UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
INSTITUTO DE BIOCIÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

Dissertação de Mestrado

ECOLOGIA DA COMUNIDADE DE DIATOMÁCEAS EPILÍTICAS EM TRECHO IMPACTADO POR PISCICULTURA NO CURSO SUPERIOR DO RIO DAS ANTAS (SÃO JOSÉ DOS AUSENTES, RS)

Fabiana Schneck

Porto Alegre, Março de 2007

Ecologia da comunidade de diatomáceas epilíticas em trecho impactado por piscicultura no curso superior do rio das Antas (São José dos Ausentes, RS)

Fabiana Schneck

Dissertação apresentada ao programa de Pós-Graduação em Ecologia, do Instituto de Biociências da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ecologia, área de concentração em Ecologia Aquática.

Orientador: Prof. Dr. Albano Schwarzbold
Co-orientadora: Prof. Dra. Lezilda Carvalho Torgan

Comissão Examinadora:

Prof. Dr. Gilberto Gonçalves Rodrigues
Prof. Dra. Ana Luiza Burliga Miranda
Dra. Saionara Salomoni

Porto Alegre, Março de 2007

"Los sueños y las pesadillas están hechos de los mismos materiales, pero esta pesadilla dice ser nuestro único sueño permitido: un modelo de desarrollo que desprecia la vida y adora las cosas."

Eduardo Galeano, 1992
(Ser como ellos. Madrid, Editorial Siglo XXI, p.115)

AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador, Prof. Dr. Albano Schwarzbold, pela confiança em mim depositada, pelo incentivo, valorosos ensinamentos e amizade ao longo desses anos de convivência, meu sincero reconhecimento.

À Prof. Dra. Lezilda Carvalho Torgan, co-orientadora, pelas sugestões e por todo apoio ao longo deste trabalho. Pelo incentivo constante, amizade e por causar meu definitivo encantamento pelo mundo das diatomáceas.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia do Instituto de Biociências da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, especialmente à coordenadora, Prof. Dra. Sandra Maria Hartz, e à secretária, Silvana Barzotto, por fornecerem todos os subsídios necessários para a realização deste trabalho e por serem sempre tão solícitas com os alunos.

Ao CNPq – Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – pela concessão da bolsa de mestrado.

Ao CENECO – Centro de Ecologia da UFRGS – pelos serviços prestados e pela disponibilização de equipamentos.

Ao biólogo e grande amigo Marcos Daruy, por participar deste trabalho desde o princípio. Pela ajuda com as análises físicas e químicas, pelas sugestões e discussões sempre tão profícuas, pela confecção do mapa da área de estudo e principalmente pela amizade.

Aos colegas do Laboratório de Limnologia: Marcos, Cátia, Marcelo, Margarete, Tatiana, Thiago e todos os demais que passaram pelo laboratório ao longo de todos esses anos.

A todos que participaram das saídas de campo: Marcos Daruy, Tatiana Ávila, Márlon Vasconcelos, Margarete Sponchiado e aos estagiários Saulo, Camila e Liv. Ao motorista Marcelo Saraiva.

Ao Prof. Dr. Adriano Sanches Melo, pelas sugestões e críticas valiosas.

À Prof. Dra. Luciana Cardoso pelas dicas referentes às análises estatísticas e ao biólogo Guilherme Hermany pelas sugestões durante a elaboração do projeto.

À Seção de Criptógamas do Museu de Ciências Naturais da Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul, na pessoa das pesquisadoras Dra. Sandra Maria Alves da Silva, Dra. Vera Regina Werner e Dra. Zulanira Meyer Rosa. Às colegas e amigas Aline Brugalli Bicca, Daniela Bes, Saionara Salomoni, Cristiane Bahi dos Santos, Andréa Saldanha Weber, Viviane Juliano e Carolina Domingues, que tornaram muito mais prazeroso o exaustivo trabalho de quantificação e identificação das algas.

Um agradecimento todo especial aos meus amigos Adri Saccol, Tiago Jost, Marcos Daruy, Fer Munari, Nicole Sehnen, Fê Rabaioli, Tati Ávila, Márlon Vasconcelos, Ana Schuch, Paula Schuch, pelas risadas, papos sérios, puxões de orelha, pelo ombro amigo, cafés e cervejas... Por todos os momentos compartilhados: Muito obrigada!

Aos meus pais, Geraldo e Lia, e à minha irmã, Débora, pelo apoio irrestrito, inclusive no campo! Pelo amor, carinho e paciência.

RESUMO

As diatomáceas constituem um dos grupos de algas mais representativos nas comunidades perifíticas, exercem importante papel como produtoras primárias em ambientes lóticos de baixa ordem e são consideradas boas indicadoras ambientais, sendo utilizadas no biomonitoramento de ecossistemas aquáticos. Porém, as informações existentes sobre a estrutura das comunidades de diatomáceas epilíticas em rios brasileiros são ainda muito escassas, especialmente em riachos de altitude. Assim, objetivou-se determinar a estrutura da comunidade de diatomáceas epilíticas em um riacho de altitude no Rio Grande do Sul impactado por atividade de piscicultura. De julho de 2005 a fevereiro de 2006 foram coletadas, mensalmente, amostras de diatomáceas sobre seixos e feitas medições de uma série de variáveis ambientais, em quatro estações amostrais, sendo duas a montante e duas a jusante da piscicultura, em trecho de 3ª. ordem do Rio das Antas, município de São José dos Ausentes, a uma altitude de aproximadamente 1000 m. A análise quantitativa das diatomáceas foi realizada com material fixado, sob microscópio invertido, considerando a viabilidade das células, sendo posteriormente preparadas lâminas permanentes para identificação dos táxons. A comunidade de diatomáceas epilíticas esteve representada por 48 táxons e os resultados demonstraram a ocorrência de um gradiente de impacto associado aos efluentes da piscicultura, com significativo incremento nos teores de nutrientes e sólidos totais a jusante. A comunidade de diatomáceas respondeu ao enriquecimento trófico através de uma nítida substituição de espécies características de ambientes oligotróficos por espécies indicadoras de ambientes eutróficos. A Análise de Espécies Indicadoras identificou nove espécies que puderam ser separadas em dois grupos. *Gomphoneis rhombica, Navicula angusta* e *Planothidium frequentissimum* indicaram ambientes pouco impactados, com baixa disponibilidade de nutrientes, pouca quantidade de sólidos totais e baixa turbidez. Já *Luticola goeppertiana, Melosira varians, Nitzschia palea*, *Gomphonema parvulum*, *Navicula cryptotenella* e *Psammothidium subatomoides* indicaram águas eutróficas. Assim, as diatomáceas epilíticas demonstraram ser uma útil ferramenta no biomonitoramento de impactos causados por eutrofização.

Palavras-chave: biomonitoramento; espécies indicadoras; eutrofização; perifíton

ABSTRACT

Diatoms are one of the most representative groups of algae in periphytic communities, acting as important primary producers in low order streams. They are considered good environmental indicators, being widely used in freshwater ecosystems biomonitoring. However, informations about the ecology and structure of epilithic diatom communities in brazilian streams is still very scarce, especially in altitudinal streams. The aim of this study is to evaluate the structure of epilithic diatom community in an altitudinal stream located in the state of Rio Grande do Sul, Brazil, impacted by fish farm effluents. Antas River is a third order stream at the study sites, and is located at Campos de Cima da Serra, the highest region of Rio Grande do Sul. Epilithic diatoms and physical and chemical variables of the water were sampled monthly, from July 2005 to February 2006, in four sample stations. Two sample stations were located upstream the fish farm and the other two were downstream. Diatoms were counted under an inverted microscope for observing cells viability, and permanent slides were prepared for further identification. Diatom community was represented by 48 taxons and the results had shown a pollution gradient along the stream, with significant increase of nutrients and total solids concentrations downstream the fish farm. Diatom community has answered to the trophic enrichment through a clear change in density and species composition. Typical oligotrophic species were substituted for eutrophic ones. Indicator Species Analysis identified nine indicator species that can be distinguished in two groups. *Gomphoneis rhombica, Navicula angusta* and *Planothidium frequentissimum*, indicated environments with less anthropogenic impacts, characterized by low nutrient and total solid concentrations. Yet *Luticola goeppertiana, Melosira varians, Nitzschia palea*, *Gomphonema parvulum*, *Navicula cryptotenella* and *Psammothidium subatomoides* had indicated eutrophic waters. Thus, epilithic diatoms had demonstrated to be a useful tool for biomonitoring impacts caused by eutrophication.

Key-words: biomonitoring; eutrophication; indicator species; periphyton

SUMÁRIO

ÍNDICE DE TABELAS i

ÍNDICE DE FIGURAS ii

APRESENTAÇÃO 1

1 INTRODUÇÃO GERAL 2

2 JUSTIFICATIVA E HIPÓTESES DE TRABALHO 13

3 OBJETIVOS 14

3.1 Objetivo geral 14

3.2 Objetivos específicos 14

4 MATERIAL E MÉTODOS 15

4.1 Periodicidade e estações de amostragem 15

4.2 Variáveis físicas e químicas da água 15

4.3 Diatomáceas epilíticas 20

4.3.1 Coleta 20

4.3.2 Avaliação quantitativa e identificação 20

4.4 Análise dos dados 21

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 26

Artigo:

COMUNIDADE DE DIATOMÁCEAS EPILÍTICAS EM UM RIACHO DE ALTITUDE NO SUL DO BRASIL IMPACTADO POR PISCICULTURA 45

RESUMO 46

ABSTRACT 47

INTRODUÇÃO 48

MATERIAL E MÉTODOS 50

Área de estudo 50
Variáveis ambientais 50
Coleta, contagem e identificação de diatomáceas epilíticas 51
Análises estatísticas 52
RESULTADOS 54
Variáveis ambientais 54
Composição e distribuição da comunidade de diatomáceas epilíticas 55
Relação entre a comunidade e as variáveis ambientais 57
DISCUSSÃO 58
Variáveis ambientais 58
Estrutura da comunidade e sua relação com as variáveis ambientais 60
CONCLUSÕES 66
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 68
CONSIDERAÇÕES FINAIS 90
ANEXO 1 92
APÊNDICE 1 94
APÊNDICE 2 97
APÊNDICE 3 98
APÊNDICE 4 99
APÊNDICE 5 103

ÍNDICE DE TABELAS

Capítulo 1

Tabela I. Coordenadas geográficas (UTM) e altitude das estações amostrais (EA) localizadas no rio das Antas, São José dos Ausentes, RS, Brasil. 16

Tabela II. Métodos empregados na coleta e análise das variáveis físicas e químicas da água do rio das Antas, RS, Brasil..... 19

Tabela III. Classificação do Índice de Estado Trófico (IET) a partir da concentração de fósforo total. 22

Artigo

Tabela I. Média e desvio padrão (±) das variáveis ambientais e das variáveis estruturais da comunidade de diatomáceas epilíticas em cada estação amostral e no arroio afluente no curso superior do rio das Antas, RS, Brasil. 78

Tabela II. Resultado dos testes de aleatorização e auto-reamostragem das variáveis ambientais entre as estações amostrais 79

Tabela III. Constância dos táxons de diatomáceas epilíticas em cada estação amostral no rio das Antas, RS, Brasil. 80

Tabela IV. Resultado dos testes de aleatorização e auto-reamostragem das variáveis estruturais da comunidade de diatomáceas epilíticas entre as estações amostrais. 81

Tabela V. Resultado da Análise de Espécies Indicadoras.. 81

Tabela VI. Resultado das Análises de Correspondência Canônica.. 82

ÍNDICE DE FIGURAS

Capítulo 1

Figura 1. Localização da área de estudo no estado do Rio Grande do Sul e das estações amostrais no rio das Antas e no arroio afluente, São José dos Ausentes, RS, Brasil. 17

Figura 2. Estações amostrais no rio das Antas, São José dos Ausentes, RS, Brasil. 18

Artigo

Figura 1. Localização da área de estudo no estado do Rio Grande do Sul e das estações amostrais no curso superior do rio das Antas e no arroio afluente, São José dos Ausentes, RS, Brasil. 83

Figura 2. Análise de agrupamento das estações amostrais em função das variáveis ambientais. 84

Figura 3. Abundância relativa das espécies de diatomáceas epilíticas em cada estação amostral do curso superior do rio das Antas, RS, Brasil. 85

Figuras 4 - 14. Espécies indicadoras do curso superior do rio das Antas, RS, Brasil. 86

Figura 15. Resultado da Análise de Correspondência Canônica baseada nas espécies abundantes. Eixos 1 e 2. 87

Figura 16. Resultado da Análise de Correspondência Canônica baseada nas espécies abundantes. Eixos 1 e 3. 88

Figura 17. Resultado da Análise de Correspondência Canônica baseada nas espécies indicadoras. Eixos 1 e 2.. 89

APRESENTAÇÃO

A presente pesquisa foi desenvolvida entre os anos de 2005 e 2006 como parte das atividades do Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), estando vinculada ao Laboratório de Limnologia da UFRGS e contando com o apoio da Seção de Criptógamas do Museu de Ciência Naturais da Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul.

