, móveis e alto perfil) com diferentes preferências tróficas e pH (Figs 5A-B; 6A-B). Espécies com traços de alto perfil se associaram a ambientes meso-eutróficos, as de baixo perfil, a ambientes oligo-mesotróficos e espécies com motilidade distribuíram-se ao longo do gradiente trófico.

De maneira geral, as ordenações demonstraram que ambientes oligotróficos apresentaram maior contribuição de espécies com traços relacionados à baixa disponibilidade de nutrientes (oligotróficos, baixo perfil) e preferência por $\text{pH} < 6.7$ (acidófilos), ao passo que ambientes com condições eutróficas apresentaram espécies com traços para ambientes ricos em nutrientes (eutróficos, planctônicos, móveis e alto perfil) e preferência para pH ao redor da neutralidade.



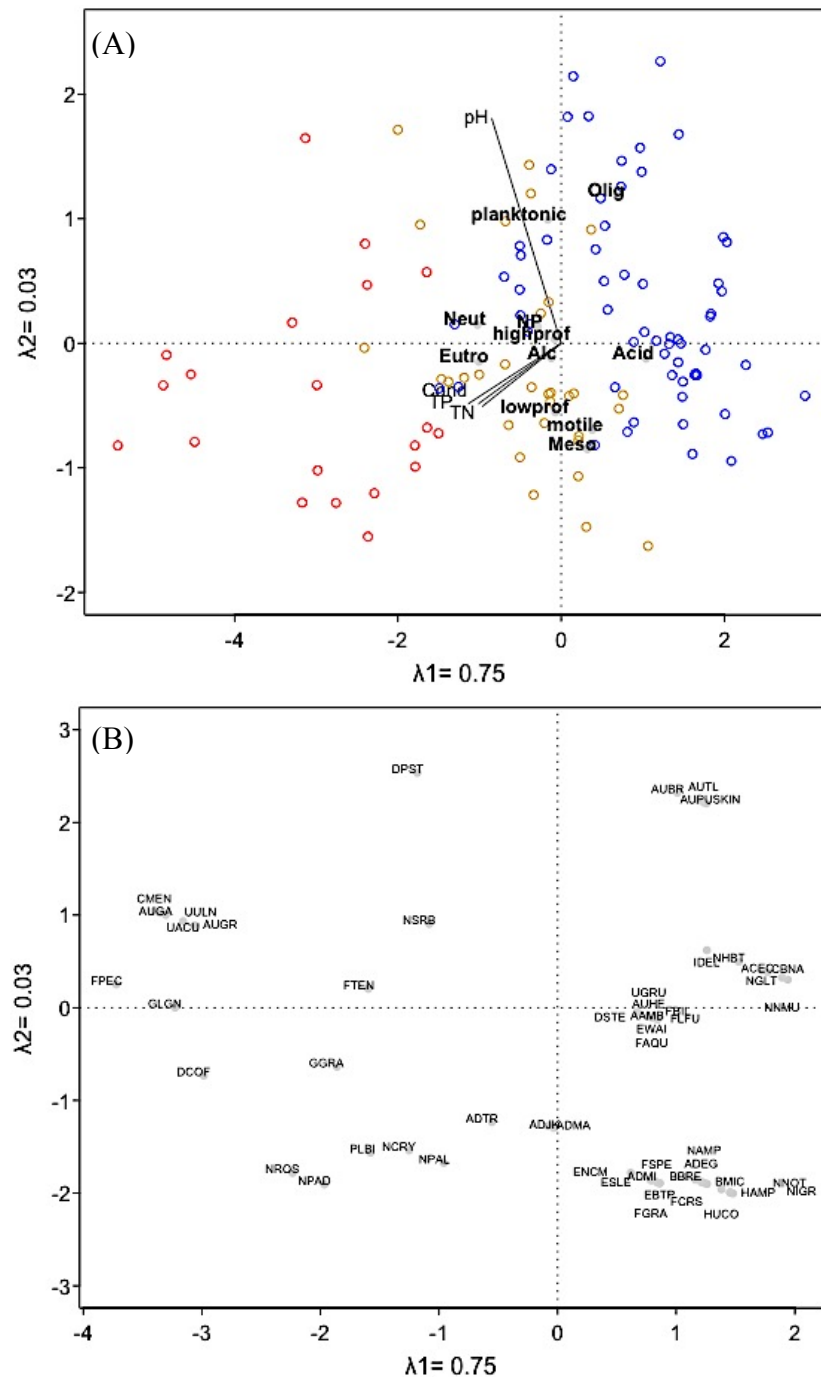


Figura 5. Análise RLQ da relação entre traços, variáveis ambientais e espécies de diatomáceas do fitoplâncton verão. (A) traços e variáveis ambientais. (B) espécies de diatomáceas. TN: nitrogênio total; TP: fósforo total; Cond: Condutividade; pH. Abreviação dos traços: Olig: oligotrófica; Mes: mesotrófica; Eut: eutrófica; Acid: acidófila; Neut: neutrófica; Alc: alcalófila; Baixo perfil: baixo perfil; Alto perfil: alto perfil; móveis: móveis; planctônica: planctônicas. NP: posição de nicho. Locais amostrais estão representados pelos círculos vazios: azul: oligotrófico; amarelo: mesotrófico; vermelho: eutrófico.

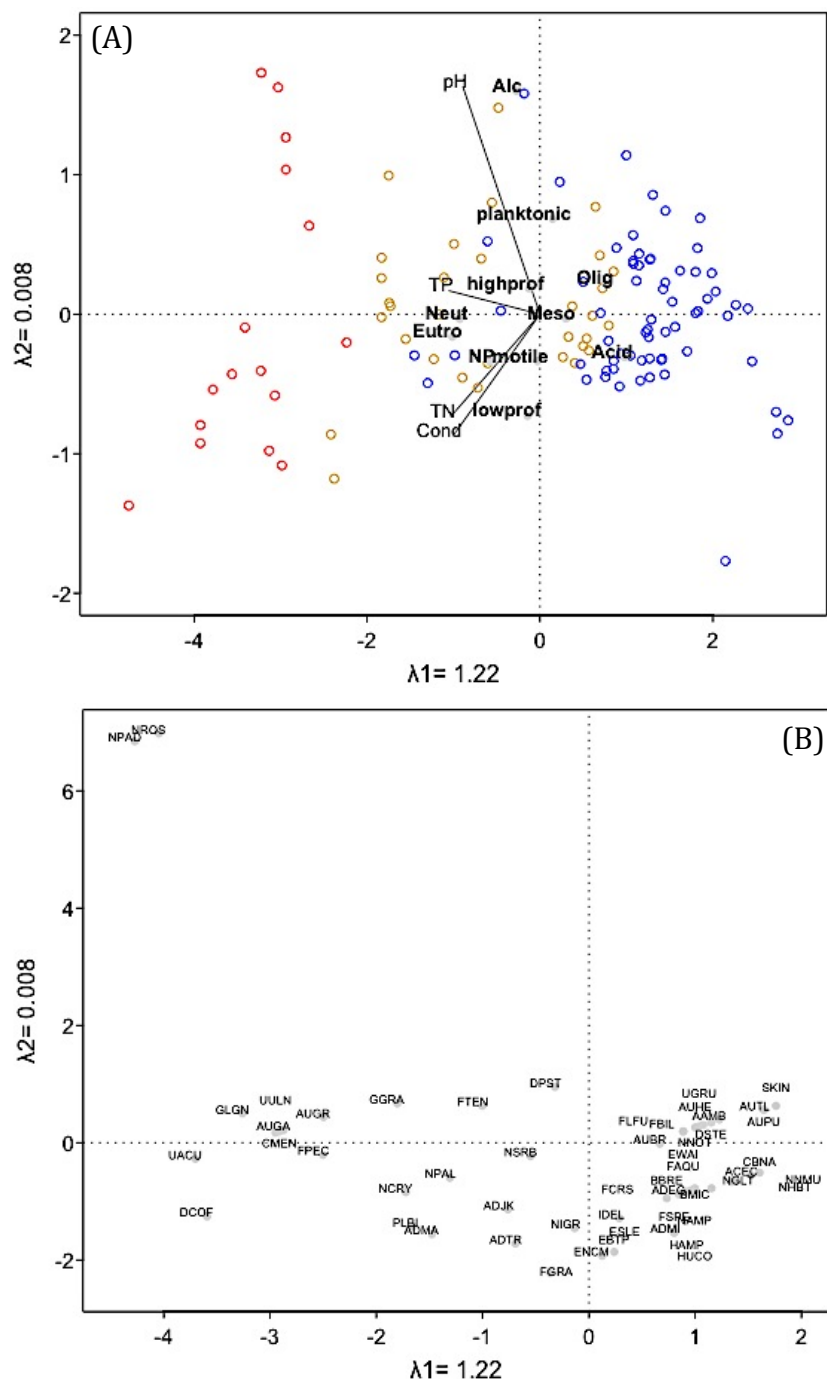


Figura 6. Análise RLQ da relação entre traços, variáveis ambientais e espécies de diatomáceas do fitoplâncton inverno. (A) traços e variáveis ambientais. (B) espécies de diatomáceas. TN: nitrogênio total; TP: fósforo total; Cond: Condutividade; pH. Abreviação dos traços: Olig: oligotrófica; Mes: mesotrófica; Eut: eutrófica; Acid: acidófila; Neut: neutrófica; Alc: alcalófila; Baixo perfil: baixo perfil; Alto perfil: alto perfil; móveis: móveis; planctônica: planctônicas. NP: posição de nicho. Locais amostrais estão representados pelos círculos vazios: azul: oligotrófico; amarelo: mesotrófico; vermelho: eutrófico.

Tabela 3 – Traços ecológicos das espécies de diatomáceas do sedimento superficial. Preferências trófica: ótimo para fósforo total ($\hat{u}$ PT), pH ($\hat{u}$ pH), condutividade ($\hat{u}$ Cond) e nitrogênio total ($\hat{u}$ NT). Traços relacionados às guildas ecológicas: baixo perfil, alto perfil, móveis e planctônicas. Posição de Nicho (NP). Código das espécies de acordo com Omnidia.

Táxons	Código	$\hat{u}$ PT ($\mu\text{g L}^{-1}$)	$\hat{u}$ pH	$\hat{u}$ Cond ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	$\hat{u}$ NT ($\mu\text{g L}^{-1}$)	NP	Guildas
<i>Achnanthidium exiguum</i> (Grunow) Czarnecki	ADEG	42.0	6.9	95.0	871.6	0.1	móveis
<i>Achnanthidium jackii</i> Rabenhorst	ADJK	28.3	6.5	61.1	532.4	0.1	móveis
<i>Achnanthidium minutissimum</i> (Kützinger) Czarnecki	ADMI	26.7	6.6	94.5	784.1	0.1	baixo perfil
<i>Achnanthidium tropicocatenatum</i> Marquardt, Wetzel & Ector	ADTR	29.8	6.6	98.4	737.6	0.0	baixo perfil
<i>Aulacoseira ambigua</i> (Grunow) Simonsen	AAMB	48.6	6.8	130.7	1522.1	0.4	planctônica
<i>Aulacoseira brasiliensis</i> Tremarin, Carvalho Torgan & Veiga Ludwig	AUBR	18.6	6.2	24.6	312.5	2.6	planctônica
<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i> (O. Müller) Simonsen	AUGA	99.2	7.1	228.2	2846.3	2.2	planctônica
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen	AUGR	81.3	7.1	170.9	2218.3	1.1	planctônica
<i>Aulacoseira herzogii</i> (Lemmermann) Simonsen	AUHE	44.9	6.5	93.9	1426.1	0.2	planctônica
<i>Aulacoseira pusilla</i> (Meister) Tuji & Houki	AUPU	30.5	7.0	103.6	980.9	0.2	planctônica
<i>Aulacoseira tenella</i> (Nygaard) Simonsen	AUTL	14.1	6.5	35.2	404.2	0.9	planctônica
<i>Brachysira brebissonii</i> Ross	BBRE	10.2	5.9	16.0	287.8	4.5	móveis
<i>Brachysira microcephala</i> (Grunow) Compère	BMIC	16.5	6.3	39.0	347.0	1.1	móveis
<i>Cyclotella atomus</i> Hustedt	CATO	31.6	7.0	102.2	1066.0	0.5	planctônica
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützinger	CMEN	75.5	7.1	193.2	2862.4	2.2	planctônica
<i>Cyclotella</i> sp.	CYCSP	9.9	6.5	28.4	316.9	1.5	planctônica
<i>Cymboplectra naviculiformis</i> (Auersvald) Krammer	CBNA	20.4	6.5	63.7	632.4	0.1	móveis
<i>Diadesmis confervacea</i> Kützinger	DCOF	98.9	7.4	176.7	2052.9	5.3	móveis
<i>Discostella pseudostelligera</i> (Hustedt) Houk & Klee	DPST	22.8	7.0	68.4	655.0	0.3	planctônica

Continuação Tabela 3

Táxons	Código	û PT (µg L-1)	û pH	û Cond (µS cm-3)	û NT (µg L-1)	NP	Guildas
<i>Discostella stelligera</i> (Cleve & Grunow) Houk & Klee	DSTE	18.7	6.6	52.8	567.6	0.1	planctônica
<i>Encyonema neogracile</i> Krammer	ENNG	12.3	6.1	25.3	270.2	2.7	baixo perfil
<i>Encyonem silesiacum</i> (Bleish) Mann	ESLE	30.9	6.8	63.2	600.7	0.1	baixo perfil
<i>Encyonopsis sanctipaulensis</i> Marquardt, Wengrat & Wetzel	ESTP	7.7	5.6	22.4	371.4	4.4	baixo perfil
<i>Eunotia bilunaris</i> (Ehrenberg) Schaarschmidt	EBLU	14.5	6.0	31.1	381.4	2.2	baixo perfil
<i>Eunotia botulitropica</i> Wetzel & Costa	EBTP	11.4	5.9	20.4	332.8	2.7	baixo perfil
<i>Eunotia camelus</i> Ehrenberg	ELON	29.5	6.6	83.0	693.7	0.1	planctônica
<i>Eunotia incisa</i> Smith ex Gregory	EINC	14.9	5.7	15.4	371.3	4.4	móveis
<i>Eunotia intricans</i> Lange-Bertalot & Metzeltin	EITC	28.5	6.9	135.6	808.0	0.3	baixo perfil
<i>Eunotia meridiana</i> Metzeltin & Lange-Bertalot	EMER	10.2	5.9	26.6	423.7	2.2	baixo perfil
<i>Eunotia muscicola</i> Krasske	EMUS	14.6	6.2	15.8	196.6	3.3	baixo perfil
<i>Eunotia pseudosudetica</i> Metzeltin, Lange-Bertalot & García-Rodríguez	EPSD	14.3	5.9	22.5	358.9	2.7	baixo perfil
<i>Eunotia waimiriorum</i> Wetzel	EWAI	25.6	6.5	50.7	445.9	0.3	planctônica
<i>Fragilaria aquaplus</i> Lange-Bertalot & Ulrich	FAQU	34.8	6.9	117.2	1192.3	1.5	planctônica
<i>Fragilaria crotonensis</i> Kitton	FCRO	30.9	7.4	116.8	1213.1	0.8	planctônica
<i>Fragilaria fragilarioides</i> (Grunow) Chohnoky	FFRA	34.4	7.0	95.2	1178.6	1.0	baixo perfil
<i>Fragilaria longifusiformis</i> (Hains & Sebring) Siver	FLFU	30.3	6.6	65.8	750.3	0.1	planctônica
<i>Fragilaria</i> sp.	FSP	28.5	6.2	50.7	498.2	0.7	planctônica
<i>Frustulia crassinervia</i> (Brébisson ex Smith) Lange-Bertalot & Krammer	FCRS	10.8	5.9	17.6	281.6	4.3	móveis
<i>Frustulia saxonica</i> Rabenhorst	FSAX	12.5	5.6	21.6	405.3	4.0	móveis
<i>Gomphonema lagenula</i> Kützing	GLGN	35.6	6.7	70.3	654.7	0.1	alto perfil