A dissertação se inicia com uma introdução geral acerca do assunto e apresenta as justificativas e hipóteses que nortearam a execução deste trabalho. A seguir são apresentados detalhadamente os materiais e métodos empregados na pesquisa. Os resultados estão em formato de artigo e dentro das normas do periódico *Acta Limnologica Brasiliensia* (Anexo 1), ao qual deverá ser encaminhado.

Essa pesquisa pretende contribuir para o conhecimento da comunidade de diatomáceas de ambientes de altitude do sul do Brasil, assim como evidenciar suas relações com as variáveis ambientais em riacho dos Campos de Cima da Serra, fornecendo subsídios para os órgãos ambientais na tomada de decisões e na elaboração de índices para o biomonitoramento de ambientes aquáticos do sul do Brasil.

Cabe ressaltar que tanto as amostras líquidas como as lâminas permanentes foram registradas e depositadas no Herbário Prof. Dr. Alarich R. H. Schultz (HAS), do Museu de Ciências Naturais da Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul, sob os números HAS 107146 a 107177 e 5919 a 5937 e 5940 a 5960, respectivamente.

1 INTRODUÇÃO GERAL

Ambientes lóticos

Rios são sistemas abertos e com fluxo contínuo da nascente à foz, fortemente influenciados pelas características naturais ou pelos efeitos antrópicos nas áreas terrestres adjacentes (Payne, 1986). De acordo com o Conceito de Rio Contínuo (CRC) de Vannote *et al.* (1980), os ecossistemas lóticos são formados por elementos bióticos e abióticos interatuantes, sendo que todos os trechos de um rio são interdependentes e qualquer alteração influencia o rio à jusante. O CRC postula que ocorrem mudanças contínuas e previsíveis nas comunidades bióticas, desde a nascente até a foz do rio, em função de alterações das condições físicas no ambiente, como largura e profundidade da calha, volume de água, temperatura, quantidade e tipo de material suspenso, cobertura pela vegetação ripária e incidência de luminosidade na coluna d'água.

Assim, a interação de diversos fatores, como intemperismo das rochas da bacia de drenagem, processos biológicos, precipitação, reações químicas entre água e sedimento ou solo, ações antrópicas pontuais e não pontuais como desmatamento, adubação e uso do solo, determina a composição física e química da água (Silva *et al.*, 1998) e a composição das comunidades biológicas.

Riachos de altitude

Ainda segundo o Conceito de Rio Contínuo, em riachos de cabeceira a decomposição de matéria orgânica alóctone é a principal fonte de energia, devido à densa vegetação ripária que inibe a penetração de luz e conseqüentemente a produção autotrófica (Vannote *et al.*,1980).

Porém, apesar de ainda não ser totalmente esclarecida a importância da produção autotrófica em relação à entrada de material orgânico alóctone como base das cadeias alimentares em ecossistemas aquáticos, torna-se cada vez mais evidente que em riachos

montanhosos não sombreados por uma vegetação ripária densa, a produção primária por algas perifíticas pode ser uma fonte de energia essencial para a cadeia alimentar desses ambientes lóticos (Ward, 1994; Füreder *et al*., 2001). Esse é o caso de muitos riachos brasileiros que nascem em áreas abertas, como os riachos da região dos Campos de Cima da Serra, no Rio Grande do Sul, onde a vegetação ripária possui menor dimensão e há maior disponibilidade de luz, com a produção autotrófica provavelmente adquirindo maior importância quando comparada a ambientes sombreados. Entretanto, são necessários estudos comparativos para que seja possível evidenciar essas hipóteses e assim, compreender melhor os mecanismos que regem as cadeias alimentares nestes ambientes.

De acordo com Rott *et al.* (2006), a estrutura comparativamente mais simples da biota de riachos de altitude torna esses ambientes importantes áreas de referência para testar teorias ecológicas gerais, como aspectos do Conceito de Rio Contínuo (Vannote *et al*., 1980), da teoria do Espiralamento de Nutrientes (Newbold *et al*., 1983) e da teoria dos Pulsos de Inundação (Junk *et al.*, 1989).

Impactos antrópicos e o monitoramento ambiental

Os impactos antrópicos nos ecossistemas aquáticos têm provocado alterações nas características de escoamento, qualidade e disponibilidade da água, distribuição de sedimentos e na biota dos sistemas de rios, através da construção de represas e canalizações de cursos, da descarga de efluentes industriais e orgânicos e de ações não pontuais, como degradação do solo e da vegetação natural (Assad & Sano, 1993; Schwarzbold, 2000).

Em estudo publicado por Salas *et al.* (2000) foram criados cenários de mudanças na biodiversidade para o ano de 2100 em diversos ecossistemas, indicando que em ecossistemas aquáticos continentais os principais fatores atuantes na diminuição da biodiversidade serão o uso do solo (devido ao *input* de nutrientes, sedimentos e contaminantes), mudanças climáticas e introdução de espécies exóticas, como, por exemplo, através da soltura de peixes de cultivo ou do despejo de água de lastro de navios. Ainda segundo os mesmos autores, recentes análises sugerem que, como resultado desses

impactos, a biodiversidade global dos ambientes de água doce já vem declinando a taxas muito maiores que nos ecossistemas terrestres. Cabe ressaltar ainda que os mesmos fatores citados por Salas *et al.* (2000) já foram mencionados quase uma década antes por Allan & Flecker (1993) como as principais causas de diminuição da biodiversidade de ambientes lóticos.

Tais condições têm levado a uma crescente preocupação com a utilização racional dos recursos hídricos, tanto para a manutenção da integridade biótica dos ecossistemas aquáticos como para o bem-estar da humanidade. No Brasil, políticas que regulamentam o uso da água (Rio Grande do Sul, 1989; Rio Grande do Sul, 1994*a*; Brasil, 2005) são resultado da conscientização da sociedade civil organizada. Sendo assim, a adoção de critérios adequados e rigorosos de qualidade da água, a persistência na conservação de ambientes não contaminados e investimentos na recuperação dos recursos hídricos devem ser paradigmas fundamentais do gerenciamento no século XXI (Tundisi, 2000).

Para diagnósticos do estado de conservação de ambientes aquáticos e da qualidade da água são comumente empregadas metodologias baseadas em medidas instantâneas de variáveis físicas e químicas, como o Índice de Qualidade da Água (IQA) desenvolvido pela National Sanitation Fundation nos Estados Unidos (Brown *et al.,*1970) e utilizado com modificações no Brasil por órgãos ambientais como a CETESB em São Paulo, a FEAM em Minas Gerais e o COMITESINOS no Rio Grande do Sul. Porém, uma importante limitação destas metodologias é não considerar as respostas das comunidades biológicas ao estresse ambiental, especialmente em ambientes lóticos, onde a corrente promove uma contínua renovação da água (Lobo *et al.,* 2004).

Portanto, é importante que os ecossistemas aquáticos sejam monitorados através de métodos biológicos, pois os mesmos possuem a vantagem de oferecer informações de efeitos ambientais prolongados, refletindo estados não mais existentes no momento da coleta, porém originados a partir do processo de desenvolvimento das comunidades (Lowe & Pan, 1996; Lobo & Callegaro, 2000; Lobo *et al.*, 2002). Além disso, segundo Calow & Petts (1994), o biomonitoramento fornece respostas integradas a uma grande variedade de

poluentes. Para Lobo & Callegaro (2000), os métodos biológicos, em conjunto com os métodos físicos e químicos, constituem a base para a correta avaliação da qualidade de ambientes lóticos. Entre os organismos tradicionalmente utilizados no biomonitoramento estão os macroinvertebrados bentônicos e o perifíton, sendo que o último tem se mostrado cada vez mais indicado, pois responde fortemente a mudanças ambientais (Whitton *et al.*, 1991).

A problemática da piscicultura

A piscicultura é uma atividade em expansão no Brasil, porém, como qualquer atividade produtiva que utiliza recursos naturais, apresenta potencial para impactar o meio ambiente, sendo a alteração da paisagem, o uso e a poluição dos recursos hídricos e os diversos impactos sobre a diversidade biológica os principais problemas potencialmente associados (Nuñer, 2005). De acordo com Szluha (1974) e Kendra (1991) os efluentes da piscicultura contêm resíduos de alimentos, material fecal, metabólitos solúveis (amônia), drogas, bactérias patogênicas e parasitas. Assim, esses efluentes podem ser ricos em sólidos, amônia, nitrogênio orgânico e fósforo, causando eutrofização, aumento da demanda de oxigênio dissolvido e redução da disponibilidade de radiação (Oberdorff & Porcher, 1994).

Alguns estudos têm avaliado os impactos causados pelos efluentes de piscicultura na biota de ambientes lóticos, como o trabalho de Szluha (1974), que observou um incremento de sete vezes na produção do perifíton à jusante de um cultivo de peixes em um rio norte-americano. Villanueva *et al.* (2000), em um rio nos Andes, encontraram uma biomassa algal reduzida à jusante dos efluentes, pois apesar do enriquecimento por fósforo, houve alta concentração de matéria orgânica, o que diminuiu a disponibilidade de luz e ocasionou aumento na quantidade de organismos heterotróficos. Além disso, os mesmos autores observaram alterações na composição da comunidade de diatomáceas perifíticas. Já Kendra (1991) avaliou o impacto dos efluentes utilizando invertebrados bentônicos, enquanto Oberdorff & Porcher (1994) analisaram a influência na assembléia de peixes,

ambos trabalhos observando alterações na composição de espécies após a descarga dos efluentes.

A comunidade perifítica

O perifíton, na definição de Wetzel (1983), é formado por uma complexa comunidade de microrganismos (bactérias, fungos, algas, protozoários e microcrustáceos), além de detritos orgânicos e inorgânicos, aderidos a um substrato, vivo ou morto. Funcionalmente, é um microcosmo que inclui processos internos autotróficos e heterotróficos, ocorrendo simultaneamente no biofilme, além de processos de trocas com o meio externo (Wetzel, 1983). A composição da comunidade varia segundo diversos fatores, como a natureza do substrato e o estado trófico do ambiente (Moschini-Carlos & Henry, 1997), a disponibilidade de luz (Kawecka, 1985; 1986), a temperatura (Kawecka, 1985), a velocidade da corrente (Hermany *et al.*, 2006) e a herbivoria (Wellnitz & Poff, 2006). Porém, segundo Hansson (1992), a importância de cada um desses fatores, tanto na determinação da biomassa perifítica como na composição e estrutura da comunidade, ainda não está completamente esclarecida.

As comunidades perifíticas recebem denominações específicas de acordo com o substrato ao qual estão aderidas, incluindo indivíduos que crescem sobre vegetais (epífiton), sobre rochas (epilíton), sobre grãos de areia (episamon) ou sobre sedimento argiloso (epipelon) (Round *et al.*, 1990), além de formas epizóicas, aderidas a animais, como baleias, cascos de tartarugas, aves e conchas de moluscos (Bold & Wynne, 1985).

Muita ênfase tem sido dada à assembléia algal, pois a mesma compõe a maior parte da biomassa no perifíton (Pômpeo & Moschini-Carlos, 2003). Segundo Hill & Webster (1982), as algas perifíticas são as produtoras dominantes nos ecossistemas lóticos de baixa ordem e, em estudos de Naiman *et al.* (1987), o epilíton foi considerado o compartimento mais importante na produção microbiológica. O perifíton destaca-se também como o maior regulador do fluxo de energia e nutrientes nos ecossistemas aquáticos (Lock *et al.*, 1984; Wetzel, 1990). Ainda, Lowe & Pan (1996) enfatizam o papel crítico que as algas perifíticas

exercem nas cadeias alimentares de ambientes aquáticos, fazendo o elo entre os componentes biótico e físico-químico, sendo que alterações na composição, estrutura ou biomassa acarretarão em mudanças na dinâmica das cadeias alimentares destes ecossistemas.

Assim, vários estudos têm evidenciado o papel das comunidades perifíticas, especialmente das algas perifíticas, como potenciais indicadores da qualidade da água e do seu estado trófico (Watanabe, 1990; Whitton *et al.*, 1991). Segundo Watanabe (1990), medidas do metabolismo e biomassa do perifíton associadas às características físicas e químicas da água permitem avaliar de forma rápida e eficiente o nível de poluição dos ecossistemas aquáticos. Além disso, composição, riqueza específica e abundância, por serem atributos estruturais fundamentais da comunidade de algas perifíticas, podem refletir as condições físicas e químicas da água e diferenças no gradiente longitudinal do rio (Lobo *et al.*, 1995).

As diatomáceas perifíticas

Dentre as algas perifíticas destacam-se as diatomáceas (Divisão Bacillariophyta) que, segundo Patrick & Reimer (1966), constituem uma parcela muito representativa da comunidade perifítica, principalmente em ambientes lóticos. Allan & Flecker (1993) citam que as diatomáceas compreendem a maioria das espécies presentes no perifíton, porém as algas verdes (Divisão Chlorophyta) e as cianobactérias (Divisão Cyanophyta) também estão bem representadas e podem dominar sob algumas circunstâncias.

As diatomáceas são organismos eucarióticos unicelulares de vida livre, encontrando-se também indivíduos reunidos em colônias (Joly, 1979). São caracterizadas pela presença de duas valvas silicosas unidas por bandas conectivais, denominadas conjuntamente de frústula. Atualmente, as diatomáceas estão representadas no mundo por cerca de 250 gêneros e 10.000 a 12.000 espécies identificadas (Reviers, 2006), porém alguns autores estimam que existam até 100.000 espécies (Round *et al.*, 1990). Podem ser divididas em dois grandes grupos de acordo com sua simetria: diatomáceas cêntricas, que

possuem simetria radial e são predominantemente planctônicas, e diatomáceas penadas, com simetria bilateral e maior ocorrência no bentos (Wetherbee *et al.*, 1998). Apresentam ampla distribuição geográfica, ocorrendo ao longo de rios, em estuários, lagos, no ambiente marinho, sobre os mais diversos substratos, sendo observadas também em locais úmidos, gelo e águas termais (Reviers, 2006).

Essa multiplicidade de ambientes ocupados pelas diatomáceas propiciou que as mesmas desenvolvessem grande variedade de formas de vida, revelando grande diversidade estrutural. Nas comunidades epipélicas e episâmicas são mais abundantes organismos com rafe, capazes de se moverem no sedimento, como representantes dos gêneros *Navicula* e *Nitzschia*. Já no epifíton e no epilíton predominam organismos que vivem firmemente aderidos ao substrato (Allan, 2001). Para Magrin (1998), a adesão a substratos é uma adaptação de extrema importância para a estabilidade das comunidades de diatomáceas, principalmente em ambientes com correnteza e ricos em substratos. Nas formas prostradas ou adnatas, como os gêneros *Cocconeis* e *Epithemia*, toda a parede celular está aderida ao substrato através da rafe (fenda na parede silicosa) que secreta mucilagem, contrastando com as formas pedunculares, onde somente a mucilagem basal, formada pela secreção de substâncias mucilaginosas polissacarídicas, está em contato com o substrato (Wetherbee *et al.*, 1998). Entre as diatomáceas pedunculares podem ocorrer pedúnculos curtos (*Gomphonema parvulum*) ou longos (*Gomphonema gracile*), pedestais (*Synedra acus*) ou a formação de rosetas de células unidas por um pedicelo único de mucilagem, como em espécies de *Nitzschia, Cymbella* e *Eunotia*. As diatomáceas coloniais podem ser mantidas juntas pela interconexão de estruturas silicosas, tais como espinhos de ligação nos gêneros *Aulacoseira* e *Fragilaria* ou processos estruturais no gênero *Skeletonema*, ou ainda pela inclusão das células dentro de tubos de mucilagem, como em *Amphipleura, Navicula* e *Gyrosigma* (Round *et al.*, 1990; Magrin, 1998).

Round *et al.* (1990) afirmam que, depois das bactérias, as diatomáceas são provavelmente os organismos de distribuição aquática mais ampla, exercendo importante papel como produtoras primárias dos ecossistemas aquáticos, especialmente as diatomáceas perifíticas, que ainda têm como importantes características o fato de se encontrarem fixas a

substratos e de possuírem preferências e tolerâncias ambientais específicas (Lowe & Pan, 1996). Devido a estes atributos, as diatomáceas têm sido utilizadas com êxito como ferramenta no monitoramento da qualidade da água e na avaliação da integridade ecológica de ecossistemas lóticos (Round, 1993; Hermany *et al.*, 2006), principalmente na Europa (Whitton *et al.*, 1991; Kelly *et al.*, 1998; Prygiel, 2002), América do Norte (Pan & Stevenson, 1996) e Ásia (Kobayasi & Mayama, 1982; Lobo *et al.*, 1995; Jüttner *et al.*, 1996), onde já existe um maior conhecimento taxonômico e ecológico das espécies, além de estudos de longa duração que permitiram o estabelecimento de padrões e o desenvolvimento de índices bióticos (Kelly *et al.*, 1995).

Índices biológicos X análises multivariadas

Os índices mais comumente empregados utilizando diatomáceas são baseados na diversidade das comunidades ou calculados a partir das preferências ecológicas ou da tolerância de uma determinada espécie de diatomácea a uma série de variáveis ambientais. A maior parte desses índices tem como base os trabalhos de Hustedt (1938; 1939) e de Slàdecek (1973) e, de acordo com Hermany *et al.* (2006), indicam a poluição orgânica da água (e.g. Palmer, 1969; Descy, 1979; Lange-Bertalot, 1979; Watanabe *et al.*, 1986). Trabalhos mais recentes têm desenvolvido índices específicos para a avaliação do estado trófico em águas continentais, como o "Trophic Diatom Index" proposto por Kelly & Whitton (1995) e largamente utilizado na Europa. Outros índices envolvem tanto a questão da saprobia como da eutrofização, citando-se como exemplos o IDP (Índice de Diatomáceas Pampeano) desenvolvido para avaliar rios e riachos da planície pampeana da Argentina utilizando diatomáceas epipélicas (Gómez & Licursi, 2001), ou ainda o trabalho publicado por Lobo *et al.* (2004) que incorpora uma resposta integrada da comunidade de diatomáceas epilíticas aos processos de poluição orgânica e eutrofização em rios do sul do Brasil.

De acordo com Dela-Cruz *et al.* (2006), a maior parte desses índices é baseada em informações sobre a autoecologia de espécies no hemisfério norte, podendo não ser necessariamente aplicados em qualquer região. É preciso uma maior quantidade de estudos

comparativos no hemisfério sul para validar a utilização dos índices, pois Denys (1991) cita que podem existir diferenças ecológicas entre populações morfologicamente idênticas de uma mesma espécie, porém com origem geográfica distinta. Contrariando essa afirmação, muitos autores sustentam que a abundância e composição das espécies de diatomáceas são determinadas predominantemente pelas condições ambientais e não pela localização geográfica (e.g. Silva-Benavides, 1996*a*; Kelly, 1998).

A despeito dessa controvérsia, Dela-Cruz *et al.* (2006) citam que cada vez mais estudos têm dado preferência à abordagem multivariada na análise dos dados em detrimento do uso de índices. Ainda, segundo Watanabe (1990), o emprego de qualquer índice biológico, por resumir os dados determinantes das condições biológicas de um curso d'água num único resultado numérico, causará a perda de muitas informações sobre o sistema em estudo, sendo a análise estatística multivariada a melhor e mais objetiva ferramenta para estudos da relação entre a biota e o meio, ou ainda para caracterizar o nível de poluição das águas. Já Growns (1999) cita que os métodos estatísticos multivariados vêm sendo largamente utilizados nas últimas duas décadas de forma integrada com os índices bióticos.

Antecedentes no Brasil

No Brasil, estudos sobre as comunidades perifíticas e, conseqüentemente sobre diatomáceas, são escassos e recentes. Segundo Oliveira (1996), é necessário um profundo conhecimento da função das comunidades perifíticas como componentes-chave no entendimento do metabolismo de ecossistemas aquáticos, principalmente em corpos d´água pequenos e pouco profundos, os dominantes no Brasil. Fernandes (2005) destaca que a função do perifíton nos ecossistemas aquáticos, especialmente os lóticos, ainda não está totalmente esclarecida e que a maioria dos trabalhos aborda aspectos qualitativos em detrimento de estudos ecológicos. Além disso, grande parte dos estudos de cunho ecológico têm sido realizados em ambientes lênticos (e.g., Bicudo, 1984; Schwarzbold, 1992; Tedesco, 1995; Fernandes & Esteves, 1996; Fernandes, 1998; Moschini-Carlos *et al.*, 1998; Fermino & Schwarzbold, 1999; Taniguchi *et al.*, 2005).

Já em ecossistemas lóticos brasileiros, principalmente nas regiões Sul e Sudeste, o crescente interesse pela ecologia de algas perifíticas tem resultado em um significativo aumento no número de trabalhos. Recentes estudos, iniciados principalmente a partir da década de 90, têm abordado a relação entre a estrutura da comunidade de algas perifíticas (Burliga & Schwarzbold, 2000; Oliveira *et al.*, 2001; Mendes, 2003; Burliga *et al.*, 2004), especialmente diatomáceas epilíticas (Lobo *et al.*, 1996; Mourthé Júnior, 2000; Lobo *et al.*, 2002; Lobo *et al.*, 2004; Hermany *et al.*, 2006; Salomoni *et al.*, 2006), e as variáveis abióticas. Porém esses estudos são ainda pouco numerosos diante da diversidade de ambientes lóticos existentes em nosso país.