Continuação Tabela 3

Táxons	Código	û PT (µg L-1)	û pH	û Cond (µS cm-3)	û NT (µg L-1)	NP	Guildas
<i>Gomphonema parvulum</i> (Kützing) Kützing	GPAP	33.6	6.7	67.4	625.2	0.0	alto perfil
<i>Humidophila contenta</i> (Grunow) Lowe, Kociolek, Johansen, Van de Vijver, Lange-Bertalot & Kopalová	HUCO	24.3	6.6	54.5	483.9	0.2	móveis
<i>Navicula cryptocephala</i> Kützing	NCRY	26.3	7.0	82.6	588.6	0.4	móveis
<i>Navicula cryptotenella</i> Lange-Bertalot	NCTE	30.3	7.0	137.8	996.4	1.5	móveis
<i>Navicula neomundana</i> (Lange-Bertalot & Rumrich) Lange-Bertalot, Jarlman & van de Vijver	NNMU	17.8	6.2	46.5	300.9	0.9	móveis
<i>Navicula minima</i> Grunow	NMIN	57.3	6.6	141.4	931.3	0.1	móveis
<i>Navicula notha</i> Wallace	NNOT	14.9	6.2	38.3	406.2	1.2	móveis
<i>Navicula rostellata</i> Kützing	NROS	60.1	7.1	139.7	1191.7	1.8	móveis
<i>Navigeia lateropunctata</i> (Wallace) Bukhtiyarova	NGLT	17.2	6.2	43.8	362.8	0.9	móveis
<i>Nitzschia amphibia</i> Grunow	NAMP	15.6	6.6	46.7	359.3	0.7	móveis
<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) Smith	NPAL	78.9	6.9	171.7	1783.2	1.9	móveis
<i>Planothidium rostratum</i> (Østrup) Lange-Bertalot	PRST	42.1	6.9	152.4	880.1	0.3	baixo perfil
<i>Pseudostaurosira parasitica</i> (Smith) Morales	PPRS	13.8	6.6	49.9	275.4	1.1	baixo perfil
<i>Pseudostaurosira connecticutensis</i> Morales 2001	PDPC	27.4	7.2	120.1	1023.0	1.8	baixo perfil
<i>Sellaphora pupula</i> (Kützing) Merenschkovsky	SPUP	27.5	6.1	68.5	576.2	0.6	móveis
<i>Sellaphora sassiana</i> (Metzeltin & Lange-Bertalot) Wetzel	SSAS	18.6	6.5	42.3	302.9	0.7	móveis
<i>Spicatricibra kingstonii</i> Johansen, Kociolek & Lowe	SKIN	10.3	6.3	34.1	361.0	1.1	planctônica
<i>Staurosirella pinnata</i> (Ehrenberg) Williams & Round	SPIN	28.2	7.1	98.5	699.2	0.6	baixo perfil

Tabela 4 – Traços ecológicos das espécies da colna d'água (fitoplâncton). Preferências trófica: ótimo para fósforo total ($\hat{u}$ PT), pH ($\hat{u}$ pH), condutividade ($\hat{u}$ Cond) e nitrogênio total ($\hat{u}$ NT). Traços relacionados às guildas ecológicas: baixo perfil, alto perfil, móveis e planctônicas. Posição de nicho (NP): NPinv (comunidade do inverno), NPver. (comunidade do verão) Código das espécies de acordo com Omnidia.

Táxons	Código	$\hat{u}$ PT ($\mu\text{g L}^{-1}$)	$\hat{u}$ pH	$\hat{u}$ Cond ($\mu\text{S cm}^{-3}$)	$\hat{u}$ NT ($\mu\text{g L}^{-1}$)	NPinv.	NPver.	Guildas
<i>Achnantheidium exiguum</i> (Grunow) Czarnecki	ADEG	22.3	6.2	50.8	452.3	0.5	1.1	móveis
<i>Achnantheidium exiguum</i> var. <i>constrictum</i> (Grunow) N.A. Andresen, Stoermer & R.G. Kreis	ACEC	19.0	6.1	49.8	486.6	0.4	0.9	móveis
<i>Achnantheidium jackii</i> Rabenhorst	ADJK	68.4	6.7	142.4	1276.1	1.0	0.2	móveis
<i>Achnantheidium macrocephalum</i> (Hustedt) Round & Bukhtiyarova	ADMA	104.4	6.7	256.8	1655.9	2.9	0.4	móveis
<i>Achnantheidium minutissimum</i> (Kützing) Czarnecki	ADMI	24.0	6.3	74.8	660.8	0.1	0.5	baixo perfil
<i>Achnantheidium tropicocatenatum</i> Marquardt, Wetzel & Ector	ADTR	51.5	6.7	109.8	941.9	0.3	0.0	baixo perfil
<i>Aulacoseira ambigua</i> (Grunow) Simonsen	AAMB	34.5	6.7	94.9	887.2	0.0	0.0	planctônica
<i>Aulacoseira brasiliensis</i> Tremarin, Carvalho Torgan & Veiga Ludwig	AUBR	15.6	6.2	18.4	281.8	3.2	1.4	planctônica
<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i> (O. Müller) Simonsen	AUGA	71.2	7.3	153.0	1826.5	1.5	1.1	planctônica
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen	AUGR	54.6	6.8	138.9	1458.3	0.5	0.1	planctônica
<i>Aulacoseira herzogii</i> (Lemmermann) Simonsen	AUHE	27.5	6.3	43.5	414.5	0.6	0.3	planctônica
<i>Aulacoseira pusilla</i> (Meister) Tuji & Houki	AUPU	17.7	6.4	40.8	347.7	0.6	0.4	planctônica
<i>Aulacoseira tenella</i> (Nygaard) Simonsen	AUTL	17.0	6.4	41.1	469.1	0.6	0.5	planctônica
<i>Brachysira brebissonii</i> Ross	BBRE	30.3	6.2	75.1	842.4	0.8	1.3	móveis
<i>Brachysira microcephala</i> (Grunow) Compère	BMIC	50.6	6.6	83.1	743.3	0.1	0.1	móveis
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing	CMEN	132.1	7.1	199.0	2874.3	1.6	1.5	planctônica
<i>Cymbopleura naviculiformis</i> (Auersvald) Krammer	CBNA	19.1	6.4	70.3	639.5	0.2	0.2	móveis

Continuação Tabela 4

Táxons	Código	û PT (µg L-1)	û pH	û Cond (µS cm-3)	û NT (µg L-1)	NPinv.	NPver.	Guildas
<i>Diadesmis confervacea</i> Kützing	DCOF	89.6	7.0	222.0	2331.0	2.9	2.4	móveis
<i>Discostella pseudostelligera</i> (Hustedt) Houk & Klee	DPST	16.0	6.8	89.6	1390.8	0.2	0.5	planctônica
<i>Discostella stelligera</i> (Cleve & Grunow) Houk & Klee	DSTE	21.0	6.5	55.4	531.1	0.2	0.1	planctônica
<i>Encyonema silesiacum</i> (Bleish) Mann	ESLE	34.6	6.6	65.1	701.6	0.1	0.2	baixo perfil
<i>Encyonopsis microcephala</i> (Grunow) Krammer	ENCM	35.9	6.1	86.8	583.6	1.9	1.2	baixo perfil
<i>Eunotia botulitropica</i> Wetzel & Costa	EBTP	36.5	6.0	59.0	652.6	1.6	0.2	baixo perfil
<i>Eunotia waimiriorum</i> Wetzel	EWAI	24.7	6.4	43.3	447.6	0.9	0.2	planctônica
<i>Fragilaria aquaplus</i> Lange-Bertalot & Ulrich	FAQU	45.9	6.5	92.8	1038.7	0.9	0.2	planctônica
<i>Fragilaria billingsii</i> Wengrat, Wetzel & Morales	FBIL	28.1	6.2	48.7	767.5	0.4	0.7	planctônica
<i>Fragilaria gracilis</i> Østrup	FGRA	49.2	6.6	143.3	1344.3	3.2	0.5	baixo perfil
<i>Fragilaria longifusiformis</i> (Hains & Sebring) Siver	FLFU	29.9	6.5	56.3	721.1	0.2	0.0	planctônica
<i>Fragilaria pectinalis</i> (O.F. Müller) Lyngbye	FPEC	84.8	7.1	89.0	2423.4	0.1	3.5	baixo perfil
<i>Fragilaria spectra</i> P.D. Almeida, E. Morales & C.E. Wetzel	FSPE	26.9	6.7	74.6	1049.0	0.1	0.3	baixo perfil
<i>Fragilaria tenera</i> (W. Smith) Lange-Bertalot	FTEN	31.3	7.1	131.0	1021.4	0.3	0.1	planctônica
<i>Frustulia crassinervia</i> (Brébisson ex Smith) Lange-Bertalot & Krammer	FCRS	22.6	6.4	99.5	891.4	0.2	1.6	móveis
<i>Gomphonema gracile</i> Ehrenberg	GGRA	33.7	7.0	106.4	924.9	0.5	0.5	alto perfil
<i>Gomphonema lagenula</i> Kützing	GLGN	54.0	6.8	101.9	1017.2	0.6	0.1	alto perfil
<i>Hantzschia amphioxys</i> (Ehrenberg) Grunow	HAMP	41.5	6.7	58.4	1026.9	0.3	0.0	móveis
<i>Humidophila contenta</i> (Grunow) Lowe, Kociolek, Johansen, Van de Vijver, Lange-Bertalot & Kopalová	HUCO	34.6	6.4	58.5	556.6	0.1	0.4	móveis
<i>Navicula cryptocephala</i> Kützing	NCRY	43.1	7.3	141.8	1223.8	1.7	1.3	móveis
<i>Navicula herbstiae</i> Metzeltin & Lange-Bertalot	NHBT	12.1	6.4	29.3	303.6	1.4	1.9	móveis

Continuação Tabela 4

Táxons	Código	û PT (µg L-1)	û pH	û Cond (µS cm-3)	û NT (µg L-1)	NPinv.	NPver.	Guildas
<i>Navicula neomundana</i> (Lange-Bertalot & Rumrich)	NNMU	15.1	6.4	54.6	473.4	0.8	0.4	móveis
Lange-Bertalot, Jarlman & van de Vijver								
<i>Navicula notha</i> Wallace	NNOT	23.9	6.2	60.5	534.1	0.1	0.9	móveis
<i>Navicula rostellata</i> Kützing	NROS	67.7	7.8	131.6	1239.4	3.1	1.2	móveis
<i>Navigeia lateropunctata</i> (Wallace) Bukhtiyarova	NGLT	17.1	6.2	49.3	323.4	0.9	1.1	móveis
<i>Nitzschia amphibia</i> Grunow	NAMP	44.1	6.4	63.4	632.0	0.1	1.0	móveis
<i>Nitzschia gracilis</i> Hantzsch	NIGR	38.2	6.7	107.2	1164.8	3.1	0.1	móveis
<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W. Smith	NPAL	34.2	6.8	93.6	893.2	0.6	0.1	móveis
<i>Nitzschia palea</i> var. <i>debilis</i> (Kützing) Grunow in Cleve & Grunow	NPAD	55.8	7.5	107.9	1126.3	3.7	0.1	móveis
<i>Nitzschia semirobusta</i> Lange-Bertalot	NSRB	9.9	7.0	41.2	275.8	0.3	2.7	móveis
<i>Planothidium biporumum</i> (Hohn & Hellerman) Lange-Bertalot	PLBI	38.0	6.9	148.8	1005.2	1.0	0.3	adnate
<i>Spicaticribra kingstonii</i> J.R. Johansen, Kociolek & R.L. Lowe	SKIN	13.7	6.7	35.2	342.4	0.3	0.7	planctônica
<i>Iconella delicatissima</i> (Lewis) Ruck & Nakov	IDEL	9.9	6.0	19.1	289.5	3.7	3.0	móveis
<i>Ulnaria acus</i> (Kützing) Aboal	UACU	53.1	7.1	149.9	1919.6	3.7	0.5	planctônica
<i>Ulnaria grunowii</i> (Lange-Bertalot & S. Ulrich)	UGRU	20.7	6.6	76.3	727.3	0.5	0.3	planctônica
Cantonati & Lange-Bertalot								
<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch) Compère	UULN	60.1	6.8	109.5	1575.6	1.7	1.3	planctônica

A análise *fourth-corner* entre os traços e as variáveis ambientais apresentou relação significativa quando considerados os traços referentes às preferências tróficas e de pH. Para o sedimento superficial ocorreram 16 relações significativas das 44 combinações possíveis (Fig. 7A, tabela 5). Todas as variáveis apresentaram relação positiva com espécies eutrófilas e neutrófilas e relação negativa com espécies oligotrófilas e acidófilas ($p=0.004$). A maior relação positiva foi entre condutividade e espécies neutrófilas ($r=0.42$, $p=0.004$). Para o fitoplâncton, período de verão, houve 11 relações significativas, sendo positivas entre todas as variáveis e os traços eutrófilos e neutrófilos, e negativa com espécies acidófilas ($p=0.004$). A maior relação ocorreu entre espécies eutrófilas e condutividade ($r= 0.25$)(Fig. 7B, tabela 5). Para o inverno, foram 10 combinações significativas. Relação positiva foi encontrada entre todas as variáveis e espécies eutrófilas e negativa com espécies acidófilas ($p=0.004$). Espécies oligotrófilas apresentaram relação negativa com condutividade e neutrófilas, relação positiva com as concentrações de fósforo total ($p=0.004$). A maior relação ocorreu entre o pH e as espécies neutrófilas (Fig. 7C, tabela 5).