As informações existentes sobre algas perifíticas em riachos de altitude são muito escassas, mesmo em escala mundial. Porém, segundo Rott *et al.* (2006), apesar das algas bênticas de ambientes lóticos montanhosos ainda serem componentes negligenciados da biota aquática, nos últimos anos as mesmas têm se tornado objeto de crescente interesse científico, principalmente na Europa (e.g. Kawecka, 1980; 1990; Uehlinger, 1991; Pfister, 1992; Maier, 1994; Cantonati *et al*., 2001), além de alguns poucos trabalhos na América do Norte (Meegan & Perry, 1996; Vavilova & Lewis, 1999), América Central (Silva-Benavides, 1996*b*), África (Pentecost *et al.,* 1997) e Ásia (Cantonati *et al*., 2001). Para a América do Sul são registradas na Argentina pesquisas realizadas com diatomáceas epipélicas de ambientes lênticos (Maidana & Herbst, 1989; Villanueva & Maidana, 1999; Maidana & Villanueva, 2001).

Os estudos em riachos brasileiros de altitude estão em estágio inicial e tratam de insetos aquáticos em vários córregos da região Sudeste (Oliveira & Froehlich, 1997; Suriano & Fonseca-Gessner, 2004; Goulart & Callisto, 2005, entre outros), de características limnológicas (Necchi Jr. *et al.*, 2000) e de macroalgas bênticas (Necchi Jr. *et al.*, 2003) em regiões montanhosas do estado de Minas Gerais (Serras do Cipó e da Canastra), e de microalgas lênticas no Parque Estadual do Itatiaia, Rio de Janeiro (Bicudo & Ventrice, 1968; Bicudo & Bicudo, 1969; Bicudo & Picelli-Vicentim, 1988). Dentre os poucos trabalhos realizados no Brasil com algas perifíticas em riachos de altitude, podem ser citados o de Mendes & Barbosa (2002), que avaliaram o efeito do enriquecimento sobre

a biomassa da comunidade perifítica em um córrego na Serra do Cipó (MG), de Daruy *et al.* (2005), que estudaram aspectos da biomassa do perifíton em riacho na região dos Campos de Cima da Serra no Rio Grande do Sul, de Canani (2005) que estudou a flora de diatomáceas no Parque Estadual do Ibitipoca (MG) e de Wetzel *et al.* (2006) que realizaram levantamento sobre a composição das diatomáceas em dois arroios na Serra Geral (RS).

A área de estudo

A região hidrográfica do Guaíba abrange uma área de 84.763 km², equivalente a 30% da área total do estado do Rio Grande do Sul. É a região mais densamente habitada, concentrando a maior parte das atividades econômicas e, conseqüentemente, o maior número de problemas ambientais. Está dividida em nove sub-bacias: Alto Jacuí, Pardo, Vacacaí, Baixo Jacuí, Taquari-Antas, Caí, Sinos, Gravataí e Lago Guaíba (Rio Grande do Sul, 1998).

A bacia hidrográfica do sistema Taquari-Antas situa-se na região nordeste do estado do Rio Grande do Sul e abrange 119 municípios em uma área de 26.428 km². Limita-se ao norte com a bacia do rio Pelotas, a oeste e ao sul com a bacia do rio Jacuí e a leste com as bacias dos rios Caí e Sinos. O rio das Antas tem suas nascentes no Município de São José dos Ausentes e passa a ser denominado rio Taquari a partir da foz do rio Guaporé, Município de Muçum, até sua confluência com o rio Jacuí, do qual é o principal afluente.

O Município de São José dos Ausentes está localizado na região denominada Campos de Cima da Serra, fazendo parte da formação Serra Geral. A região dos Campos de Cima da Serra é apontada como área prioritária para a conservação dos elementos da flora e da fauna das Florestas de Araucária e dos Campos Sulinos (Mittermeier *et al.*, 1992; Conservation International *et al.*, 2000), pois se constitui num berço genético e reserva de fauna e flora, com uma paisagem rica em elementos geomorfológicos e fitogeográficos. Porém, tanto os Campos como a Floresta Ombrófila Mista, característicos da região, vêm sofrendo um lento, mas permanente, processo de degradação ambiental.

É a região mais fria e mais elevada do Estado, atingindo altitudes superiores a 1300 m. De acordo com a classificação de Köppen, predomina o clima tipo Cfb, temperado úmido, com temperatura média de 17°C. No inverno, a temperatura atinge -8°C, com freqüente formação de geadas e nevadas ocasionais (Moreno, 1961). A precipitação varia de 1500 a 2000 mm/ano (Rio Grande do Sul, 1994*b*).

As principais atividades econômicas do município de São José dos Ausentes são: pecuária extensiva, que vem sendo desenvolvida historicamente na região com a utilização de queimadas; plantação de *Pinus* spp., atividade crescente nos últimos anos na região; plantação de batata, que além da grande movimentação do solo, utiliza grande carga de agrotóxicos; e o turismo rural, que tem na pesca esportiva de trutas nos rios o seu principal atrativo, sendo atualmente a segunda maior fonte de renda do município.

O presente estudo foi realizado em um trecho de terceira ordem (*sensu* Strahler, 1952) no curso superior do Rio das Antas, município de São José dos Ausentes, RS. O trecho amostrado é caracterizado por uma vegetação ripária formando mosaicos de mata de galeria e campo.

Neste trecho há impacto por atividade de piscicultura, com criação e pesca de trutas arco-íris (*Oncorhynchus mykiss* Walbaum) em tanques e açudes, respectivamente, localizados em um sítio às margens do rio das Antas. A descarga de efluentes advindos dos tanques de piscicultura dá-se diretamente no rio.

2 JUSTIFICATIVA E HIPÓTESES DE TRABALHO

Estudos ecológicos na região dos Campos de Cima da Serra (RS) são ainda muito escassos, inexistindo trabalhos com enfoque na comunidade de diatomáceas epilíticas e na influência causada pelos efluentes da piscicultura sobre essas comunidades. Como mencionado, os dados disponíveis sobre algas em regiões de altitude do Brasil são raros e, com este estudo, pretende-se preencher uma importante lacuna no que diz respeito à

biodiversidade destas áreas e à ecologia das espécies de diatomáceas em ambientes de altitude.

Assim, as hipóteses de trabalho foram as seguintes:

- Considerando que a piscicultura apresenta potencial de impacto ao sistema aquático, espera-se que ocorram diferenças na composição e estrutura da comunidade de diatomáceas epilíticas nos trechos a montante e a jusante da influência desta atividade.

- Sabendo-se que as diatomáceas são indicadoras das condições ambientais dos ecossistemas aquáticos, espera-se que ocorram espécies que melhor caracterizem cada ambiente de acordo com suas especificidades e tolerâncias ambientais.

- Considerando a relação da comunidade de diatomáceas com o meio físico e químico, espera-se que os mesmos afetem a distribuição das espécies.

3 OBJETIVOS

3.1 Objetivo geral

Estudar a estrutura da comunidade de diatomáceas epilíticas e a influência da piscicultura sobre a mesma, em trecho do curso superior do Rio das Antas.

3.2 Objetivos específicos

- Verificar a estrutura e composição da comunidade de diatomáceas epilíticas do curso superior do Rio das Antas, sob influência de um gradiente de impacto.
- Relacionar a ocorrência e abundância da comunidade de diatomáceas epilíticas com as variáveis físicas e químicas da água.
- Caracterizar limnologicamente o trecho do Rio das Antas em estudo.

- Determinar as preferências ecológicas e tolerâncias de espécies de diatomáceas para a futura elaboração de índices de integridade biótica.
- Contribuir para o conhecimento das diatomáceas epilíticas em regiões de altitude do Sul do Brasil.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Periodicidade e estações de amostragem

Foram realizadas amostragens em quatro estações amostrais (EA), sendo duas à montante (EA1, EA2) e duas à jusante (EA3, EA4) dos tanques de piscicultura, totalizando oito campanhas de campo, realizadas mensalmente de julho de 2005 à fevereiro de 2006 (14/jul, 15/ago, 19/set, 11/out, 14/nov, 14/dez/2005, 17/jan, 15/fev/2006) (Tab. I; Fig. 1 e Fig. 2).

4.2 Variáveis físicas e químicas da água

Para a caracterização limnológica do ambiente em estudo foram analisadas as seguintes variáveis físicas e químicas da água superficial: saturação de oxigênio (Sat.O_2), pH, condutividade elétrica (Cond), demanda bioquímica de oxigênio em 5 dias (DBO_5), turbidez (Turb), nitrato (NO_3^-), nitrogênio amoniacal (NH_4), nitrogênio total (NT), fósforo total (PT), sólidos totais (ST), sílica (SiO_2^{-2}), absorbância a 320 nm (Abs320; indicador de carbono orgânico dissolvido) e concentração de clorofila *a* (Cloro-*a*) do perifíton, além da velocidade da corrente e profundidade de coleta.

As variáveis PT, NO_3^-, Turb e Abs320 também foram medidas em um afluente do rio das Antas (AF) que deságua entre EA2 e EA3, poucos metros à montante da descarga dos efluentes da piscicultura, objetivando-se assim eliminar a possibilidade das diferenças constatadas em EA3 serem oriundas de alterações na qualidade da água do arroio afluente e não influência dos efluentes da piscicultura. Os procedimentos de coleta e análise de cada variável e suas respectivas referências estão sucintamente descritos na tabela II.

Tabela I. Coordenadas geográficas (UTM) e altitude das estações amostrais (EA) localizadas no rio das Antas, São José dos Ausentes, RS, Brasil.