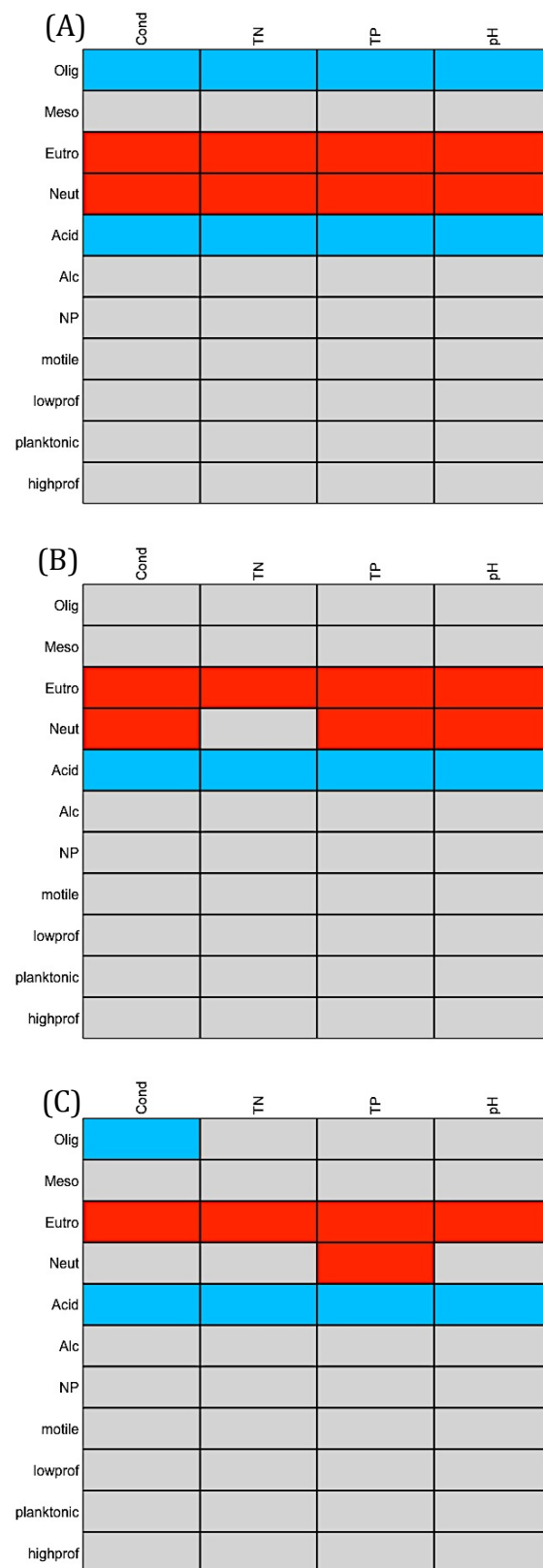


Figura 7. Análise *fourth-corner* mostrando as relações traços x variáveis para a comunidade de diatomáceas do (A) sedimento superficial, (B) plâncton verão e (C) plâncton inverno. Cor vermelha representa as relações significativas positivas; cor azul representa relações significativas negativas.

Tabela 5 – Análise estatística *fourth corner* para as 44 combinações entre variáveis e traços das espécies de diatomáceas do sedimento superficial, fitoplâncton do período de verão e inverno.

Combinações		Sedimento Superficial		Fitoplâncton verão		Fitoplâncton inverno	
		r	p.adj	r	p.adj	r	p.adj
1	Cond / Olig	-0.46	0.04	-0.19	0.18	-0.24	0.07
2	TN / Olig	-0.38	0.04	-0.18	0.09	-0.21	0.57
3	TP / Olig	-0.40	0.04	-0.19	0.04	-0.19	0.87
4	pH / Olig	-0.36	0.04	-0.02	1.00	-0.19	0.07
5	Cond / Meso	0.20	1.00	-0.06	1.00	-0.06	1.00
6	TN / Meso	0.12	1.00	-0.04	1.00	-0.09	1.00
7	TP / Meso	0.14	1.00	-0.06	1.00	-0.12	1.00
8	pH / Meso	0.15	1.00	-0.14	0.35	-0.06	1.00
9	Cond / Eutro	0.35	0.04	0.25	0.04	0.28	0.07
10	TN / Eutro	0.35	0.04	0.21	0.04	0.29	0.04
11	TP / Eutro	0.35	0.04	0.24	0.04	0.31	0.04
12	pH / Eutro	0.28	0.04	0.17	0.04	0.24	0.04
13	Cond / Neut	0.42	0.04	0.26	0.04	0.26	0.09
14	TN / Neut	0.38	0.04	0.21	0.04	0.27	0.07
15	TP / Neut	0.38	0.04	0.21	0.04	0.28	0.04
16	pH / Neut	0.37	0.04	0.20	0.04	0.23	0.04
17	Cond / Acid	-0.44	0.04	-0.27	0.04	-0.27	0.04
18	TN / Acid	-0.39	0.04	-0.21	0.04	-0.27	0.07
19	TP / Acid	-0.40	0.04	-0.22	0.04	-0.29	0.04
20	pH / Acid	-0.39	0.04	-0.20	0.04	-0.25	0.04
21	Cond / Alc	0.09	1.00	0.04	1.00	0.05	1.00
22	TN / Alc	0.08	1.00	0.02	1.00	0.05	1.00
23	TP / Alc	0.09	1.00	0.03	1.00	0.07	1.00
24	pH / Alc	0.11	1.00	0.01	1.00	0.14	1.00
25	Cond / NP	-0.15	1.00	0.03	1.00	0.15	1.00
26	TN / NP	-0.02	1.00	0.07	1.00	0.19	1.00
27	TP / NP	-0.05	1.00	0.08	1.00	0.18	1.00
28	pH / NP	-0.16	1.00	0.07	1.00	0.13	1.00
29	Cond / móveis	-0.14	1.00	-0.07	1.00	0.02	1.00
30	TN / móveis	-0.13	1.00	-0.09	1.00	0.01	1.00
31	TP / móveis	-0.11	1.00	-0.06	1.00	0.01	1.00
32	pH / móveis	-0.16	1.00	-0.13	0.39	-0.01	1.00
33	Cond / baixo perfil	-0.05	1.00	0.03	1.00	0.07	1.00
34	TN / baixo perfil	-0.08	1.00	0.05	1.00	0.06	1.00
35	TP / baixo perfil	-0.08	1.00	0.01	1.00	0.02	1.00
36	pH / baixo perfil	-0.07	1.00	-0.04	1.00	0.02	1.00
37	Cond / planctônica	0.15	1.00	0.01	1.00	-0.07	1.00

Continuação Tabela 5

Combinações		Sedimento Superficial		Fitoplâncton verão		Fitoplâncton inverno	
		r	p.adj	r	p.adj	r	p.adj
38	TN / planctônica	0.17	1.00	0.01	1.00	-0.05	1.00
39	TP / planctônica	0.15	1.00	0.01	1.00	-0.02	1.00
40	pH / planctônica	0.19	0.59	0.12	0.97	-0.02	1.00
41	Cond / alto perfil	0.00	1.00	0.04	1.00	0.04	1.00
42	TN / alto perfil	-0.01	1.00	0.00	1.00	0.03	1.00
43	TP / alto perfil	0.02	1.00	0.01	1.00	0.03	1.00
44	pH / alto perfil	0.00	1.00	0.02	1.00	0.04	1.00

4. Discussão

No contexto de ecossistemas aquáticos, o represamento de rios (Petsch 2016) e o processo de eutrofização cultural (Lockwood & McKinney 2001) contribuem como vias direcionadoras da diminuição de β -diversidade taxonômica, levando tanto à homogeneização biótica (taxonômica e funcional) (Marchetti et al. 2001) quanto à ambiental (física e química) (Passy & Blanchet 2007).

Nossos resultados demonstraram que a comunidade de diatomáceas do sedimento superficial apresentou menor variação da composição das espécies (tabela 1, Figura 1A) e dos traços funcionais (tabela 2, Figura 2A) em ambientes eutróficos, muito provavelmente indicando redundância funcional com predomínio de espécies resilientes a estas condições (Sasaki et al. 2009). A comunidade nesta categoria trófica foi principalmente dominada por espécies planctônicas [ex: *A. granulata* var. *angustissima* (AUGA) e *C. meneghiniana* (CMEN)] e móveis (ex.: *D. confervaceae* (DCOF) e *N. palea* (NPAL)], com preferências ecológicas para ambientes com elevada condutividade, ricos em nutrientes e pH ao redor do neutro (Figuras 3A-B). Estas espécies, comumente citadas para ambientes eutrofizados (Bartozek et al. 2018, Bicudo et al. 2016; Silva et al. 2010), apresentaram alta posição de nicho, demonstrando especialidade para condições eutróficas. Espécies planctônicas e móveis apresentam estratégias que permitem competir em ambientes pouco iluminados e ricos em nutrientes (Lange et al. 2011; Passy 2007).

Em relação aos ambientes oligotróficos, as espécies com alta posição de nicho foram as oligotróficas e acidófilas, principalmente bentônicas móveis e de baixo perfil [ex.: *B. brebissonii* (BBRE), *E. incisa* (EINC), *F. crassinervia* (FCRS) e *N. neomundana*

(NNMU)], mas também espécies planctônicas estritamente oligotrófica e acidófila [*A. brasiliensis* (AUBR)] e tolerantes a condições mesotróficas [*A. tenella* (AUTL) e *S. kingstonii* (SKIN)]. Estas espécies são comumente reportadas para condições oligo-mesotróficas (Silva-Lehmkuhl et al. 2019; Bartozek et al. 2018; Costa et al. 2017; Bicudo et al. 2016). Resultados semelhantes também foram encontrados por Lange et al. (2011), corroborando outros achados que observaram que espécies de baixo perfil são excelentes competidoras em ambientes com limitação de nutrientes (Rimet & Bouchez 2012; Passy 2007).

A comunidade da categoria mesotrófica foi marcada por espécies com baixa posição de nicho e mais tolerantes às variações das concentrações de nutrientes. As espécies mais características foram as de baixo perfil [*A. minutissimum* (ADMI), *A. tropicocatenatum* (ADTR), *E. silesiacum* (ESLE), *E. waimiriorum* (EWAI)]; alto perfil [*G. lagenula* (GLGN) e *G. parvulum* (GPAR)]; e planctônicas [*D. stelligera* (DSTE), *D. pseudostelligera* (DPST), *F. aquaplus* (FAQU), *F. longifusiformis* (FLFU)]. Tais espécies são amplamente reportadas para ambientes que variam de oligo- a eutróficos (Silva-Lehmkuhl et al. 2019; Bartozek et al. 2018; Costa et al. 2017; Bicudo et al. 2016; Bertolli et al. 2010; Silva et al. 2010). A maior variedade de traços encontrada nos ambientes mesotróficos deve-se, principalmente, à presença de espécies generalistas, as quais são mais resilientes às alterações ambientais por apresentarem maior tolerância às variações. Essas espécies podem contribuir em processos de recolonização devido a sua plasticidade em assimilar recursos e ocupar diferentes habitats (Chase & Leibold 2003).

Embora muitos trabalhos apontem uma relação positiva entre aumento da beta diversidade e enriquecimento nutricional (Bini et al. 2014; Chase 2010), os resultados observados com a comunidade de diatomáceas do sedimento superficial indicam homogeneização taxonômica e funcional em direção aos reservatórios eutróficos, concordando com a relação negativa entre beta diversidade e produtividade encontrada por Zorzal-Almeida et al. (2017b) e Wengrat et al. (2018). A diminuição da β -diversidade taxonômica ao longo do gradiente trófico foi mais forte para a variação taxonômica do que para a funcional, indicando que as variáveis ambientais atuaram mais como filtros para variação taxonômica (Leibold & Chase 2018) e sem forte influência sobre a variação funcional, concordando com o padrão encontrado para outros grupos funcionais como peixes (Su et al. 2015), macroinvertebrados (Zhang et al. 2018) e florestas (Sonnier et al. 2014). Embora não tenha sido observada forte relação das variáveis limnológicas sobre a

beta diversidade funcional, ocorreu seleção de espécies eutrófilas, neutrófilas, planctônicas e móveis nos locais eutróficos (Fig. 4A-B), agindo principalmente nos traços relacionados às preferências ecológicas (Fig. 7A). O processo de homogeneização funcional nos reservatórios eutrofizados pode incorrer em diminuição da resiliência do ecossistema devido à similaridade elevada entre as comunidades ter o efeito de atenuação e eliminação de inóculos locais potenciais à recolonização (Olden et al. 2004), afetando diretamente os serviços ecossistêmicos na ocorrência de perturbações deletérias para os traços presentes (Lawton & Brown 1994).

Para a comunidade de diatomáceas do fitoplâncton, a direção da homogeneização foi oposta ao demonstrado para a comunidade do sedimento superficial, sendo que os ambientes oligotróficos apresentaram menores valores de beta diversidade taxonômica e funcional do que os ambientes mesotróficos e eutróficos, refutando parcialmente nossa hipótese. A comunidade fitoplanctônica é formada por diversas assembleias influenciadas por condições ambientais (nicho), fatores espaciais (dispersão), clima (temperatura e pluviosidade), competição e herbivoria (Cupertino et al. 2019; Varbiró et al. 2017; Edwards et al. 2016; Chust et al. 2013, Lange et al. 2011). A fraca influência das variáveis analisadas sobre a beta diversidade taxonômica (verão e inverno) e funcional (verão) indicaram similaridade ecológica entre os ambientes. Em especial no verão, período de maior pluviosidade, a comunidade foi mais associada a fatores espaciais do que locais (Bartozek et al. 2019). A pluviosidade pode ter contribuído para homogeneização ambiental (Thomaz et al. 2007), situação em que a redundância funcional parece ser maior do que a taxonômica (Zhang et al. 2019). No inverno, a comunidade de diatomáceas foi mais associada aos fatores ambientais limnológicos locais (Bartozek et al. 2019). Neste período, a comunidade muito provavelmente apresentou redundância funcional e taxonômica, porém em menor grau do que a apresentada pela comunidade do sedimento superficial.

As comunidades de diatomáceas fitoplanctônicas tiveram maior contribuição de espécies inerentes a este habitat e, desta forma, a proporção de espécies planctônicas foi maior de que espécies de baixo e alto perfil mesmo em ambientes pobres em nutrientes. A comunidade apresentada nos locais oligotróficos teve a contribuição de espécies planctônicas e móveis tolerantes às condições oligo-mesotróficas, e somente as móveis [*I. delicatissima* (IDEL) e *N. semirobusta* (NSRB)] foram restritas às condições oligotróficas. No entanto, os locais eutróficos apresentaram menor proporção de espécies planctônicas/bentônicas que o apresentado para os locais oligotróficos e mesotróficos.

Ambientes eutrofizados, embora tenham menor heterogeneidade ambiental (Zorzal-Almeida et al. 2017b), por fornecerem maior disponibilidade de recursos nutricionais talvez possam propiciar que diferentes traços ocupem este compartimento, mesmo que temporariamente. Esta condição pode ser sugerida quando a diversidade de traços entre as comunidades de sedimento superficial e do plâncton dos locais eutrófico são comparadas. Nos locais eutrofizados, a diversidade de traços no sedimento superficial foi menor que a registrada para o plâncton, sugerindo maior resiliência de espécies móveis e planctônicas nos locais eutrofizados (Rimet & Bouchez 2012; Passy 2007).

Os resultados demonstraram relação significativa e positiva entre beta diversidade taxonômica e funcional para todas as comunidades estudadas, mostrando que a mudança taxonômica ao longo do gradiente trófico foi acompanhada de alterações funcionais, padrão comumente encontrado para outros grupos de organismos [ex. macroinvertebrados (Zhang et al. 2019; Donohue et al. 2009); plantas (Brice et al. 2017)]. No entanto, a comunidade do sedimento superficial demonstrou maior relação entre a beta diversidade taxonômica e funcional do que a apresentada pela comunidade fitoplanctônica. Os traços relacionados às guildas ecológicas ocorreram em todas as categorias tróficas, com diferentes representatividades, e somente os traços relacionados às preferências ecológicas foram diretamente afetados pelas variações de pH, condutividade e concentrações de nutrientes levando à perda de espécies nos ambientes eutróficos. Espécies que permaneceram ao longo do gradiente trófico foram as generalistas, ocorrendo com diferentes representatividades. Este padrão sugere que a homogeneização está ocorrendo pela perda de espécies especialistas e permanência e sucesso de espécies generalistas (Olden et al. 2004).

Em síntese, os componentes funcionais e taxonômicos da beta-diversidade quando analisados simultaneamente propiciam maior entendimento da relação entre homogeneização biótica e os mecanismos que afetam a resiliência do ambiente (Brice et al. 2017; Olden et al. 2004). Neste sentido, mecanismos que afetem a diversidade funcional das espécies de diatomáceas podem potencialmente reverberar para outros níveis tróficos, visto que esse grupo é importante componente na cadeia trófica dos ambientes aquáticos (Round et al. 1990). Particularmente os reservatórios oligotróficos e os mesotróficos apresentaram comunidades de diatomáceas com maior complexidade taxonômica e funcional, demonstrando ser locais com maior heterogeneidade de recursos que podem propiciar ambientes mais heterogêneos em recursos ambientais, favorecendo a permanência de espécies com diferentes exigências. A homogeneização taxonômica e

funcional, observada na comunidade de sedimento superficial, ocorreu nos locais eutróficos, que apresentaram espécies com redundância funcional. Enquanto que a homogeneização da comunidade de diatomáceas do plâncton ocorreu nos ambientes oligotróficos, indicando que este compartimento do ecossistema foi mais homogêneo, e provavelmente com recursos mais limitados.

5. Referências Bibliográficas

- Algarte, V. M., Pavan, G., Ferrari, F., & Ludwig, T. A. V. (2016). Biological traits of diatoms in the characterization of a reservoir and stream in a subtropical region. *Brazilian Journal of Botany*, 40, 137–144.
- Anderson, M.J., Ellingsen, K.E. & McArdle, B.H. 2006. Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. *Ecology Letters* 9: 683-693. doi: 10.1111/j.1461-0248.2006.00926.x
- Anderson, M.J. 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Australian Ecology* 26: 32–46.
- Anjos, L., Bochio, G.M., Medeiros, H.R., Almeida, B.A., Lindsey, B.R.A., Calsavara, L.C., Ribeiro, M.C. & Torezan, J.M.D. 2019. Insights on the functional composition of specialist and generalist birds throughout continuous and fragmented forests. *Ecology and Evolution* 1:1-11 doi: 10.1002/ece3.5204
- Bartozek, E.C.R., Silva-Lehmkuhl, A.M., Gregory-Eaves, I. & Bicudo, D.C. 2019. Environmental and spatial drivers of surface sediment and water column diatom assemblages in tropical reservoirs. *J. Paleolimnology*: <https://doi.org/10.1007/s10933-019-00083-3>
- Bartozek, E.C.R., Zorzal-Almeida, S. & Bicudo, D.C. 2018. Surface sediment and phytoplankton diatoms across a trophic gradient in tropical reservoirs: new records for Brazil and São Paulo State. *Hoehnea* 45(1): 69-92. <http://dx.doi.org/10.1590/2236-8906-51/2017>
- Bennion, H. 1994. A diatom-phosphorous transfer function for shallow, eutrophic ponds in southeast England. *Hydrobiologia* 275/276: 391-410.
- Benito, X., Feitl, M.G., Fritz, S.C., Mosquera, P.V., Schneider, T., Hampel, H., Quevedo, L. & Steinitz-Kannan, M. 2019. Identifying temporal and spatial patterns of diatom community change in tropical Andes over the last c. 150 years. *Journal of Biogeography* 1:1-12.
- Bertolli, L.M., Tremarin, P.I. & Ludwig, T.A.V. (2010). Diatomáceas perifíticas em *Polygonum hydropiperoides* Michaux, reservatório do Passaúna, Região Metropolitana de Curitiba, Paraná, Brasil. *Acta Bot. Bras.* 24(4):1065-1081. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062010000400022>
- Bicudo, D.C., Tremarin, P.I., Almeida, P.D., Zorzal-Almeida, S., Wengrat, S., Faustino, S.B., Costa, L.F., Bartozek, E.C.R., Rocha, A.C.R., Bicudo, C.E.M. & Morales, E.A. (2016). Ecology and distribution of *Aulacoseira* species (Bacillariophyta) in tropical reservoirs from Brazil. *Diat. Res.* 31(3): 199-215. <http://dx.doi.org/10.1080/0269249X.2016.1227376>

- Bini, L.M., Landeiro, V.L., Padial, A.A., Siqueira, T. & Heino, J. 2014. Nutrient enrichment is related to two facets of beta diversity for stream invertebrates across the United States. *Ecology* 95(6): 1569-1578.
- Birks, H.J.B., Line, J.M., Juggins, S., Stevenson, A.C., Ter Braak, C.J.F. 1990. Diatoms and pH reconstruction. *Philos. Trans. of the Royal Soc. of London, Biol. Sc.* 327(1240), 263-278.
- Brice, M.H., Pellerin, S. & Poulin, M. 2017. Does urbanization lead to taxonomic and functional homogenization in riparian forests? *Diversity and Distribution* 23: 828-840.
- Camilo, G.S., Terra, B.F. & Araújo, F.G. 2018. Using the relationship between taxonomic and functional diversity across functional redundancy in streams of an altered tropical watershed. *Environ Biol Fish* <https://doi.org/10.1007/s10641-018-0786-3>
- Carayon, D., Tison-Rosebery, J. & Delmas, F. 2019. Defining a new autoecological trait matrix for French stream benthic diatoms. *Ecological Indicators* 103: 650-658.
- Chase, J.M. 2010. Stochastic community assembly causes higher biodiversity in more productive environments. *Science* 328(5984): 1388–1391.
- Chase, J.M. & Leibold M. A. 2003. *Ecological Niches: linking classical and contemporary approaches*. Chicago: The University of Chicago Press. 212 p.
- 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.
- Costa, L.F., Wetzel, C.E., Lange-Bertalot, H., Ector, L. & Bicudo, D.C. (2017a). Taxonomy and ecology of *Eunotia* species (Bacillariophyta) in southeastern Brazilian reservoirs. *Biblioth. Diatomol.* 64: 1-302.
- Cupertino, A., Gücker, B., von Rückert, G. & Figueiredo, C.C. 2019. Phytoplankton assemblage composition as an environmental indicator in routine lentic monitoring: Taxonomic versus functional groups. *Ecological Indicators* 101: 522-532. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.01.054>
- 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.
- Dolédec, S., Chessel, D. & Gimaret-Carpentier, C. 2000. Niche separation in community analysis: a new method. *Ecology* 81: 2914–2927.
- Dolédec, S., Philips, N., Scarsbrook, M., Riley, R.H. & Townsend, C.R. 2006. Comparison of structural and functional approaches to determining landuse effects on grassland stream invertebrate communities. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 25(1): 44-60.
- Dolédec, S., Chessel, D., ter Braak, C.J.F., Champely, S., 1996. Matching species traits to environmental variables: a new three-table ordination method. *Environ. Ecol. Stat.* 3:143–166.
- Dray, S., Choler, P., Dolédec, S., Peres-Neto, P.R., Thuiller, W., Pavoine, S. 2014. Combining the fourth-corner and the RLQ methods for assessing trait responses to environmental variation. *Ecology* 95: 14–21.
- Dudgeon, D., Arthington, A.H., Gessner, M.O., Kawabata, Z.I., Knowler, D.J., Lévêque, C., Naiman, R.J., Prieur-Richard, A.H., Soto, D., Stiassny M.L.J. & Sullivan, C.A.

2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews* 81: 163–182. doi:10.1017/S1464793105006950
- Edwards, K.F., Thomas, M.K., Klausmeier, C.A. & Litchman, E. 2016. Phytoplankton growth and the interaction of light and temperature: a synthesis at the species and community level. *Limnol. Oceanogr.* 61 (4): 1232–1244.
- Farias, D.M.; Costin, J.; Tremarin, P.I. & Ludwig, T.A.V. 2019. Temporal changes in biological traits of diatom communities in response to an oil spill in a subtropical river. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 91(2): e20170863
- Folke, C., Carpenter, S., Walker, B., Scheffer, M., Elmqvist, T., Gunderson, L. & Holling, C.S. 2004. Regime shifts, resilience, and biodiversity in ecosystem management. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 35:557-581.
- Fontanilla, A.M., Nakamura, A., Xu, Z., Cao, M., Kitching, R.L., Tang, Y. & Burwell, C.J. 2019. Taxonomic and functional an diversity along tropical, subtropical, and subalpine elevational transects in Southwest China. *Insects* 10 doi:10.3390/insects10050128
- Gavioli, A.; Milardi, M.; Castaldelli, G.; Fanno, E.A. & Soininen, J. 2019. Diversity patterns of native and exotic fish species suggest Homogenization processes, but partly fail to highlight extinction threats. *Biodiversity Research* DOI: 10.1111/ddi.12904
- Göthe, E., Baattrup-Pedersen, A., Wiberg-Larsen, P., Graeber, D., Kristensen, E.A. & Friberg, N. 2016. Environmental and spatial controls of taxonomic versus trait composition of stream biota. *Freshwater Biology*: doi: 10.1111/fwb.12875
- Hall, R.I. & Smol, J.P. 2010. Diatoms as indicators of lake eutrophication. In: Smol, J.P. & Stoemer, E.F. (eds). *The Diatoms: applications for the environmental and earth sciences*. New York: Cambridge University Press. cap. 7: 122-151.
- Hansen, A.N. & Visser, A.W. 2019. The seasonal succession of optimal diatom traits. *Limnol. Oceanogr.* 1–16. doi: 10.1002/lno.11126
- Heino, J. 2008. Patterns of functional biodiversity and function-environment relationship in lake littoral macroinvertebrates. *Limnol. Oceanogr.* 53(4): 1446-1455.
- Juggins, S. 2009. *Rioja* an R package for the analysis of quaternary science data. New Castle, UK. <http://cran.r-project.org/package=rioja>
- Lange, K., Liess, A., Piggott, J.J., Townsend, C.R. & Matthaei, C.D. 2011. Light, nutrients and grazing interact to determine stream diatom community composition and functional group structure. *Freshwater Biology* 56: 264-278. doi:10.1111/j.1365-2427.2010.02492.x
- Lawton, J.H. & Brown, V.K. Redundancy in Ecosystems. In: Schulze, E-D. & Mooney, H.A. (eds) *Biodiversity and Ecosystem Function*. New York: Springer Study Edition. cap 12: 255-270.
- Legendre, P., & De Cáceres, M. 2013. Beta diversity as the variance of community data: Dissimilarity coefficients and partitioning. *Ecology Letters* 16: 951–963.
- Leibold, M.A. & Chase, J.M. 2018. Combining taxonomic and functional-trait patterns to disentangle metacommunity assembly processes. In: Leibold, M.A. & Chase, J.M. (eds) *Metacommunity Ecology*. Oxford: Princeton University Press. Cap. 7: 177-201.

- Leboucher, T., Budnick, W.R., Passy, S.I., Boutry, S., Jamoneau, A., Soninen, J., Vyverman, W. & Tison-Rosebery, J. 2019. Diatom β -diversity in streams increases with spatial scale and decrease with nutrient enrichment across regional to sub-continental scales. *Journal of Biogeography* 1:1-11.
- Lockwood, J. & McKinney, M.L. 2001. Biotic homogenization. New Yourk: Springer Science+Business Media.
- Luck, G.W., Daily, G.C. & Ehrlich, P.R. 2003. Population diversity and ecosystem services. *Trends in Ecology and Evolution* 18(7): 331-336.
- Luck, G.W. & Smallbone, L.T. (2011). The impact of urbanization on taxonomic and functional similarity among bird communities. *Journal of Biogeography* 38: 894–906. doi:10.1111/j.1365-2699.2010.02449.x
- Marchetti, M.P., Light, T., Feliciano, J., Armstrong, T., Hogan, Z., Viers, J. & Moyle, P.B. 2011. Homogenization of California's Fish Fauna Through Abiotic Change. In Lockwood, J. & McKinney, M.L. (eds). Biotic homogenization. New Yourk: Springer Science+Business Media. cap 13: 259-278.
- Marquardt, G.C., Padial, A.A. & Bicudo, C.E.M. 2018. Variance partitioning of deconstructed tropical diatom communities in reservoirs cascade. *Aquatic Science* 80:17.
- Marquardt, G.C., Blanco, S. & Bicudo, C.E.M. 2017. Distance decay as a descriptor of the diatom compositional variation in tropical reservoirs. *Marine & Freshwater Research* 69(1): 105-113.
- McKinney, M.L. & Lockwood, J. 1999. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Tree* 14(11): 450-453.
- Moss, B. 2010. Ecology of freshwaters: a review for the twenty-first century. Chichester: John Wiley & Sons Ltda, 470p.
- 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., Szoecs, E. & Wagner, H. 2017. Package 'vegan'. cran.r-project.org/web/packages/vegan/vegan.pdf. Accessed on 22 April 2019.
- Olden, J.D.; Poff, N.L.; Douglas, M.R.; Douglas, M.E. & Fausch, K.D. 2004. Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. *Trends in Ecology and Evolution* 19(1): 18-24.
- Olden, J. D. & Rooney, T.P. 2006. On defining and quantifying biotic homogenization. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 15:113–120. doi:10.1111/j.1466-822X.2006.00214.x
- Passy, S.I. 2007. Diatom ecological guilds display distinct and predictable behavior along nutrient and disturbance gradients in running waters. *Aquat. Bot.* 86: 171–178.
- Passy, S.I. & Blanchet, F.G. 2007. Algal communities in human-impacted stream ecosystems suffer beta-diversity decline. *Diversity and Distribution* 13: 670-679. doi: 10.1111/j.1472-4642.2007.00361.x
- Petsch, D.K. 2016. Causes and consequences of biotic homogenization in freshwater ecosystems. *Int. Rev. of Hydrobiol.* 101: 113-122. doi: 10.1002/iroh.201601850
- Podani, J. & Schmera, D. 2006. On dendograma-based measures of functional diversity. *Oikos* 115: 179-185.