	Coordenadas UTM		Altitude (m)
	E	N	
EA1	22J 0599354	6815858	1030
EA2	22J 0599163	6815734	1025
EA3	22J 0599065	6815020	1015
EA4	22J 0597448	6810506	1005

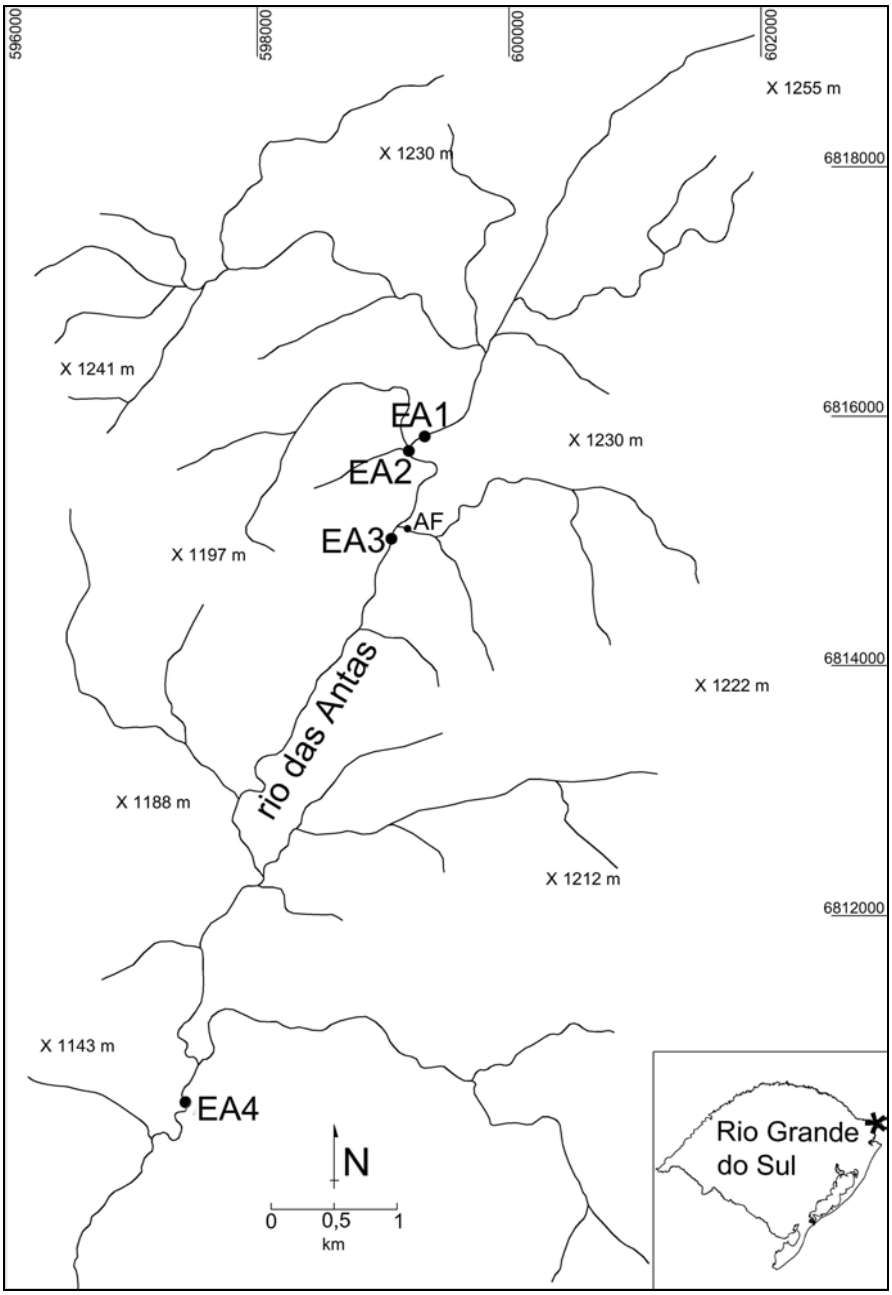


Figura 1. Localização da área de estudo no estado do Rio Grande do Sul e das estações amostrais (EA) no rio das Antas e no arroio afluente (AF), São José dos Ausentes, RS, Brasil.

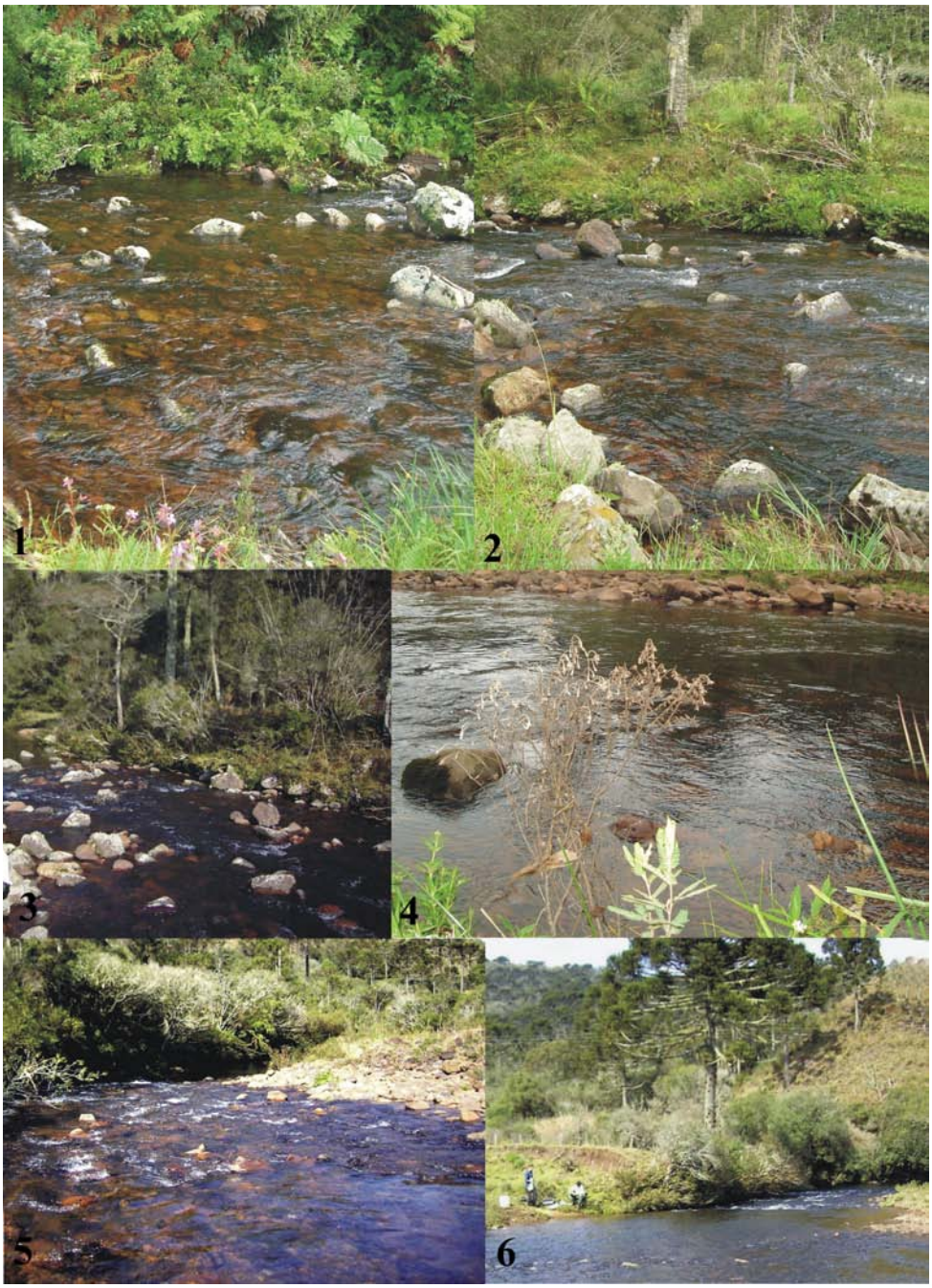


Figura 2. Estações amostrais (EA) no rio das Antas, São José dos Ausentes, RS, Brasil. **1.** EA1; **2 e 3.** EA2; **4 e 5.** EA3; **6.** EA4.

Tabela II. Métodos empregados na coleta e análise das variáveis físicas e químicas da água do rio das Antas, RS, Brasil.

Variável	Coleta da amostra			Análise da amostra		
	Frasco	Preservação	Prazo	Método	Referência	Unidade
Oxigênio Dissolvido (OD)	Vidro, tipo Winkler	Sulfato Manganoso (1 ml) e Iodeto de Potássio (1 ml) e refrigeração a 4°C	8 h	Winkler	APHA (1998)	$mg.L^{-1}$ O_2
pH	-	-	in loco	Potenciométrico	APHA (1998)	-
Condutividade	-	-	in loco	Eletrométrico	APHA (1998)	$\mu S.cm^{-1}$
Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias (DBO_5)	Vidro, tipo Winkler	-	48h	Winkler (após incubação a 20°C por 5 dias)	APHA (1998)	$mg.L^{-1}$ O_2
Turbidez	Polietileno	Refrigeração a 4°C, ao abrigo da luz	24 h	Nefelométrico	NBR 11265/1990	NTU
Nitrogênio total	Polietileno	H_2SO_4 até pH < 2 e refrigeração 4°C	7 dias	Kjedahl	APHA (1998)	$mg.L^{-1}$
Nitrogênio amoniacal	Polietileno	H_2SO_4 até pH < 2 e refrigeração 4°C	7 dias	Absorciométrico c/ digestão Ác. Ascórbico	APHA (1998)	$mg.L^{-1}$
Nitrato	Polietileno	Refrigeração a 4°C	48 h	Espectrométrico ultravioleta (220 nm)	APHA (1998)	$mg.L^{-1}$
Fósforo total	Polietileno (lavado com HCl)	Refrigeração a 4°C	48 h	Colorimétrico com cloreto estanoso	APHA (1998)	$\mu g.L^{-1}$
Sólidos totais	Polietileno	Refrigeração a 4°C	7 dias	Gravimétrico	APHA (1998)	$mg.L^{-1}$
Absorbância 320 nm	Polietileno	Refrigeração a 4°C	-	Espectrométrico	Edwards & Cresser (1987)	-
Sílica	Polietileno	Refrigeração a 4°C	28 dias	Calorimétrico (Molibdossilicato)	APHA (1998)	$mg.L^{-1}$
Clorofila *a* do perifíton	Polietileno	Refrigeração a 4°C, ao abrigo da luz	8 horas	Etanol a quente (filtros Whatman GF/C)	Marker *et al.*(1980); Jespersen & Christoffersen (1987)	$\mu g.cm^{-2}$
Profundidade	-	-	in loco	Fita métrica	-	cm
Velocidade da corrente	-	-	in loco	Micromolinete	-	$m.s^{-1}$

4.3 Diatomáceas epilíticas

4.3.1 Coleta

Foram coletados, em cada estação amostral, cinco seixos, dos quais foram raspados 25 cm^2 de material de cada seixo, formando uma amostra composta de 125 cm^2. O material foi coletado de seixos submersos e orientados para a velocidade da corrente. A remoção do epilíton se deu com o auxílio de uma escova de cerdas flexíveis, sendo o mesmo acondicionado em frascos com água destilada e posteriormente avolumado para 100 ml e fixado com Lugol, na proporção de 1:100 ml (Kobayasi & Mayama, 1982; Round, 1993; Lobo *et al.*, 1995; Kelly *et al.*, 1998).

4.3.2 Avaliação quantitativa e identificação

A análise quantitativa e qualitativa das diatomáceas epilíticas foi realizada pelo método de Utermöhl (1958), utilizando câmaras de sedimentação sob microscópio invertido Olympus IX 70. Foram utilizadas câmaras de sedimentação de 2 e 5ml e o material foi deixado sedimentar por 24 horas. Optou-se pelo sistema de contagem por campos aleatórios, pois o mesmo é fortemente recomendado por Bicudo (1990) e Fernandes (2005), devido à distribuição agregada das algas nas câmaras de sedimentação. Somente foram considerados os indivíduos com cloroplasto, sendo contadas no mínimo 300 células viáveis (Lowe & Pan, 1996; Oliveira & Goulder, 2006), até ser atingida uma eficiência de contagem de 90% de acordo com a fórmula de Pappas & Stoermer (1996). Os organismos quantificados foram registrados através da captura de imagens (Programa Image Pro-Plus for Windows) para posterior identificação.

A quantificação pelo método de Utermöhl proporciona maior entendimento da estrutura e composição da comunidade, pois permite a observação da presença e das condições dos cloroplastos, características importantes a serem avaliadas em estudos ecológicos e de bioindicação. Já a contagem através de lâminas permanentes pode

confundir a interpretação dos resultados devido à inclusão de frustúlas de indivíduos mortos antes da coleta (Round, 2001).