- Poff, N.L., Olden, J.D., Merritt, D.M. & Pepin, D.M. 2007. Homogenization of regional river dynamics by dams and global biodiversity implications. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 104(14): 5732-5737.
- Pool, T.K. & Olden, J.D. 2012. Taxonomic and functional homogenization of an endemic desert fish fauna. *Diversity and Distributions* 18: 366–376. doi:10.1111/j.1472-4642.2011.00836.x
- R Development Core Team. 2016. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Rimet, F. & Bouchez, A. 2012. Life-forms, cell-sizes and ecological guilds of diatoms in European rivers. *Knowl. Manag. Aquat. Ecosyst.* 406: 01–14.
- Rooney, T.P.; Wiegmann, S.M.; Rogers, D.A. & Waller, D.M. 2004. Biotic impoverishment and homogenization in unfragmented forest understory communities. *Conservation Biology* 18(3): 787-798.
- Round, F.E.; Crawford, R.M. & Mann, D.G. 1990. The diatoms. Biology & morphology of the genera. New York, Cambridge University Press. p. 1-129.
- Sasaki, T., Okubo, S., Okayasu, T., Jamsran, U., Ohkuro, T. & Takeuchi, K. 2009. Two-phase functional redundancy in plant communities along a grazing gradient in Mongolian rangelands. *Ecology* 90(9): 2598-2608.
- Silva, A.M., Tremarin, P.I., Ludwig, T.A.V. & Vercellino, I.S. (2010). Diatomáceas perifíticas em um sistema eutrófico brasileiro (Reservatório do Iraí, estado do Paraná). *Acta Botanica Brasilica*. 24(4): 997-1016. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062010000400015>
- Silva-Lehmkuhl, A.M.; Tremarin, P.I.; Vercellino, I.S. & Ludwig, T.A.V. (2019). Periphytic diatoms from an oligotrophic lentic system, Piraquara I reservoir, Paraná state, Brazil. *Biota Neotropica* 19(2): e20180568.
- Siqueira, T.; Lacerda, C.G-L.T; & Saito, V. 2015. How Does Landscape Modification Induce Biological Homogenization in Tropical Stream Metacommunities? *BIOTROPICA* 47(4): 509–516. doi: 10.1111/btp.12224
- Soininen, J. 2007. Environmental and Spatial Control of Freshwater Diatoms - A Review. *Diatom Research* 22(2): 473-490.
- Sonnier, G., Johnson, S.E., Amatangelo, K.L., Rogers, D.A. & Waller, D.M. 2014. Is taxonomic homogenization linked to functional homogenization in temperate forests? *Glob. Ecol. and Biog.* 23: 894-902.
- Su, G., Xu, J., Akasaka, M., Molinos, J.G. & Matsuzaki, S-I.S. 2015. Human impacts on functional and taxonomic homogenization of plateau fish assemblages in Yunnan, China. *Glob. Ecol. Conserv.* 4: 470–478. doi:10.1016/j.gecco.2015.09.002
- ter Braak, C.J.F., Looman, C.W.N. 1986. Weighted averaging, logistic regression and the Gaussian response model. *Vegetatio* 65: 3–11. <https://doi.org/10.1007/BF00032121>.
- Thomaz, S.M., Bini, L.M., Bozelli, R.L. 2007. Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems. *Hydrobiologia* 579:1–13
- Varbíró, G., Görgényi, J., Tóthmérész, B., Padisák, J., Hajnal, E. & Borics, G. 2017. Functional redundancy modifies species-area relationship for freshwater phytoplankton. *Ecology and Evolution* 7: 9905-9913.

- Vilar, A.G., van Dam, H., van Loon, E.E., Vonk, J.A., van Der Geest, H.G. & Admiraal, W. 2014. Eutrophication decreases distances decay of similarity in diatom communities. *Freshwater Biology* 59(7): 1522-1531.
- Villéger, S., Grenouillet, G. & Brosse, S. 2014. Functional homogenization exceeds taxonomic homogenization among European fish assemblages. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 23: 1450–1460. doi:10.1111/geb.12226
- Wengrat, S., Padial, A.A., Jeppesen, E., Davidson, T.A., Fontana, L., Costa-Böddeker, S. & Bicudo, D.C. 2018. Paleolimnological records reveal biotic homogenization driven by eutrophication in tropical reservoirs. *J. Paleolimnology* 60: 299-309.
- Wu, N., Thodsen, H., Andersen, H.E., Tornbjerg, H., Baattrup-Pedersen, A. & Riis, T. 2019. Flow regimes filter species traits of benthic diatom communities and modify the functional features of lowland streams – a nationwide scale study. *Science of the Total Environment* 651: 357-366.
- Zhang, Y., Cheng, L., Li, k., Zhang, L., Cai, Y., Wang, X. & Heino, J. 2018. Nutrient enrichment homogenizes taxonomic and functional diversity of benthic macroinvertebrate assemblages in shallow lakes. *Limnology and Oceanography* 9999: 1-12.
- Zorzal-Almeida, S., Salim, A., Andrade, M.R.M, Nascimento, M.N., Bini, L.M. & Bicudo, D.C. 2018. Effects of land use and spatial process in water and surface sediment of tropical reservoirs at local and regional scales. *Science of the Total Environment* 644: 237-246.
- Zorzal-Almeida, S., Bicudo, D.C., Lamparelli, M.C., Ferragut, C., Bicudo, C.E.M. 2017a. Avaliação do índice de estado trófico e sua aplicação na represa Guarapiranga em longa série temporal. in: Bicudo, C.E.M., Bicudo, D.C. (Eds.) 100 Anos da represa Guarapiranga: lições e desafios. Editora CRV, Curitiba-PR, Brasil. pp. 401-428.
- Zorzal-Almeida, S., Bini, L.M., Bicudo, D.C. 2017b. Beta diversity of diatoms is driven by environmental heterogeneity, spatial extent and productivity. *Hydrobiologia* 800, 7-16. doi:10.1007/s10750-017-3117-3
- Zorzal-Almeida, S., Soininen, J., Bini, L.M., Bicudo, D.C. 2017c. Local environment and connectivity are the main drivers of diatom species composition and trait variation in a set of tropical reservoirs. *Freshwater Biology* 62(9), 1551-1563. doi: 10.1111/fwb.12966

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A presente tese foi organizada em três capítulos e, de maneira geral, tem como base as preferências ecológicas das espécies de diatomáceas do sedimento superficial e da coluna d'água a partir das quais foi possível o desenvolvimento das métricas para todos os capítulos. O estudo foi desenvolvido a partir de um banco de dados de diatomáceas e limnológicos de 33 reservatórios e 113 unidades amostrais da região sudeste do Estado de São Paulo (Projeto AcquaSed).

No **capítulo 1** foram calculados os ótimos e as tolerâncias ecológicas de concentrações de fósforo total para as espécies de diatomáceas do sedimento superficial e da coluna d'água. A partir dessas informações foi proposto o índice de diatomáceas para avaliação do estado trófico de reservatórios (TDIR). Foram desenvolvidos dois modelos para o índice, um calibrado com a comunidade de diatomáceas do sedimento superficial e outro com as espécies da coluna d'água. O índice tem como resultado valores numéricos que variam de 1 a 5, equivalente às seguintes classificações: 1 (ultra-oligotrófico), 2 (oligotrófico), 3 (mesotrófico), 4 (eutrófico) e 5 (supereutrófico). Como resultados, 26 novos registros de valores indicativos são apresentados para a região tropical. Algumas das espécies apresentaram valores de ótimo e tolerância diferentes quando comparados com outros estudos bem conhecidos. O índice com melhor resposta preditiva foi o calibrado com as diatomáceas do sedimento superficial. O TDIR é o primeiro índice de reservatórios proposto e contribui para o gerenciamento da qualidade da água de reservatórios no país e em regiões tropicais.

No **capítulo 2** foi proposto, pioneiramente para região tropical, um modelo de função de transferência diatomácea-fósforo que permite a reconstrução quantitativa da eutrofização a partir dos níveis pretéritos de fósforo da água. A fase de calibração baseou-se em um banco de dados de 33 represas (113 unidades amostrais) e as etapas de regressão e calibração foram realizadas com 63 espécies de diatomáceas de amostras modernas (sedimento superficial). A malha de calibração apresentou alta habilidade preditiva e o modelo que melhor respondeu foi o da média ponderada com o peso da tolerância. O modelo aplicado ao testemunho da represa Guarapiranga permitiu classificar e quantificar os níveis pretéritos de fósforo total da água de acordo com as fases paleoambientais da represa ao longo de 100 anos (1919-2010). Os resultados inferidos indicam que a condição de referência da represa Guarapiranga é em torno de $19 \mu\text{g PT L}^{-1}$ (oligotrófico) e os níveis seguros pré-eutrofização são em torno de $26 \mu\text{g PT L}^{-1}$.

(mesotrófico). É discutido o viés do modelo para a subestimativa das concentrações de fósforo. O modelo pode ser aplicado em outros reservatórios do país e se constitui em nova ferramenta para auxiliar medidas de gerenciamento e planejamento de recuperação e conservação da qualidade de água de represas de regiões tropicais.

No **capítulo 3** foi avaliado o efeito da eutrofização sobre a beta-diversidade taxonômica e funcional das comunidades de diatomáceas do sedimento superficial e da coluna da água (verão e inverno). Os resultados demonstraram maior diversidade beta taxonômica e funcional das diatomáceas do sedimento superficial nos ambientes mesotróficos e oligotróficos, e homogeneização nos ambientes eutróficos. Para a comunidade do fitoplâncton, maior diversidade beta taxonômica e funcional foi obtida nos reservatórios oligotróficos. Independente do gradiente, a relação entre diversidade beta taxonômica e funcional foi positiva e significativa. Os resultados também indicaram redundância funcional e taxonômica com maior influência das condições ambientais sobre a comunidade do sedimento superficial. Para o fitoplâncton (verão e inverno) evidenciaram homogeneização taxonômica com maior redundância funcional, sugerindo maior influência de fatores espaciais. Os resultados demonstraram que a eutrofização contribui com o processo de homogeneização taxonômica e funcional da comunidade de diatomáceas do sedimento superficial. Os locais oligotróficos e mesotróficos apresentaram maior contribuição de traços relacionados às guildas ecológicas enquanto que os locais eutróficos mostraram predominância de traços relacionados ao ótimo ecológico.

Em suma, este estudo fornece pioneiramente para regiões tropicais um índice de diatomáceas para avaliação da trofia de represas, bem como um modelo inferencial diatomácea-fósforo para reconstrução quantitativa de fósforo na água. Ainda, expande o conhecimento sobre as preferências ecológicas das espécies de diatomáceas tropicais e sobre o efeito da eutrofização na homogeneização biótica. Tais informações contribuem para avaliação da qualidade da água de reservatórios no país e em regiões tropicais, bem como para o resgate e conhecimento dos limiares de fósforo antes do início da eutrofização, fornecendo novas ferramentas para o gerenciamento de reservatórios.

APÊNDICE 1

Tabela 2 – Presença e ausência das espécies de diatomáceas do Sedimento Superficial selecionadas para as análises. Os códigos referem-se aos nomes das espécies e seguem o proposto pelo programa OMNIDIA. O nome das espécies seguido do código estão listados ao fim dos anexos. As siglas dos nomes dos locais podem ser consultados no Material e Métodos tabela 1.

Locais	ADEG	ADJK	ADMI	ADTR	AAMB	AUBR	AUGA	AUGR	AUHE	AUPU	AUTL	BBRE	BMIC	CATO	CMEN	CYCSP	CBNA	DCOF	DPST	DSTE	ENNG
AT1	1	1	1	1	1	0	1	1	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	1	1
AT2	1	1	1	1	1	0	1	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1
AT3	1	1	1	1	1	0	1	1	0	1	1	1	1	0	0	0	0	0	1	1	1
AT4	1	1	0	0	1	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1
AT5	1	1	0	0	1	0	1	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0
AT6	1	1	0	1	1	0	1	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1
CA1	1	1	1	1	1	0	1	1	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	1	1
CA2	0	1	1	1	1	0	1	1	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0
CA3	0	0	1	1	1	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
CA4	0	1	1	1	1	0	1	1	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0
CA5	0	1	0	1	1	0	1	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0
JC1	0	0	0	1	1	0	1	1	1	0	1	0	1	1	1	0	0	0	1	1	0
JC2	0	0	0	1	1	0	1	1	1	1	1	0	1	1	1	0	0	0	1	1	0
JC3	0	0	0	1	1	0	1	1	1	1	1	0	1	1	1	0	0	0	1	1	0
JC4	0	0	0	1	1	0	1	1	1	0	1	0	0	1	1	0	0	0	1	1	0
JC5	1	0	0	1	1	0	1	1	0	0	1	0	1	1	1	0	0	0	1	1	0
JC6	1	0	0	1	1	0	1	1	1	1	1	0	1	1	1	0	0	0	1	1	0
JC7	1	0	0	1	0	0	1	1	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	1	1	0
JA1	0	0	0	1	1	0	0	1	1	0	1	0	1	0	1	0	0	0	1	1	0
JA2	0	0	0	1	1	0	1	1	1	0	1	0	1	1	1	0	0	0	1	1	0
TU1	0	1	1	1	1	0	1	0	0	0	1	0	1	0	1	0	1	0	0	1	0
TU2	0	0	1	1	1	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
TU3	0	0	1	1	1	0	1	1	0	0	1	1	1	0	0	0	1	0	0	1	0
SG1	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0
SG2	0	1	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0
SG3	0	0	0	0	1	0	1	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0
SG4	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0
CB1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	1	1

Continuação Tabela 2

Locais	ADEG	ADJK	ADMI	ADTR	AAMB	AUBR	AUGA	AUGR	AUHE	AUPU	AUTL	BBRE	BMIC	CATO	CMEN	CYCSP	CBNA	DCOF	DPST	DSTE	ENNG
CB2	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0
CB3	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0
CG1	0	0	0	0	1	1	0	1	1	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	1	1
CG2	0	0	0	0	1	1	0	1	1	0	1	1	1	0	0	0	0	0	1	1	1
RG1	0	0	1	1	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	1	1	0
RG2	0	0	1	1	1	0	1	1	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0	0	1	0
RG3	0	0	0	1	1	0	1	1	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0	1	0	0
RG4	0	0	1	1	1	0	1	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	1	0
RP5	0	0	1	1	1	0	1	1	0	1	1	0	0	0	1	0	1	1	1	1	0
RP6	0	0	1	1	1	0	1	1	0	1	1	1	1	0	1	0	1	0	1	1	0
RP7	0	0	0	1	1	0	1	1	0	0	1	1	1	0	0	0	1	0	0	1	1
CC8	0	0	0	1	1	0	1	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0
CC9	0	0	1	1	1	0	1	1	0	1	1	0	0	0	1	0	0	1	1	1	0
TQ10	0	0	1	1	1	0	1	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0
TQ11	0	0	1	1	1	0	1	1	0	1	1	0	0	0	1	0	0	1	1	1	0
TQ12	0	0	0	1	1	0	1	1	0	1	0	0	0	0	1	0	1	0	1	1	0
GUA4	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0
GUA8	1	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	1	1	0
GUA12	1	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	1	1	0
GUA14	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	1	1	1	0	0	0	1	1	0
JU1	0	0	1	0	1	1	1	0	1	0	1	0	1	1	1	0	1	0	1	1	0
JU2	0	0	1	1	1	1	1	1	1	0	1	0	1	1	1	0	1	0	0	1	0
JU3	0	0	1	0	1	1	1	1	1	0	1	0	1	1	1	0	0	0	1	1	0
LG1	1	0	1	1	0	0	1	1	0	0	1	0	0	1	1	0	0	1	1	1	0
PC1	0	1	1	1	1	0	1	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0
PC2	1	1	1	1	1	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1
PC3	1	1	1	1	1	0	1	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0
PC4	1	1	1	1	1	0	1	1	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0	1	1	1
PA1	1	0	1	1	1	0	1	1	0	0	1	0	1	0	1	0	1	1	0	1	0
PA2	0	0	1	1	1	0	1	1	0	0	1	0	1	0	1	0	1	0	0	1	0
PB1	0	0	0	0	1	1	0	1	0	1	1	1	1	0	0	0	0	0	1	0	1