Para a identificação das espécies, a alíquota quantificada do material foi oxidada com peróxido de hidrogênio (H_2O_2) e dicromato de potássio ($K_2Cr_2O_7$) para a remoção da matéria orgânica e confecção de lâminas permanentes utilizando Naphrax como meio de montagem. A identificação das espécies de diatomáceas se deu ao microscópio óptico Zeiss Axioplan com contraste de fase e aumento de 1000 a 1600X, através de fotomicrografias e da consulta de obras taxonômicas básicas (Patrick & Reimer, 1966; Krammer & Lange-Bertalot, 1986; 1988; 1991*a*; 1991*b*; Lange-Bertalot & Metzeltin, 1996; Lange-Bertalot, 1999; Metzeltin & Lange-Bertalot, 1998, 2002; Rumrich *et al.*, 2000; Metzeltin *et al.*, 2005) e periódicos especializados. O enquadramento dos táxons seguiu o sistema de Round *et al*. (1990).

4.4 Análise dos dados

As EAs foram classificadas quanto à trofia utilizando a concentração de fósforo total para o cálculo do Índice de Estado Trófico (Carlson, 1977 modificado por Toledo, 1983). Este índice, originalmente desenvolvido para reservatórios, vem sendo largamente utilizado pela CETESB para a avaliação do estado trófico tanto de reservatórios como de rios no estado de São Paulo (Lamparelli, 2004). O IET foi calculado através da expressão que segue e de acordo com o sistema de classificação constante na tabela III:

$$\mathbf{IET\ (P) = 10\ \{\ 6 - [\ \ln (80{,}32 / P) / \ln 2]\ \}}$$

onde:

P = concentração de fósforo total medida à superfície da água, em $\mu g.L^{-1}$

Tabela III. Classificação do Índice de Estado Trófico (IET) a partir da concentração de fósforo total.

Critério	Estado trófico	Fósforo total ($\mu g.L^{-1}$)
IET ≤ 24	Ultraoligotrófico	≤ 6
24 < IET ≤ 44	Oligotrófico	7 – 26
44 < IET ≤ 54	Mesotrófico	27 – 52
54 < IET ≤ 74	Eutrófico	53 - 211
IET > 74	Hipereutrófico	> 211

Com relação às diatomáceas epilíticas, estimou-se o número de indivíduos por cm^2 utilizando a fórmula de Wetzel & Likens (1991) modificada por Schwarzbold (1992), conforme segue:

$$\mathbf{N = [(n * V)/v] * (1/S)}$$

onde:

N = número de indivíduos por cm^2

n = número total de indivíduos contados

V = volume da amostra com material raspado

v = volume dos campos contados

S = superfície do substrato em cm^2

Também foi estimada a riqueza de espécies (S), o índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') e a eqüidade (E), conforme Krebs (1989). A determinação das espécies dominantes e abundantes seguiu o critério de Lobo & Leighton (1986), sendo consideradas espécies abundantes aquelas cujas densidades superam a densidade média de cada amostra e, dominantes, as que apresentam densidades maiores do que 50% da densidade total da amostra.

O índice de constância (c) de cada táxon foi calculado de acordo com Dajoz (1973), modificado, e os táxons foram classificados em constantes (>50%), freqüentes (25-50%) e raros (<25%), através da expressão:

$$\mathbf{c = (n*100)/ N}$$

onde:

n = número de amostras contendo o táxon

N = número total de amostras obtidas

Visando agrupar as EAs com relação às variáveis físicas e químicas foi realizada uma análise de agrupamento. Todos os dados foram centralizados e normalizados. A medida de semelhança adotada foi a distância euclidiana e o agrupamento das unidades amostrais foi realizado pelo método de Variância Mínima, também conhecido como Soma de Quadrados (Ward, 1963), considerada por Valentin (2000) como altamente eficiente para a formação de grupos. Para avaliar a nitidez dos grupos gerados foi aplicado o método de auto-reamostragem. As probabilidades foram geradas em 1000 iterações, sendo que grupos com probabilidades acima do limiar estabelecido (α=0,1) foram considerados significativos (Pillar, 1999).

Como a análise de agrupamento possui caráter exploratório, buscando-se avaliar a significância das diferenças constatadas entre as estações amostrais no que se refere aos dados físicos e químicos da água, além dos parâmetros populacionais riqueza, diversidade de Shannon-Wiener, eqüidade e densidade de espécies, foram realizados testes de hipótese via aleatorização e auto-reamostragem (Pillar & Orlóci, 1996), separadamente para cada variável. Com o intuito de comparar a estrutura da comunidade entre as EAs também foi realizado um teste de aleatorização e auto-reamostragem. Para tanto, cada unidade amostral foi analisada com base no conjunto de dados de composição e densidade de espécies, sendo a matriz para a análise formada pelas 32 unidades amostrais (períodos e pontos de coleta) e pelas espécies de diatomáceas. Todas variáveis sofreram transformação logarítmica [log(x+1)], com exceção de pH, H' e E. Em todas análises foi realizado delineamento em

blocos (Pillar & Orlóci, 1996), com as datas de coleta formando os blocos, isolando assim o efeito temporal. A hipótese nula (H_0) testada foi a de não haver diferenças significativas (α = 0,05) entre as comparações em 1000 iterações (Pillar, 2006), utilizando como critério a soma dos quadrados de distâncias euclidianas entre unidades amostrais.

Segundo Bini (2004) há uma grande lacuna no que diz respeito ao conhecimento de espécies indicadoras de impactos ambientais em ecossistemas aquáticos brasileiros, sendo a Análise de Espécies Indicadoras (Dufrêne & Legendre, 1997) uma importante ferramenta para preencher essa lacuna. Assim, para acessar as espécies que melhor caracterizam cada estação amostral, realizou-se a Análise de Espécies Indicadoras. Esta análise determina os táxons mais indicativos de cada grupo de amostras, ou seja, aqueles que apresentam preferência por algum dos ambientes estudados, baseada na combinação de valores de abundância e freqüência. Os valores indicativos variam de 0 a 100 e foram testados através do teste de Monte Carlo (Manly, 1997) (999 permutações; $p \leq 0,05$). A análise foi aplicada sobre a matriz de densidade e as estações amostrais foram consideradas a variável categórica.

Com o objetivo de evidenciar as variáveis ambientais que melhor explicam a distribuição das espécies foi aplicada uma Análise de Correspondência Canônica (ACC) (Ter Braak, 1986). É uma técnica de análise direta de gradientes que simultaneamente representa as espécies, as amostras e as variáveis ambientais num espaço de poucas dimensões (Lowe & Pan, 1996). A ACC incorpora ordenação e regressão múltipla em uma única técnica e ordena as unidades amostrais de forma a maximizar a distribuição das variáveis bióticas nos eixos em função de sua relação linear com as variáveis ambientais (Ter Braak, 1986; Lowe & Pan, 1996).

Os dados de densidade das espécies e as variáveis ambientais sofreram transformação logarítmica [log(x+1)], com exceção de pH, e constituíram as matrizes utilizadas na análise, sendo que foi realizada uma ACC com as espécies abundantes (20 espécies) e outra somente com as espécies apontadas pela Análise de Espécies Indicadoras (nove espécies). A escala foi otimizada pelas espécies, sendo selecionados para os gráficos

os escores que são combinações lineares das variáveis ambientais (Palmer, 1993). Para a interpretação dos resultados foram utilizadas as correlações intraset (McCune & Mefford, 1999), que refletem a correlação entre as variáveis ambientais e a ordenação nos eixos, mantendo-se a relação de dependência espécie-ambiente (Ter Braak, 1986). Além disso, ainda segundo o mesmo autor, as correlações intraset são imunes ao problema da multicolinearidade. Por fim, aplicou-se o teste de Monte Carlo para verificar a probabilidade dos autovalores dos eixos de ordenação terem sido atribuídos ao acaso (999 permutações; $p \leq 0,05$).

As análises de agrupamento, Análise de Espécies Indicadoras e ACC foram realizadas através do aplicativo PCOrd versão 4.10 para Windows (McCune & Mefford, 1999). Os testes de aleatorização e auto-reamostragem foram efetuados através do aplicativo MULTIV 2.3.20 (Pillar, 2006).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALLAN, J. D. **Stream Ecology: structure and function of running waters.** Dordrecht, Kluwer Academic Publishers. 2001. 388 p.

ALLAN, J. D. & FLECKER, A. S. Biodiversity conservation in running waters: identifying the major factors that threaten destruction of riverine species and ecosystems. **Bioscience**, 43 (1): 32-43, 1993.

APHA (AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION). **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20ed. Washington, American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation, 1998. 964p.

ASSAD, E. D. & SANO, E. E. **Sistema de informações geográficas: aplicações na agricultura.** Planaltina, EMBRAPA – CPAC, 1993. 274 p.

BECKER, F. G. **Distribuição e abundância de peixes de corredeiras e suas relações com características de hábitat local, bacia de drenagem e posição espacial em riachos de Mata Atlântica (bacia do rio Maquiné, RS, Brasil).** São Carlos, Universidade Federal de São Carlos, 2002. 201 p. (Tese de Doutorado).

BICUDO, C. E. M. & BICUDO, R. M. T. Algas da Lagoa das Prateleiras, Parque Nacional de Itatiaia, Brasil. **Rickia**, 4: 1-40, 1969.

BICUDO, C. E. M. & PICELLI-VICENTIM, M. M. Ficoflórula do campo de esfagno das Prateleiras, Parque Nacional de Itatiaia, sul do Brasil. **Revista Brasileira de Biologia**, 48 (1):15-28, 1988.

BICUDO, C. E. M. & VENTRICE, M. R. Algas do Brejo da Lapa, Parque Nacional de Itatiaia, Brasil. In: **Anais 19° Congresso Nacional de Botânica,** Fortaleza, 1968. p. 3-30.

BICUDO, D. C. **Algas epífitas (exceto diatomáceas) do lago das Ninféas, São Paulo: levantamento e aspectos ecológicos.** Rio Claro, Universidade do Estadual Paulista, 1984. 480 p. (Tese de Doutorado).

BICUDO, D. C. Considerações sobre metodologias de contagem de algas do perifiton. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 3: 459-475, 1990.

BINI, L. M. Análises multivariadas e limnologia: exploração, síntese e inferência de um mundo aquático complexo. In: BICUDO, C. E. M. & BICUDO, D. C. (Orgs.). **Amostragem em limnologia.** São Carlos, RiMa, 2004. p. 73-107.

BOLD, H.C. & WYNNE, M.J. **Introduction to the Algae.** New Jersey, Prentice-Hall, 1985. 720 p.

BRASIL. Classificação das águas doces, salobras e salinas em níveis de qualidade da água. Resolução nº 357 CONAMA. **Diário Oficial da União de 17/03/2005**. Brasília, DF. 2005. p. 09-23.

BROWN, R. M.; McCLELLAND, N. I.; DEININGER, R. A. & TOZER, R. G. A water quality index - do we dare? **Water & Sewage Works**, 117(10): 339-343, 1970.

BURLIGA, A. L. M. & SCHWARZBOLD, A. Estrutura da comunidade perifítica em ambientes lóticos de região de mineração de carvão. In: Centro de Ecologia-UFRGS (Org.). **Carvão e meio ambiente. Vol 1.** Porto Alegre, Editora da Universidade/UFRGS, 2000. p. 792- 802.

BURLIGA, A. L. M.; SCHWARZBOLD, A.; LOBO, E. A. & PILLAR, V. D. Functional types in epilithon algae communities of the Maquiné River, Rio Grande do Sul, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia,** 16(4): 369-380, 2004.

CALOW, P. & PETTS, G. E. **The rivers handbook**. Vol.2. Oxford, Blackwell Scientific Publications, 1994. 522 p.

CANANI, L. G. C. **Flora e distribuição das diatomáceas (Bacillariophyta) do rio do Salto, Parque Estadual do Ibitipoca, MG.** Rio de Janeiro, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2005. 70 p. (Dissertação de Mestrado).

CANTONATI, M.; CORRADINI, G.; JÜTTNER, I. & COX, E. J. Diatom assemblages in high mountain streams of the Alps and the Himalaya. **Nova Hedwigia**, 123: 37-61, 2001.

CARLSON, R. E. A trophic state index for lakes. **Limnology and Oceanography**, 22: 361-380, 1977.

CONSERVATION INTERNATIONAL DO BRASIL; FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; FUNDAÇÃO BIODIVERSITAS; INSTITUTO DE PESQUISAS ECOLÓGICAS; SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE DO ESTADO DE SÃO PAULO & SEMAD/INSTITUTO ESTADUAL DE FLORESTAS – MG. **Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos.** Brasília, MMA/SBF, 2000. 40 p.

CUSHING, D. H. **Marine Ecology and Fisheries**. Cambridge, Cambridge University Press, 1975. 301p.

DAJOZ, R. **Ecologia Geral**. Ed. Vozes, Petrópolis. 1973. 471 p.

DARUY, M. V.; SCHNECK, F. & SCHWARZBOLD, A. Aspectos da biomassa do epilíton de um riacho de altitude dos Campos de Cima da Serra (RS). In: **Anais X Congresso Brasileiro de Limnologia (versão eletrônica)**. Ilhéus, SBL, 2005.

DELA-CRUZ, J.; PRITCHARD, T.; GORDON, G.; AJANI, P. The use of periphytic diatoms as a means of assessing impacts of point source inorganic nutrient pollution in south-eastern Australia. **Freshwater Biology**, 51: 951-972, 2006.

DENYS, L. **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.** Ministere des Affaires Economiques, Service Geologique de Belgique. 1991. 41 p.

DESCY, J. P. A new approach to water quality estimation using diatoms. **Nova Hedwigia,** 64: 305-323, 1979.

DUFRÊNE, M. & LEGENDRE, P. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. **Ecological Monographs**, 67 (3): 345-366, 1997.

EDWARDS, A. C. & CRESSER, M. S. Relationships between ultraviolet absorbance and total organic carbon in two upland catchments. **Water Research**, 21: 49-56, 1987.

FERMINO, F. S. & SCHWARZBOLD, A. Sucessão da comunidade perifítica de *Eichornia azurea* (SW) Kunth na lagoa costeira eutrofizada Marcelino, Osório, Rio Grande do Sul, Brasil. **Cadernos de Pesquisa.** Série Botânica, 11 (1): 23-26, 1999.

FERNANDES, V. O. Variação temporal e espacial na composição da comunidade perifítica na Lagoa Imboassica. In: ESTEVES, F. A. (Ed.). **Ecologia das lagoas costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Munícipio de Macaé (RJ).** Rio de Janeiro, Computer & Publish Editoração Gráfica, 1998. p. 221-236.

FERNANDES, V. O. Perifíton: Conceitos e Aplicações da Limnologia à Engenharia. In: ROLAND, F.; CESAR, D. & MARINHO, M. (Eds.). **Lições de Limnologia.** São Carlos, RiMa, 2005. p 351-370.

FERNANDES, V. O. & ESTEVES, F. A. Temporal variation of dry weight, organic matter, chlorophyll *a* + phaeopigments and organic carbon of the periphyton on leaves of *Typha dominguensis*. **Algological Studies**, 81: 85-98, 1996.

FÜREDER, L.; SCHÜTZ, C.; WALLINGER, M. & BURGER, R. Physico-chemistry and aquatic insects of a glacier-fed and a spring-fed alpine stream. **Freshwater Biology**, 46: 1673-1690, 2001.

GÓMEZ, N. & LICURSI, M. The Pampean Diatom Index (IDP) for assessment of rivers and streams in Argentina. **Aquatic Ecology**, 35: 173-181, 2001.

GOULART, M. & CALLISTO, M. Mayfly distribution along a longitudinal gradient in Serra do Cipó, southeastern Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 17(1): 1-13, 2005.

GROWNS, I. Is genus or species identification of periphytic diatoms required to determine the impacts of river regulation? **Journal of Applied Phycology**, 11: 273-283, 1999.

HANSSON, L.A. Factors regulating periphytic algal biomass. **Limnology and Oceanography**, 37(2): 322-328, 1992.

HERMANY, G.; SCHWARZBOLD, A.; LOBO, E. A. & OLIVEIRA, M. A. 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 systems. **Acta Limnologica Brasiliensia,** 18(1): 9-27, 2006.

HILL, B. H. & WEBSTER, J. R. Periphyton production in an Appalachian river. **Hydrobiologia**, 97: 275-280, 1982.

HUSTEDT, F. Systematische und ökologische untersuchungen über die diatomeenflora von Jawa, Sumatra und Bali. **Archieves für Hydrobiologie**, 15: 638-798, 1938.

HUSTEDT, F. Systematische und ökologische untersuchungen über die diatomeenflora von Jawa, Sumatra und Bali. **Archieves für Hydrobiologie**, 16: 274-394, 1939.

JESPERSEN, A. M. & CHRISTOFFERSEN, K. Measurements of chlorophyll *a* from phytoplankton using ethanol as extraction solvent. **Archieves für Hydrobiologie**, 109: 445-454, 1987.

JOLY, A. B. 1979. **Botânica: Introdução à taxonomia vegetal**. 5ed. São Paulo, Companhia Editora Nacional, 1979. 777p.

JUNK, W. J.; BAYLEY, P. B. & SPARKS, R. E. The Flood Pulse Concept in River-Floodplain Systems. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, 106: 110-127, 1989.

JÜTTNER, I.; ROTHFRITZ, J. & ORMEROD, S. J. Diatoms as indicators of river quality in the Nepalese middle hills with consideration of the effects of habitat-specific sampling. **Freshwater Biology**, 36: 475-486, 1996.

KAWECKA, B. Sessile algae in European mountain streams. I. The ecological characteristics of communities. **Acta Hydrobiologica**, 22: 361-420, 1980.

KAWECKA, B. Ecological characteristics of sessile algal communities in the Olczyski stream (Tatra Mts, Poland) with special consideration of light and temperature. **Acta Hydrobiologica**, 27 (3): 299-310, 1985.

KAWECKA, B. The effects of light deficiency on communities of sessile algae in the Olczyski stream (Tatra Mts, Poland). **Acta Hydrobiologica**, 28 (3/4): 379-386, 1986.

KAWECKA, B. The effect of flood-control regulation of a montane stream on the communities of sessili algae. **Acta Hydrobiologica**, 32: 345-354, 1990.

KELLY, M. G. Use of assemblage-based metrics to monitor eutrophication in European rivers. **Environmental Conservation**, 25: 22-29, 1998.

KELLY, M. G.; CAZAUBON, A.; CORING, E.; DELL´UOMO, A.; ECTOR, L.; GOLDSMITH, B.; GUASCH, H.; HÜRLIMANN, J.; JARLMAN, A.; KAWECKA, B.; KWANDRANS, J.; LAUGASTE, R.; LINDSTROM, E. –A.; LEITAO, M.; MARVAN, P.; PADISÁK, J.; PIPP, E.; PRYGIEL, J.; ROTT, E.; SABATER, S.; VAN DAM, H. & VIZINET, J. Recommendations for the routine sampling of diatoms for water quality assessments in Europe. **Journal of Applied Phycology**, 10: 215-224, 1998.

KELLY, M. G.; PENNY, C. J. & WHITTON, B. A. Comparative performance of benthic diatom indices used to asses river water quality. **Hydrobiologia**, 302: 179-188, 1995.

KELLY, M. G & WHITTON, B. A. The trophic diatom index: a new index for monitoring eutrophication in rivers. **Journal of Applied Phycology**, 7: 433-444, 1995.

KENDRA, W. Quality of salmonid hatchery effluents during a summer low-flow season. **Transactions of the American Fisheries Society**, 120: 43-51, 1991.

KOBAYASI, H. & MAYAMA, S. Most pollution tolerant diatoms of severely polluted rivers in the vicinity of Tokyo. **Japanese Journal of Phycology**, 30: 188-196, 1982.

KRAMMER, K. & LANGE-BERTALOT, H. Baccillariophyceae. Teil 1: Naviculaceae. In: ETTL, H.; GERLOFF, J.; HEYNING, H. & MOLLENHAUER, D. (Eds.) **Süβwasserflora von Mittleeuropa.** Stuttgart, Gustav Fischer, 1986. 876p.

KRAMMER, K. & LANGE-BERTALOT, H. Baccillariophyceae. Teil 2: Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae. In: ETTL, H.; GERLOFF, J.; HEYNING, H. & MOLLENHAUER, D. (Eds.) **Süβwasserflora von Mittleeuropa.** Stuttgart, Gustav Fischer, 1988. 596p.

KRAMMER, K. & LANGE-BERTALOT, H. Baccillariophyceae. Teil 3: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. In: ETTL, H.; GERLOFF, J.; HEYNING, H. & MOLLENHAUER, D. (Eds.) **Süβwasserflora von Mittleeuropa.** Stuttgart, Gustav Fischer, 1991*a*. 576p.

KRAMMER, K.; LANGE-BERTALOT, H. Baccillariophyceae. Teil 4: Achnanthaceae. In: ETTL, H.; GERLOFF, J.; HEYNING, H. & MOLLENHAUER, D. (Eds.) **Süβwasserflora von Mittleeuropa.** Stuttgart, Gustav Fischer, 1991*b*. 437p.

KREBS, C. J. **Ecologycal Methodology.** New York, Harper Collins Publishers, 1989. 654 p.

LAMPARELLI, M. C. **Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento.** São Paulo, Universidade de São Paulo, 2004. 238 p. (Tese de Doutorado).

LANGE-BERTALOT, H. Pollution tolerance of diatoms as a criterion for water quality estimation. **Nova Hedwigia,** 64: 285-304, 1979.

LANGE-BERTALOT, H. Zur Revision der Gattung Gomphonema. **Iconographia Diatomologica vol. 8**. Ganther Verlang, Koeltz Scientifc Books, 1999. 206 p.

LANGE-BERTALOT, H. & METZELTIN, D. Indicators of Oligotrophy. Ecology, Diversity, Taxonomy. **Iconographia Diatomologica vol. 2.** Ganther Verlang, Koeltz Scientifc Books, 1996. 390 p.

LOBO, E. A. & CALLEGARO, V. L. M. Avaliação da qualidade de águas doces continentais com base em algas diatomáceas epilíticas: enfoque metodológico. In: TUCCI, C. E. M. & MARQUES, D. M. (Eds.). **Avaliação e controle da drenagem urbana.** Porto Alegre, Editora da Universidade/UFRGS, 2000. p. 277-300.

LOBO, E. A.; CALLEGARO, V. L. M. & BENDER, E. P. **Utilização de diatomáceas epilíticas como indicadoras da qualidade da água em rios e arroios da Região Hidrográfico do Guaíba, RS, Brasil.** Santa Cruz do Sul, EDUNISC, 2002. 127 p.