Continuação Tabela 2

Locais	ADEG	ADJK	ADMI	ADTR	AAMB	AUBR	AUGA	AUGR	AUHE	AUPU	AUTL	BBRE	BMIC	CATO	CMEN	CYCSP	CBNA	DCOF	DPST	DSTE	ENNG
PB2	0	0	0	0	1	1	0	1	1	0	1	1	1	0	0	0	0	0	1	1	1
PB3	0	0	0	0	1	1	0	1	0	1	1	1	1	0	0	0	0	0	1	1	1
PB4	0	0	0	0	1	1	0	1	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1
PB5	0	0	0	0	1	1	0	1	0	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1
PN1	0	0	0	1	1	0	1	0	1	0	1	0	1	1	1	0	1	0	0	1	0
PN2	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	1	0	1	0	1	0	0	1	0	1	0
PN3	0	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	1	1	0	0	0	0	1	0
RC1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
RC2	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
RC3	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
TA1	0	0	0	1	1	1	0	1	1	0	1	1	1	0	1	0	1	1	0	1	0
TA2	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0
TG1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0
TG2	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	1	0	1	0
TG3	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1
BB1	0	0	0	0	1	0	1	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0
BB2	1	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0
BB3	0	0	0	0	1	0	1	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0
BB4	0	0	0	0	1	0	1	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0
BB5	0	0	0	0	1	0	1	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0
HB1	1	1	1	1	1	0	1	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0
HB2	1	1	1	0	1	0	1	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0
HB3	1	1	0	0	1	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
IP1	1	0	1	1	1	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0
IP2	0	0	1	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0
IP3	0	0	1	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0
IT1	0	1	1	1	1	0	1	1	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0
IT2	0	0	1	1	1	0	1	1	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0	0	1	0
IT3	0	0	1	1	1	0	1	1	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
IT4	1	1	1	1	1	0	1	1	0	1	1	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0
IT5	1	1	1	1	1	0	1	1	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0

Continuação Tabela 2

Locais	ADEG	ADJK	ADMI	ADTR	AAMB	AUBR	AUGA	AUGR	AUHE	AUPU	AUTL	BBRE	BMIC	CATO	CMEN	CYCSP	CBNA	DCOF	DPST	DSTE	ENNG
SH1	0	0	1	1	1	0	1	1	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0
SH2	0	0	1	1	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
SH3	0	0	0	1	1	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
FU1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	1	1	0	0	1	0	0	0	1	0
FU2	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0
FU3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	1	0	0	0	1	1
FR1	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
FR2	0	0	0	1	1	0	1	1	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0
FR3	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	1	0	0	0	1	0
FR4	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0
JP01	0	0	1	0	1	0	1	1	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0	1	1
JP02	0	0	1	0	1	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0
JP03	0	0	0	1	1	0	1	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0
JP04	0	0	0	1	1	0	1	1	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0
SI1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
SI2	1	0	0	1	1	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0
SI3	1	0	0	1	0	0	1	1	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0
SE1	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0
SE2	1	0	0	1	0	0	1	1	1	0	1	1	1	0	0	1	0	0	0	1	1
SE3	1	0	0	1	0	0	1	1	1	0	1	1	1	0	0	1	0	0	0	1	0
PI1	1	0	1	1	1	0	1	1	0	1	1	1	0	0	1	1	1	0	0	1	0
PI2	1	0	1	1	1	0	1	1	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0
PI3	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0

Continuação Tabela 2

Locais	ESLE	ESTP	EBLU	EBTP	ELON	EINC	EITC	EMER	EMUS	EPSD	EWAI	FAQU	FCRO	FFRA	FLFU	FSP	FCRS	FSAX	GLGN	GPAR	HUCO	NCRY
AT1	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	1	0	0	0
AT2	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
AT3	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0
AT4	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
AT5	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	1	0
AT6	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	1	0
CA1	1	1	1	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	0
CA2	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0
CA3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0
CA4	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CA5	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
JC1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	1	1
JC2	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	1	1
JC3	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
JC4	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
JC5	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
JC6	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
JC7	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	1	1
JA1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	1	1
JA2	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1
TU1	1	1	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	1	1	1
TU2	1	0	1	0	1	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	1	1	1	0
TU3	0	0	1	0	1	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	1	0
SG1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1
SG2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
SG3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SG4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
CB1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
CB2	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0
CB3	1	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0
CG1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0

Continuação Tabela 2

Locais	ESLE	ESTP	EBLU	EBTP	ELON	EINC	EITC	EMER	EMUS	EPSD	EWAI	FAQU	FCRO	FFRA	FLFU	FSP	FCRS	FSAX	GLGN	GPAR	HUCO	NCRY
CG2	0	1	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
RG1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
RG2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
RG3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
RG4	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0
RP5	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
RP6	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0
RP7	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0
CC8	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
CC9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
TQ10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0
TQ11	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
TQ12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
GUA4	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0
GUA8	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0
GUA12	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
GUA14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
JU1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0
JU2	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	1	0	0	1	0	1	0
JU3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0
LG1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
PC1	1	0	0	1	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0
PC2	1	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	1	1	0
PC3	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	1	1	0
PC4	1	1	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0	1	0
PA1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0
PA2	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0
PB1	0	1	1	1	1	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
PB2	0	1	1	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
PB3	0	1	1	1	1	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
PB4	0	1	1	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0

[illegible]

Continuação Tabela 2

[illegible]

Continuação Tabela 2

[illegible]

[illegible]

Continuação Tabela 2

Locais	NCTE	NNMU	NMIN	NNOT	NROS	NGLT	NAMP	NPAL	PRST	PPRS	PDPC	SPUP	SSAS	SKIN	SPIN
PB5	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
PN1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
PN2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
PN3	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
RC1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
RC2	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
RC3	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0
TA1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
TA2	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
TG1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0	1
TG2	0	1	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0	1
TG3	0	0	0	1	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0	1
BB1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
BB2	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
BB3	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
BB4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
BB5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
HB1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1
HB2	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
HB3	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
IP1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
IP2	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1
IP3	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0
IT1	1	1	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
IT2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
IT3	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	1
IT4	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1	1	1
IT5	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1
SH1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
SH2	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0
SH3	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0

Continuação Tabela 2

[illegible]

APÊNDICE 2

Tabela 3 – Presença e ausência das espécies de diatomáceas do Fitoplankton Verão selecionadas para as análises. Os códigos referem-se aos nomes das espécies e seguem o proposto pelo programa OMNIDIA. O nome das espécies seguido do código estão listados ao fim dos anexos. As siglas dos nomes dos locais podem ser consultados no Material e Métodos tabela 1, e estão seguidas da letra “V” com referencia à estação sazonal de coleta (verão).

Locais	ADEG	ACEC	ADJK	ADMA	ADMI	ADTR	AAMB	AUBR	AUGA	AUGR	AUHE	AUPU	AUTL	BBRE	BMIC	CMEN	CBNA	DCOF	DPST	DSTE	ESLE	ENCM
AT1V	0	1	1	1	1	1	1	0	1	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	1	1
AT2V	0	1	1	0	0	1	0	0	1	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	1	0
AT3V	0	1	1	0	1	1	1	0	1	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0
AT4V	0	1	1	0	1	1	1	0	1	1	0	0	1	0	1	1	0	0	1	1	1	1
AT5V	0	1	1	0	1	1	1	0	1	1	0	0	1	0	1	0	0	0	1	1	1	0
AT6V	0	1	1	0	1	1	1	0	1	1	0	0	1	0	1	0	0	0	1	1	1	0
CA1V	0	1	1	1	0	1	1	0	1	1	0	1	1	0	1	0	1	0	0	1	1	1
CA2V	0	1	1	1	1	1	1	0	1	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	1	1
CA3V	0	1	1	1	0	1	1	0	1	1	0	1	1	0	1	0	0	0	0	1	1	1
CA4V	0	1	1	1	0	1	1	0	1	1	0	1	1	0	1	0	1	0	0	1	1	1
CA5V	0	1	1	1	1	1	1	0	1	1	0	1	1	0	1	1	1	0	0	1	1	1
JC1V	0	0	0	0	0	1	1	0	1	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	1	0
JC2V	0	0	0	0	0	1	1	0	1	1	1	0	1	0	1	1	0	0	0	1	1	0
JC3V	0	1	0	0	0	1	1	0	1	1	1	1	1	0	1	1	0	0	0	1	0	0
JC4V	0	0	0	0	0	1	1	0	1	1	0	0	1	0	1	1	0	0	0	1	1	0
JC5V	0	0	0	0	0	1	1	0	1	1	0	0	1	0	1	1	0	0	0	1	0	0
JC6V	0	1	0	0	0	1	1	0	1	1	1	0	1	0	1	1	0	0	0	1	1	0
JC7V	0	0	0	0	0	1	1	0	1	1	1	1	1	0	1	1	0	0	0	1	1	0
JA1V	0	0	0	0	0	1	1	0	1	1	0	1	1	0	1	1	0	0	0	1	1	0
JA2V	0	0	0	0	0	1	1	0	1	1	1	0	1	0	0	1	0	0	0	1	1	0
TU1V	0	1	1	1	1	0	1	0	1	0	0	0	1	0	1	1	0	1	0	1	1	0
TU2V	0	1	1	1	1	0	1	0	1	0	0	0	1	0	1	1	1	1	0	1	1	1
TU3V	0	1	1	1	1	0	1	0	1	1	0	0	1	0	1	1	0	0	0	1	0	0
SG1V	0	1	1	0	0	0	1	0	1	1	0	0	1	0	1	1	0	1	0	1	0	0
SG2V	0	0	1	0	0	0	1	0	1	1	0	0	1	0	0	1	0	1	0	1	0	0
SG3V	0	0	1	1	0	1	1	0	1	1	0	0	0	0	1	1	0	1	0	1	0	0
SG4V	0	0	1	0	0	0	1	0	1	1	0	0	1	0	1	1	0	1	0	1	0	0
CB1V	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	1	0
CB2V	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	1	0
CB3V	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	1	0
CG1V	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	1	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0
CG2V	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0
RG1V	0	0	0	0	1	1	1	0	1	1	0	0	1	1	0	0	0	1	0	1	0	0
RG2V	0	0	0	0	1	1	1	0	0	1	0	0	1	0	1	1	0	0	0	1	0	0
RG3V	0	0	0	0	1	1	1	0	1	1	0	0	1	0	1	1	0	1	1	1	0	0
RG4V	0	0	0	0	1	1	1	0	1	1	0	0	1	1	0	1	0	1	0	1	0	0
RP5V	0	0	0	0	0	1	1	0	1	1	0	0	1	1	1	1	1	0	1	1	0	0
RP6V	0	0	0	0	1	1	1	0	1	1	0	0	1	1	1	1	0	0	1	1	1	1
RP7V	0	0	0	0	1	1	1	0	1	1	0	0	1	1	1	1	1	0	1	1	0	1
CC8V	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	1	0
CC9V	1	0	0	0	1	1	1	0	1	1	0	0	1	1	0	1	0	0	0	1	1	0
TQ10V	0	0	0	0	0	1	1	1	0	1	0	0	1	1	1	1	1	0	0	1	0	0

Continuação Tabela 3

Locais	ADEG	ACEC	ADJK	ADMA	ADMI	ADTR	AAMB	AUBR	AUGA	AUGR	AUHE	AUPU	AUTL	BBRE	BMIC	CMEN	CBNA	DCOF	DPST	DSTE	ESLE	ENCM
TQ11V	0	0	0	0	0	1	1	0	1	1	0	0	1	0	1	1	0	0	0	1	0	0
TQ12V	0	0	0	0	1	1	1	1	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	1	1	1	0
GUA4V	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0
GUA8V	0	0	0	1	1	1	0	0	0	1	0	0	1	0	1	1	0	0	0	1	1	0
GUA12V	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	1	1	0	0	1	1	1	0
GUA14V	1	0	0	0	1	1	1	0	1	1	1	0	1	0	1	1	0	1	0	1	0	0
JU1V	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	0	1	0	1	1	1	0	0	1	0	0
JU2V	0	0	0	0	1	1	1	1	0	1	1	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0
JU3V	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	0	1	0	0	1	1	0	1	1	1	0
LG1V	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0
PC1V	1	0	1	1	1	0	1	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	1	1	0
PC2V	1	0	1	1	1	0	1	0	1	1	1	1	1	0	1	1	0	0	0	1	1	1
PC3V	1	0	1	1	1	0	1	0	1	1	0	0	1	0	1	1	0	0	0	1	0	1
PC4V	1	0	1	1	1	0	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	1	0	1
PA1V	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0
PA2V	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0
PB1V	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0
PB2V	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0
PB3V	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	1	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0
PB4V	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	1	0	1	1	1	0	0	0	0	0	1	0
PB5V	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0	0	1	1	1	0	0	0	1	0	0	0
PN1V	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	1	0	1	1	0	0	0	1	1	0
PN2V	0	0	0	0	1	1	1	0	0	1	0	0	1	1	1	0	0	1	0	1	1	0
PN3V	0	0	0	0	0	1	1	1	0	1	0	0	1	0	1	0	1	0	0	1	1	0
RC1V	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0	1	1	1	1	0	1	1	1	1	0
RC2V	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	0	1	1	1	0
RC3V	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	1	1	1	1	0	0	1	1	1	0
TA1V	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	1	0	1	0	1	1	0	0	0	1	1	0
TA2V	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0
TG1V	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	1	1	0
TG2V	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	1	0
TG3V	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	1	0	0
BB1V	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
BB2V	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
BB3V	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0
BB4V	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
BB5V	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
HB1V	0	1	0	0	1	1	1	0	1	1	0	0	1	0	1	1	1	0	0	1	1	1
HB2V	0	1	0	0	1	1	1	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0
HB3V	0	0	0	0	1	1	1	0	1	1	0	1	0	1	1	1	0	0	1	1	0	1
IP1V	0	0	0	0	1	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0
IP2V	0	0	0	0	1	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0
IP3V	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1
IT1V	0	0	0	0	1	1	1	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0
IT2V	0	0	0	0	0	1	1	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0
IT3V	0	0	0	0	0	1	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0
IT4V	0	0	0	0	1	1	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0
IT5V	0	0	0	0	1	1	1	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0

Continuação Tabela 3

Locais	ADEG	ACEC	ADJK	ADMA	ADMI	ADTR	AAMB	AUBR	AUGA	AUGR	AUHE	AUPU	AUTL	BBRE	BMIC	CMEN	CBNA	DCOF	DPST	DSTE	ESLE	ENCM
SH1V	0	0	0	0	0	1	1	0	1	1	0	0	0	0	0	1	1	0	1	1	0	0
SH2V	0	0	1	0	0	1	1	0	1	1	0	0	0	0	1	0	1	0	1	1	0	1
SH3V	0	0	0	0	1	1	1	0	1	1	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0
FU3V	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0
FR1V	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0
FR2V	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0
FR3V	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0	1	0	0
FR4V	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0	1	0	0
JP01V	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	1	0
JP02V	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	1	0
JP03V	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0
JP04V	0	0	0	0	0	1	1	0	1	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0
SI1V	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0
SI2V	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0
SI3V	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0
SE1V	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	1	0
SE2V	1	0	0	0	0	1	1	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0
SE3V	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0
PI1V	1	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	1	1	1	1	0	1	0	0	1	1	0
PI2V	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0
PI3V	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0

Continuação Tabela 3

Locais	EBTP	EWAI	FAQU	FBIL	FGRA	UGRU	FLFU	FPEC	FSPE	FTEN	FCRS	NGLT	GGRA	GLGN	HAMP	HUCO	NCRY	NHBT	NNMU	NNOT	NROS	NAMP	NIGR
AT1V	1	0	1	1	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	1
AT2V	1	0	1	1	0	1	1	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	1
AT3V	0	1	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
AT4V	1	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	1
AT5V	1	1	1	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	1	0	0	1
AT6V	1	1	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
CA1V	0	1	1	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	1	0	1	1
CA2V	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	1	0	1	0	0	1	1	0	1	1
CA3V	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0	1	0	0	0	1	0	1	1
CA4V	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	1	1
CA5V	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	1	0
JC1V	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0
JC2V	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0
JC3V	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0
JC4V	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
JC5V	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
JC6V	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
JC7V	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0
JA1V	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0
JA2V	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
TU1V	1	0	0	0	1	1	0	1	0	0	0	1	0	1	1	1	0	0	1	1	1	1	1
TU2V	1	0	1	1	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	1
TU3V	1	0	1	0	1	1	0	0	0	0	1	1	0	1	0	1	0	0	1	1	0	1	0
SG1V	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	1	0	0	1
SG2V	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1
SG3V	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1
SG4V	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
CB1V	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0
CB2V	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0
CB3V	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0
CG1V	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0
CG2V	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
RG1V	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
RG2V	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
RG3V	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
RG4V	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
RP5V	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0
RP6V	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0
RP7V	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0
CC8V	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
CC9V	1	0	1	0	1	0	0	1	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
TQ10V	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
TQ11V	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
TQ12V	0	0	1	0	1	0	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
GUA4V	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0
GUA8V	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
GUA12V	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	1	0	1	0
GUA14V	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0

Continuação Tabela 3

Locais	EBTP	EWAI	FAQU	FBIL	FGRA	UGRU	FLFU	FPEC	FSPE	FTEN	FCRS	NGLT	GGRA	GLGN	HAMP	HUCO	NCRY	NHBT	NNMU	NNOT	NROS	NAMP	NIGR
JU1V	0	0	0	1	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
JU2V	0	1	0	1	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0
JU3V	0	1	0	1	1	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
LG1V	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
PC1V	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1	1	1	0	0	1	1	0	0	1
PC2V	1	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	1	1	0	1	1
PC3V	0	1	1	1	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	1	0	1	0
PC4V	1	0	1	1	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	1
PA1V	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
PA2V	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
PB1V	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0
PB2V	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0
PB3V	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0
PB4V	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0
PB5V	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0
PN1V	1	1	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
PN2V	0	1	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
PN3V	0	1	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
RC1V	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0
RC2V	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0
RC3V	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0
TA1V	0	1	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
TA2V	0	1	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
TG1V	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
TG2V	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
TG3V	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
BB1V	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
BB2V	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
BB3V	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
BB4V	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
BB5V	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
HB1V	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	1	0	0	0	1	0	1
HB2V	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	1
HB3V	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0
IP1V	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1
IP2V	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
IP3V	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
IT1V	0	0	1	0	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
IT2V	0	0	1	0	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
IT3V	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
IT4V	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1
IT5V	0	0	1	0	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	1	0	1
SH1V	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
SH2V	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	1	1	0	1
SH3V	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
FU1V	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0
FU2V	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
FU3V	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0

Continuação Tabela 3

Locais	EBTP	EWAI	FAQU	FBIL	FGRA	UGRU	FLFU	FPEC	FSPE	FTEN	FCRS	NGLT	GGRA	GLGN	HAMP	HUCO	NCRY	NHBT	NNMU	NNOT	NROS	NAMP	NIGR
FR1V	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
FR2V	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
FR3V	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
FR4V	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0
JP01V	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
JP02V	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
JP03V	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
JP04V	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
SI1V	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0
SI2V	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0
SI3V	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0
SE1V	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0
SE2V	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SE3V	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0
PI1V	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0
PI2V	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
PI3V	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0

Continuação Tabela 3

Locais	NPAL	NPAD	NSRB	PLBI	SKIN	IDEL	UACU	UULN
AT1V	0	0	0	1	1	0	1	0
AT2V	0	0	0	0	1	0	0	0
AT3V	0	0	0	0	1	0	0	0
AT4V	1	0	0	0	1	0	0	0
AT5V	0	0	0	0	1	0	0	0
AT6V	0	0	0	0	1	0	0	0
CA1V	1	0	0	1	1	0	0	0
CA2V	1	0	0	1	1	0	0	0
CA3V	1	0	0	1	1	0	0	0
CA4V	1	0	0	0	1	0	0	0
CA5V	1	0	0	1	1	0	0	0
JC1V	0	0	1	0	1	0	0	0
JC2V	0	0	1	0	1	0	1	0
JC3V	0	0	1	0	1	0	0	0
JC4V	0	0	1	0	1	0	1	0
JC5V	0	0	1	0	1	0	0	0
JC6V	1	0	1	0	1	0	1	0
JC7V	0	0	1	0	1	0	0	0
JA1V	0	0	1	0	1	0	1	0
JA2V	0	0	1	0	1	0	0	0
TU1V	1	0	0	0	1	0	1	0
TU2V	1	1	0	0	1	0	1	0
TU3V	0	0	0	0	1	0	1	0
SG1V	1	0	0	0	1	0	1	0
SG2V	0	0	0	0	0	0	0	0
SG3V	1	0	0	1	1	0	0	0
SG4V	1	0	0	0	1	0	1	0
CB1V	1	0	0	0	0	0	1	0
CB2V	0	0	0	0	0	0	1	0
CB3V	0	0	0	0	0	0	1	0
CG1V	0	0	0	0	0	1	0	0
CG2V	0	0	0	0	0	1	0	0
RG1V	0	0	0	0	0	0	0	1
RG2V	0	0	0	0	0	0	0	1
RG3V	0	0	0	0	0	0	0	1
RG4V	1	0	0	0	0	0	0	1
RP5V	0	0	0	0	0	0	0	1
RP6V	0	0	0	0	0	0	1	0
RP7V	0	0	0	0	0	0	0	0
CC8V	0	0	0	0	0	0	1	1
CC9V	0	0	0	0	0	0	1	1
TQ10V	1	0	0	0	0	0	1	1
TQ11V	0	0	0	0	1	0	1	1
TQ12V	0	0	0	0	0	0	1	0
GUA4V	0	1	0	0	1	0	0	1
GUA8V	0	0	0	0	0	0	0	0
GUA12V	0	0	0	0	0	0	0	0
GUA14V	0	0	0	0	1	0	1	0

Continuação Tabela 3

Locais	NPAL	NPAD	NSRB	PLBI	SKIN	IDEL	UACU	UULN
JU1V	0	0	0	0	0	0	1	0
JU2V	0	0	0	0	0	0	1	0
JU3V	0	0	0	0	1	0	0	0
LG1V	0	0	0	1	1	0	0	0
PC1V	1	0	0	1	1	0	0	0
PC2V	1	0	0	1	1	0	0	0
PC3V	1	0	0	1	1	0	0	0
PC4V	1	0	0	0	0	0	0	0
PA1V	0	0	0	0	1	0	0	0
PA2V	0	0	0	0	1	0	0	0
PB1V	0	0	0	0	0	1	0	0
PB2V	0	0	0	0	0	1	0	0
PB3V	0	0	0	0	0	1	0	0
PB4V	0	0	0	0	0	1	0	0
PB5V	0	0	0	0	0	0	0	0
PN1V	0	1	0	0	1	0	0	0
PN2V	0	1	0	0	1	0	0	0
PN3V	0	0	0	0	1	0	0	0
RC1V	0	0	0	0	0	0	0	0
RC2V	0	0	0	0	0	0	0	0
RC3V	0	0	0	0	0	0	0	0
TA1V	1	0	0	0	0	0	0	0
TA2V	1	0	0	0	0	0	0	0
TG1V	0	0	0	1	0	0	1	0
TG2V	1	0	0	1	0	0	0	0
TG3V	0	0	1	0	0	0	1	1
BB1V	0	0	0	0	0	0	0	0
BB2V	0	0	0	0	0	0	0	0
BB3V	0	0	0	0	0	0	0	0
BB4V	0	0	0	0	0	0	0	0
BB5V	0	0	0	0	0	0	0	0
HB1V	0	0	0	0	0	0	0	0
HB2V	0	0	0	0	1	0	0	1
HB3V	1	0	0	0	0	0	0	1
IP1V	0	1	0	1	0	0	0	0
IP2V	1	0	0	1	0	0	0	0
IP3V	1	1	0	1	0	0	0	0
IT1V	0	1	0	0	0	0	0	0
IT2V	0	0	0	0	0	0	0	0
IT3V	1	1	0	0	0	0	0	0
IT4V	0	1	1	1	0	0	0	0
IT5V	1	0	0	0	0	0	0	0
SH1V	0	1	1	0	0	0	0	0
SH2V	1	1	1	0	0	0	0	0
SH3V	1	1	0	0	0	0	0	0
FU1V	0	1	0	0	1	0	0	0
FU2V	0	0	0	0	1	0	0	0

Continuação Tabela 3

Locais	NPAL	NPAD	NSRB	PLBI	SKIN	IDEL	UACU	UULN
FU3V	0	0	0	0	1	0	0	0
FR1V	0	1	0	0	1	0	0	0
FR2V	0	0	0	0	1	0	0	0
FR3V	0	0	0	0	1	0	0	0
FR4V	0	0	0	0	1	0	0	0
JP01V	0	0	0	0	1	1	0	0
JP02V	0	0	0	0	1	1	0	0
JP03V	0	0	0	0	1	0	0	0
JP04V	0	0	0	0	0	0	0	0
SI1V	1	1	0	0	1	1	0	0
SI2V	1	1	0	0	1	1	0	0
SI3V	1	1	0	0	0	0	0	0
SE1V	0	0	0	0	1	0	0	0
SE2V	0	0	0	0	1	0	0	0
SE3V	0	0	0	0	1	0	0	0
PI1V	0	0	0	0	1	0	0	0
PI2V	1	0	0	0	1	1	0	0
PI3V	1	0	0	0	0	0	0	0

APÊNDICE 3

Tabela 4 – Presença e ausência das espécies de diatomáceas do Fitoplankton Inverno selecionadas para as análises. Os códigos referem-se aos nomes das espécies e seguem o proposto pelo programa OMNIDIA. O nome das espécies seguido do código estão listados ao fim dos anexos. As siglas dos nomes dos locais podem ser consultados no Material e Métodos tabela 1, e estão seguidas da letra “I” com referencia à estação sazonal de coleta (inverno).

Locais	ADEG	ACEC	ADJK	ADMA	ADMI	ADTR	AAMB	AUBR	AUGA	AUGR	AUHE	AUPU	AUTL	BBRE	BMIC	CMEN	CBNA	DCOF	DPST
AT1I	0	1	1	1	1	1	1	0	1	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0
AT2I	0	0	1	0	1	0	1	0	1	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0
AT3I	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0
AT4I	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0
AT5I	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0
AT6I	0	1	0	0	0	1	1	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0
CA1I	0	0	1	1	1	1	1	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0
CA2I	0	1	1	1	1	0	1	0	1	1	0	0	1	0	1	1	1	0	0
CA3I	0	1	0	1	0	0	1	0	1	1	0	0	1	0	1	1	0	0	0
CA4I	0	1	1	0	0	0	1	0	1	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0
CA5I	0	1	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0
JC1I	0	0	0	0	0	1	1	0	1	1	1	0	1	0	1	1	0	0	0
JC2I	0	0	0	0	0	1	1	0	1	1	1	0	1	0	1	1	0	0	0
JC3I	0	0	0	0	0	1	1	0	1	1	1	1	1	0	1	1	0	0	0
JC4I	0	0	0	0	0	1	1	0	1	1	1	1	1	0	0	1	0	0	0
JC5I	0	0	0	0	0	1	1	0	1	1	1	1	1	0	1	1	0	0	0
JC6I	0	0	0	0	0	1	1	0	1	1	1	0	1	0	1	1	0	0	0
JC7I	0	0	0	0	0	1	1	0	1	1	1	0	1	0	0	1	0	0	0
JA1I	0	0	0	0	0	1	1	0	1	1	1	1	1	0	1	1	0	0	0
JA2I	0	0	0	0	0	1	1	0	1	1	1	1	1	0	1	1	0	0	0
TU1I	0	1	1	1	1	0	1	0	1	0	0	0	1	1	1	0	0	1	0
TU2I	0	1	1	1	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0
TU3I	0	1	1	1	1	0	1	0	1	1	1	0	1	0	1	1	1	1	0
SG1I	0	0	1	1	0	1	1	0	1	1	0	0	1	0	1	1	0	1	1
SG2I	0	1	1	1	1	1	1	0	1	1	0	0	1	1	1	1	0	1	1
SG3I	0	0	1	1	0	1	1	0	1	1	0	0	1	0	1	1	0	0	0
SG4I	0	0	1	1	0	1	1	0	1	1	0	0	1	0	1	1	0	1	0
CB1I	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0
CB2I	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0
CB3I	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0
CG1I	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	1	0	1	1	1	0	0	0	1
CG2I	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0	0	1	1	1	0	0	0	0
RG1I	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	0	0	1	1	1	1	0	0	0
RG2I	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0
RG3I	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	1	0	1	1	1	0	0
RG4I	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	1	1	1	0	0	0
RP5I	0	0	0	0	0	1	1	0	1	1	0	0	1	0	1	0	1	0	0
RP6I	0	0	0	0	0	1	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0
RP7I	0	0	0	0	1	0	1	0	1	1	0	0	1	1	0	0	1	0	1
CC8I	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	1	0	0	1	1	0	0
CC9I	0	0	0	0	0	1	1	0	1	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0
TQ10I	0	0	0	0	0	1	1	0	1	1	0	0	1	1	1	1	0	0	0
TQ11I	0	0	0	0	1	0	1	0	1	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0

Continuação Tabela 4

Locais	ADEG	ACEC	ADJK	ADMA	ADMI	ADTR	AAMB	AUBR	AUGA	AUGR	AUHE	AUPU	AUTL	BBRE	BMIC	CMEN	CBNA	DCOF	DPST
TQ12I	0	0	0	0	1	1	1	0	1	1	0	0	1	0	1	1	0	0	0
GUA4I	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	1	0	1	1	0	0	1
GUA12I	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	1	1	0	0	1
GUA14I	1	0	1	0	1	1	1	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	1	0
JU1I	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	1	0	0	1	0	0	1
JU2I	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	1	0	1	0	0	1	0	0	1
JU3I	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	1	0	0	1	0	0	1
LG1I	1	0	0	0	1	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
PC1I	1	0	1	1	1	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0
PC2I	1	0	1	1	1	0	1	0	1	0	0	0	1	1	0	1	0	0	0
PC3I	1	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	1	1	1	1	0	0	0	0
PC4I	1	0	1	0	1	0	1	0	1	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0
PA1I	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0
PA2I	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0
PB1I	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0	0	1	1	1	0	0	0	0
PB2I	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	1	0	1	1	1	0	0	0	0
PB3I	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	1	0	1	0	1	0	0	0	0
PB4I	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0	0	1	1	1	0	0	0	1
PB5I	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	1	0	1	1	1	0	0	0	0
PN1I	0	0	0	0	1	0	1	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0
PN2I	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0
PN3I	0	0	0	0	1	0	1	1	1	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0
RC1I	0	0	0	0	1	0	1	0	1	1	0	0	1	1	1	1	0	1	1
RC2I	0	0	0	0	1	1	1	0	1	1	0	0	1	1	1	1	0	1	1
RC3I	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	1	1	1	0	1	0
TA1I	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	1	0	1	0	1	0	1	0	1
TA2I	0	0	0	0	1	1	1	0	0	1	1	0	1	0	1	0	1	0	0
TG1I	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0
TG2I	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	1	0	1	0	0
TG3I	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0
BB1I	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
BB2I	0	0	0	0	0	1	1	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0
BB3I	0	0	0	0	0	1	1	0	1	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0
BB4I	1	0	0	0	0	1	1	0	1	1	0	0	1	0	0	1	0	1	0
BB5I	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0
HB1I	1	0	0	0	1	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0
HB2I	1	0	1	0	1	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
HB3I	0	0	1	0	1	1	1	0	1	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0
IP1I	0	0	0	0	1	0	1	0	1	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0
IP2I	0	0	0	0	1	1	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
IP3I	0	0	0	0	1	1	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
IT1I	0	0	0	0	1	1	1	0	1	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1
IT2I	0	0	0	0	1	1	1	0	1	1	1	0	1	0	0	0	1	0	1
IT3I	0	0	0	0	0	1	1	0	1	1	1	0	0	0	0	1	1	0	1
IT4I	0	0	0	0	0	1	1	0	1	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0
IT5I	0	0	0	0	0	1	1	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0
SH1I	0	0	1	0	1	1	1	0	1	1	1	0	1	1	0	0	0	0	0
SH2I	0	0	1	0	1	1	1	0	1	1	0	1	0	0	1	1	0	0	0

Continuação Tabela 4

Locais	ADEG	ACEC	ADJK	ADMA	ADMI	ADTR	AAMB	AUBR	AUGA	AUGR	AUHE	AUPU	AUTL	BBRE	BMIC	CMEN	CBNA	DCOF	DPST
SH3I	0	0	1	0	0	1	1	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
FU1I	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0
FU2I	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0
FU3I	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0
FR1I	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
FR2I	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0
FR3I	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	0	0	0
FR4I	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0
JP01I	0	0	0	0	0	1	1	0	1	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0
JP02I	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0
JP03I	0	0	0	0	0	1	1	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0
JP04I	0	0	0	0	0	1	1	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0
SI1I	1	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0
SI2I	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0
SI3I	1	0	0	0	0	1	1	0	1	1	0	1	1	0	1	0	0	0	1
SE1I	1	0	0	0	0	1	1	0	1	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0
SE2I	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	1	0	1	0	0	0	1
SE3I	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	1	0	1	0	1	1	0	0	0
PI1I	0	0	0	0	0	1	1	0	1	1	1	1	1	0	0	1	0	0	0
PI2I	0	0	0	0	0	1	1	0	1	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0
PI3I	0	0	0	0	0	1	1	0	1	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0

Continuação Tabela 4

Locais	DSTE	ESLE	ENCM	EBTP	EWAI	FAQU	FBIL	FGRA	UGRU	FLFU	FPEC	FSPE	FTEN	FCRS	NGLT	GGRA	GLGN	HAMP	HUCO	NCRY
AT1I	1	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
AT2I	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
AT3I	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
AT4I	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
AT5I	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
AT6I	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CA1I	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	1	0	1	0
CA2I	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0
CA3I	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0
CA4I	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CA5I	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
JC1I	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	1	0
JC2I	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0
JC3I	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0
JC4I	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	1	0
JC5I	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0
JC6I	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0
JC7I	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0
JA1I	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0
JA2I	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0
TU1I	1	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	1	1	0	1	0
TU2I	1	0	0	1	0	1	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0
TU3I	1	1	1	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SG1I	1	1	1	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
SG2I	1	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
SG3I	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SG4I	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CB1I	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
CB2I	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
CB3I	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
CG1I	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CG2I	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
RG1I	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0
RG2I	1	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
RG3I	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0
RG4I	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0
RP5I	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
RP6I	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
RP7I	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0	1	0	0
CC8I	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CC9I	1	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
TQ10I	1	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0
TQ11I	1	0	1	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0
TQ12I	1	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
GUA4I	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0
GUA8I	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
GUA12I	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1

Continuação Tabela 4

[illegible]

Continuação Tabela 4

Locais	DSTE	ESLE	ENCM	EBTP	EWAI	FAQU	FBIL	FGRA	UGRU	FLFU	FPEC	FSPE	FTEN	FCRS	NGLT	GGRA	GLGN	HAMP	HUCO	NCRY
FU1I	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
FU2I	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
FU3I	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
FR1I	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
FR2I	1	0	0	1	1	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
FR3I	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
FR4I	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0
JP01I	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
JP02I	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
JP03I	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
JP04I	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
SI1I	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	1	0
SI2I	1	1	0	1	1	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0
SI3I	1	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	1	1	1	0	1	0	1	0
SE1I	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	1	0
SE2I	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0
SE3I	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
PI1I	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0
PI2I	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0
PI3I	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0

Continuação Tabela 4

Locais	NHBT	NNMU	NNOT	NROS	NAMP	NIGR	NPAL	NPAD	NSRB	PLBI	SKIN	IDEL	UACU	UULN
AT1I	0	1	1	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0
AT2I	0	1	1	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0
AT3I	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
AT4I	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0
AT5I	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
AT6I	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0
CA1I	0	0	1	1	1	0	1	0	0	1	1	0	0	0
CA2I	0	0	1	1	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0
CA3I	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
CA4I	0	1	1	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0
CA5I	0	0	1	0	1	0	1	0	0	1	1	0	0	0
JC1I	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0
JC2I	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0
JC3I	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0
JC4I	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	1	0	1	0
JC5I	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0
JC6I	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0
JC7I	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0
JA1I	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0
JA2I	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0
TU1I	0	1	1	1	1	1	1	0	0	0	1	0	1	0
TU2I	0	0	1	1	1	0	1	0	0	0	1	0	1	0
TU3I	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0
SG1I	0	0	1	0	0	1	1	0	0	1	1	0	1	0
SG2I	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0
SG3I	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	1	0	1	0
SG4I	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0
CB1I	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CB2I	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
CB3I	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CG1I	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
CG2I	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
RG1I	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
RG2I	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
RG3I	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
RG4I	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
RP5I	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1
RP6I	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
RP7I	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
CC8I	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
CC9I	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
TQ10I	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
TQ11I	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0
TQ12I	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
GUA4I	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
GUA8I	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0
GUA12I	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0

Continuação Tabela 4

Locais	NHBT	NNMU	NNOT	NROS	NAMP	NIGR	NPAL	NPAD	NSRB	PLBI	SKIN	IDEL	UACU	UULN
GUA14I	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
JU1I	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
JU2I	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
JU3I	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
LG1I	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0
PC1I	0	1	1	1	1	0	1	0	0	1	1	0	1	0
PC2I	0	1	1	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0
PC3I	0	1	1	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0
PC4I	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0
PA1I	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
PA2I	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
PB1I	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
PB2I	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
PB3I	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
PB4I	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
PB5I	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
PN1I	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
PN2I	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
PN3I	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
RC1I	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0
RC2I	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
RC3I	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
TA1I	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
TA2I	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
TG1I	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0
TG2I	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0
TG3I	0	1	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0
BB1I	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
BB2I	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
BB3I	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
BB4I	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
BB5I	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
HB1I	0	0	1	1	0	0	1	0	1	1	0	0	1	1
HB2I	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1
HB3I	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
IP1I	0	0	1	1	0	1	1	1	0	1	0	0	0	0
IP2I	0	0	0	1	0	1	1	1	0	1	0	0	0	1
IP3I	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0
IT1I	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
IT2I	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
IT3I	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
IT4I	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
IT5I	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SH1I	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
SH2I	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0
SH3I	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
FU1I	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0

Continuação Tabela 4

Locais	NHBT	NNMU	NNOT	NROS	NAMP	NIGR	NPAL	NPAD	NSRB	PLBI	SKIN	IDEL	UACU	UULN
FU2I	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
FU3I	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
FR1I	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
FR2I	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
FR3I	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
FR4I	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
JP01I	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
JP02I	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
JP03I	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
JP04I	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
SI1I	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0
SI2I	0	0	1	1	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0
SI3I	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	1	1	0	0
SE1I	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0
SE2I	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
SE3I	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
PI1I	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
PI2I	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
PI3I	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0

APÊNDICE 4

Lista de nomes das espécies de diatomáceas seguido dos códigos propostos no programa OMNIDIA.

Nomes dos táxons	Código
<i>Achnanthidium exiguum</i> (Grunow) Czarnecki	ADEG
<i>Achnanthidium exiguum</i> var. <i>constrictum</i> (Grunow) N.A. Andresen, Stoermer & R.G. Kreis	ACEC
<i>Achnanthidium jackii</i> Rabenhorst	ADJK
<i>Achnanthidium macrocephalum</i> (Hustedt) Round & Bukhtiyarova	ADMA
<i>Achnanthidium minutissimum</i> (Kützing) Czarnecki	ADMI
<i>Achnanthidium tropicocatenatum</i> Marquardt, Wetzel & Ector	ADTR
<i>Aulacoseira ambigua</i> (Grunow) Simonsen	AAMB
<i>Aulacoseira brasiliensis</i> Tremarin, Carvalho Torgan & Veiga Ludwig	AUBR
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen	AUGR
<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i> (O. Müller) Simonsen	AUGA
<i>Aulacoseira herzogii</i> (Lemmermann) Simonsen	AUHE
<i>Aulacoseira pusilla</i> (Meister) Tuji & Houki	AUPU
<i>Aulacoseira tenella</i> (Nygaard) Simonsen	AUTL
<i>Brachysira brebissonii</i> Ross	BBRE
<i>Brachysira microcephala</i> (Grunow) Compère	BMIC
<i>Cyclotella atomus</i> Hustedt	CATO
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing	CMEN
<i>Cyclotella</i> sp.	CYCSP
<i>Cymboppleura naviculiformis</i> (Auersvald) Krammer	CBNA
<i>Diadesmis confervacea</i> Kützing	DCOF
<i>Discostella pseudostelligera</i> (Hustedt) Houk & Klee	DPST
<i>Discostella stelligera</i> (Cleve & Grunow) Houk & Klee	DSTE
<i>Encyonema neogracile</i> Krammer	ENNG
<i>Encyonema silesiacum</i> (Bleish) Mann	ESLE
<i>Encyonopsis microcephala</i> (Grunow) Krammer	ENCM
<i>Encyonopsis sanctipaulensis</i> Marquardt, Wengrat & Wetzel	ESTP
<i>Eunotia bilunaris</i> (Ehrenberg) Schaarschmidt	EBLU
<i>Eunotia botulitropica</i> Wetzel & Costa	EBTP
<i>Eunotia longicamelus</i> Costa, D.Bicudo & Wetzel	ELON
<i>Eunotia incisa</i> Smith ex Gregory	EINC
<i>Eunotia intricans</i> Lange-Bertalot & Metzeltin	EITC
<i>Eunotia meridiana</i> Metzeltin & Lange-Bertalot	EMER
<i>Eunotia muscicola</i> Krasske	EMUS
<i>Eunotia pseudosudetica</i> Metzeltin, Lange-Bertalot & García-Rodríguez	EPSD
<i>Eunotia waimiriorum</i> Wetzel	EWAI
<i>Fragilaria aquaplus</i> Lange-Bertalot & Ulrich	FAQU
<i>Fragilaria billingsii</i> Wengrat, Wetzel & Morales	FBIL
<i>Fragilaria crotonensis</i> Kitton	FCRO
<i>Fragilaria fragilarioides</i> (Grunow) Chohnoky	FFRA
<i>Fragilaria gracilis</i> Østrup	FGRA
<i>Fragilaria longifusiformis</i> (Hains & Sebring) Siver	FLFU
<i>Fragilaria pectinalis</i> (O.F. Müller) Lyngbye	FPEC
<i>Fragilaria spectra</i> P.D. Almeida, E. Morales & C.E. Wetzel	FSPE
<i>Fragilaria tenera</i> (W. Smith) Lange-Bertalot	FTEN
<i>Fragilaria</i> sp.	FRSP
<i>Frustulia crassinervia</i> (Brébisson ex Smith) Lange-Bertalot & Krammer	FCRS
<i>Frustulia saxonica</i> Rabenhorst	FSAX
<i>Gomphonema gracile</i> Ehrenberg	GGRA

Continuação Lista

Nomes dos táxons	Código
<i>Gomphonema lagenula</i> Kützing	GLGN
<i>Gomphonema parvulum</i> (Kützing) Kützing	GPAP
<i>Hantzschia amphioxys</i> (Ehrenberg) Grunow	HAMP
<i>Humidophila contenta</i> (Grunow) Lowe, Kociolek, Johansen, Van de Vijver, Lange-Bertalot & Kopalová	HUCO
<i>Iconella delicatissima</i> (Lewis) Ruck & Nakov	IDEL
<i>Navicula cryptocephala</i> Kützing	NCRY
<i>Navicula cryptotenella</i> Lange-Bertalot	NCTE
<i>Navicula herbstiae</i> Metzeltin & Lange-Bertalot	NHBT
<i>Navicula minima</i> Grunow	NMIN
<i>Navicula neomundana</i> (Lange-Bertalot & Rumrich) Lange-Bertalot, Jarlman & van de Vijver	NNMU
<i>Navicula notha</i> Wallace	NNOT
<i>Navicula rostellata</i> Kützing	NROS
<i>Navigeia lateropunctata</i> (Wallace) Bukhtiyarova	NGLT
<i>Nitzschia amphibia</i> Grunow	NAMP
<i>Nitzschia gracilis</i> Hantzsch	NIGR
<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) Smith	NPAL
<i>Nitzschia palea</i> var. <i>debilis</i> (Kützing) Grunow in Cleve & Grunow	NPAD
<i>Nitzschia semirobusta</i> Lange-Bertalot	NSRB
<i>Planothidium biporum</i> (Hohn & Hellerman) Lange-Bertalot	PLBI
<i>Planothidium rostratum</i> (Østrup) Lange-Bertalot	PRST
<i>Pseudostaurosira parasitica</i> (Smith) Morales	PPRS
<i>Pseudostaurosira connecticutensis</i> Morales 2001	PDPC
<i>Sellaphora pupula</i> (Kützing) Merenschkovsky	SPUP
<i>Sellaphora sassiana</i> (Metzeltin & Lange-Bertalot) Wetzel	SSAS
<i>Spicaticribra kingstonii</i> Johansen, Kociolek & Lowe	SKIN
<i>Staurosirella pinnata</i> (Ehrenberg) Williams & Round	SPIN
<i>Ulnaria acus</i> (Kützing) Aboal	UACU
<i>Ulnaria grunowii</i> (Lange-Bertalot & S. Ulrich) Cantonati & Lange-Bertalot	UGRU
<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch) Compère	UULN