LOBO, E. A.; CALLEGARO, V. L. M.; HERMANY, G.; BES, D.; WETZEL, C. A. & OLIVEIRA, M. A. Use of epilithic diatoms as bioindicators from lotic systems in southern Brazil, with special emphasis on eutrophication. **Acta Limnologica Brasiliensia,** 16(1): 25-40, 2004.

LOBO, E. A.; CALLEGARO, V. L. M.; OLIVEIRA, M. A.; SALOMONI, S. E.; SCHULER, S. & ASAI, K. Pollution tolerant diatoms from lotic systems in the Jacuí Basin, Rio Grande do Sul, Brasil. **Iheringia,** Série Botânica, 47: 43-70, 1996.

LOBO, E. A.; KATOH, K. & ARUGA, Y. Response of epilithic diatom assemblages to water pollution in rivers in the Tokyo Metropolitan area. **Freshwater Biology**, 34: 191-204, 1995.

LOBO, E. A. & LEIGHTON, G. Estructuras comunitarias de las fitocenosis planctónicas de los sistemas de desembocaduras de rios y esteros de la Zona Central de Chile. **Revista Biología Marina,** 22: 1-29, 1986.

LOCK, M. A.; WALLACE, R. R.; COSTERTON, J. W.; VENTULLO, R. M. & CHARLTON, S. E. River epilithon: toward a structural-functional model. **Oikos**, 42: 10-22, 1984.

LOWE, R. L. & PAN, Y. Benthic algal communities as biological monitors. In: STEVENSON, R. J.; BOTHWELL, M. L. & LOWE, R. L. (Eds.). **Algal ecology: freshwater benthic ecosystems**. San Diego, Academic Press, 1996. p. 705-739.

MAGRIN, A. G. E. **Estrutura e dinâmica de diatomáceas no plâncton e perifíton (epífitas + metafíticas) da Lagoa do Diogo, Estação Ecológica de Jataí, Município de Luiz**

Antônio, São Paulo: uma lagoa marginal permanentemente ligada ao Rio Mogi-Guaçu. São Carlos, Universidade Federal de São Carlos, 1998. 426 p. (Tese de Doutorado).

MAIDANA, N. I. & HERBST, N. Diatomeas (Bacillariophyceae) de la laguna Nostra (Cumbres Chalchaquies), Provincia de Tucuman, Republica Argentina. **Darwiniana**, 29(1-4): 63-76, 1989.

MAIDANA, N. I. & VILLANUEVA, V. D. Diatomeas de lagos oligotróficos andinos (Provincia de Neuquén, Argentina). **Boletin de la Sociedad Argentina de Botanica**, 36(1-2): 15-27, 2001.

MAIER, M. Die jahreszeitlichen Veränderungen der Kieselalgengemeinschaft in zwei geologisch unterschiedlichen Flieβgewässern der Alpen und ihre Verteilung auf verschiedenen Substraten. (Seasonal variation of diatom associations in two geologically contrasting mountain streams in the Alps and their distribution on different substrata) **Diatom Research**, 9: 121-131, 1994.

MANLY, B. F. J. 1997. **Randomization, Bootstrap and Monte Carlo Methods in Biology**. 2ed. New York, Chapman & Hall, 1997. 388 p.

MARKER, A. F. F.; NUSCH, H.; RAI, H. & RIEMANN, B. The measurement of photosynthetic pigments in freshwater and standardization of methods: conclusions and recommendations. **Archieves für Hydrobiologie**, 14: 91-106, 1980.

McCUNE, B.& MEFFORD, M. J. **PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data, Version 4.10**. Oregon, MjM Software Design, 1999. 237p.

MEEGAN, S. K. & PERRY, S. A. Periphyton communities in headwater streams of different water chemistry in the Central Appalachian Mountains. **Journal of Freshwater Ecology**, 11(3): 247-256, 1996.

MENDES, R. S. **Experimentos de enriquecimento *in situ*: respostas de algas bentônicas à adição de nutrientes em um córrego de altitude da Serra do Cipó, MG.** Belo Horizonte, Universidade Federal de Minas Gerais, 2003. 83 p. (Dissertação de Mestrado).

MENDES, R. S. & BARBOSA, F. A. R. Efeito de enriquecimento *in situ* sobre a biomassa da comunidade perifítica de um córrego de altitude da Serra do Cipó (MG). **Acta Limnologica Brasiliensia**, 14(2): 77-86, 2002.

METZELTIN, D. & LANGE-BERTALOT, H. Tropical Diatoms of South America. Diversity, Taxonomy, Geobotany. In: LANGE-BERTALOT, H. (Ed.). **Iconographia Diatomologica vol. 5.** Königstein, Koeltz Scientifc Books, 1998. 695 p.

METZELTIN, D. & LANGE-BERTALOT, H. Diatoms from the 'Island Continent' Madagascar. Taxonomy, Biogeography, Diversity. In: LANGE-BERTALOT, H. (Ed.). **Iconographia Diatomologica vol. 11.** Königstein, Koeltz Scientifc Books, 2002. 286 p.

METZELTIN, D.; LANGE-BERTALOT, H. & GARCÍA-RODRIGUEZ, F. Diatoms of Uruguay. In: LANGE-BERTALOT, H. (Ed.). **Iconographia Diatomologica vol. 15.** Königstein, Koeltz Scientifc Books, 2005. 736 p.

MITTERMEIER, R. A.; WERNER, T.; AYRES, J. M.; FONSECA, G. A. B. O país da megadiversidade. **Ciência Hoje**, 14 (81): 20-27, 1992.

MORENO, J. A. **Clima do Rio Grande do Sul.** Porto Alegre, Secretaria de Agricultura, 1961. 41 p.

MOSCHINI-CARLOS, V. & HENRY, R. Aplicação de índices para a classificação do perifíton em substratos natural e artificial, na zona de desembocadura do rio Paranapanema (Represa de Jurumirim), SP. **Revista Brasileira de Biologia**, 57(4): 655-663, 1997.

MOSCHINI-CARLOS, V.; POMPÊO, M. L. M.; HENRY, R. & ROCHA, O. Temporal variation in the structure of periphytic algal communities on an artificial substrat in the Jurumirim Reservoir (SP-Brazil). **Verh. Internat. Verein. Limnol.**, 26: 1578-1763, 1998.

MOURTHÉ JÚNIOR, C. A. **Modificações estruturais na comunidades de diatomáceas em um gradiente de poluição hídrica. Trecho superior da bacia do rio das Velhas (Região Metropolitana de Belo Horizonte – MG).** Belo Horizonte, Universidade Federal de Minas Gerais, 2000. 99 p. (Dissertação de Mestrado).

NAIMAN, R. J.; MELILLO, J. M.; LOCK, M. A.; FORD, T. E. & REICE, S. R. Longitudinal patterns of ecosystem processes and community structure in a subartic river continuum. **Ecology**, 68: 1139-1156, 1987.

NECCHI, O. Jr.; BRANCO, L. H. Z. & BRANCO, C. C. Z. Características limnológicas da bacia do Alto Rio São Francisco, Parque Nacional da Serra da Canastra, Minas Gerais. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 12:11-22, 2000.

NECCHI, O. Jr.; BRANCO, L. H. Z. & BRANCO, C. C. Z. Ecological distribution of stream macroalgal communities from a drainage basin in the Serra da Canastra National Park, Minas Gerais, Southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, 63 (4): 635-646, 2003.

NEWBOLD, J. D.; ELWOOD, J. W.; O'NEILL, R. V. & SHELDON, A. L. Phosphorus dynamics in a woodland stream ecosystem: a study of nutrient spiralling. **Ecology**, 64: 1249-1265, 1983.

NUÑER, A. P. O. Limnologia e piscicultura. **Boletim da Sociedade Brasileira de Limnologia**, 33: 3-5, 2005.

OBERDORFF, T. & PORCHER, J. P. An index of biotic integrity to assess biological impacts of salmonid farm effluents on receiving waters. **Aquaculture**, 119: 219-235, 1994.

OLIVEIRA, L. G. & FROEHLICH, C. G. Diversity and community structure of aquatic insects (Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera) in a mountain stream in southeastern Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 9: 139-148, 1997.

OLIVEIRA, M. A. **Ecologia do perifíton de substrato artificial em cursos d´água do trecho médio do Arroio Sampaio, Mato Leitão, RS, Brasil.** Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1996. 128 p. (Dissertação de Mestrado).

OLIVEIRA, M. A. & GOULDER, R. The effects of sewage-treatment-works effluent on epilithic bacterial and algal communities of three streams in Northern England. **Hydrobiologia**, 568(1): 29-42, 2006.

OLIVEIRA, M. A.; TORGAN, L.; LOBO, E. A. & SCHWARZBOLD, A. Association of periphytic diatom species of artificial substrate in lotic environments in the arroyo Sampaio basin, RS, Brazil: relations with abiotic variables. **Brazilian Journal of Biology**, 61 (4): 523-540, 2001.

PALMER, C. M. A composite rating of algae tolerating organic pollution. **Journal of Phycology,** 5: 78-82, 1969.

PALMER, M. W. Putting things in even better order: the advantages of canonical correspondence analysis. **Ecology**, 74(8): 2215-2230, 1993.

PAN, Y. & STEVENSON, R. J. Gradient analysis of diatom assemblages in western Kentucky wetlands. **Journal of Phycology**, 32: 222-232, 1996.

PAPPAS, J. L. & STOERMER, E. F. Quantitative method for determining a representative algal sample count. **Journal of Phycology**, 32: 693-696, 1996.

PATRICK, R. & REIMER, C. W. **The diatoms of the United States.** Vol. 1. Philadelphia, Livingston Publishers, 1966. 688 p.

PAYNE, A. I. **The ecology of tropical lakes and rivers**. New York, John Wiley & Sons, 1986. 301 p.

PENTECOST, A.; BAILEY, R. G.; BUSULWA, H. S. & WILLIAMS, A. Epilithic algal communities of the Bujuku-Mubuku River system, Rwenzori Mountains, Uganda. **Archieves für Hydrobiologie**, 139: 479-493, 1997.

PFISTER, P. Phytobenthos communities from 2 Tyrolean mountain streams. Part 2: Diatomophyceae. **Algological Studies**, 66: 35-72, 1992.

PILLAR, V. P. How sharp are classifications? **Ecology**, 80(8): 2508-2516, 1999.

PILLAR, V. P. **MULTIV, Software para análise multivariada e testes de aleatorização.** Depto. Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2006.

PILLAR, V. D. & ORLÓCI, L. On randomization testing in vegetation science: multifactor comparisions of relevé groups. **Journal of Vegetation Science,** 7: 585-592, 1996.

POMPÊO, M. L. M. & MOSCHINI-CARLOS, V. **Macrófitas aquáticas e perifíton, aspectos ecológicos e metodológicos.** São Carlos, RiMa, 2003. 134 p.

PRYGIEL, J. Management of the diatom monitoring networks in France. **Journal of Applied Phycology**, 14: 19-26, 2002.

REVIERS, B. **Biologia e filogenia das algas.** Porto Alegre, Artmed, 2006. 280 p.

RIO GRANDE DO SUL. **Constituição do Estado do Rio Grande do Sul.** Assembléia Legislativa do Estado do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1989.

RIO GRANDE DO SUL. Sistema Estadual de Recursos Hídricos. Lei nº 10.350, de 30 de dezembro de 1994. **Diário Oficial do Estado do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre. 1994*a*.

RIO GRANDE DO SUL. **Macrozoneamento Agroecológico e Econômico do Estado do Rio Grande do Sul.** Secretaria da Agricultura e Abastecimento. Porto Alegre. 1994*b*.

RIO GRANDE DO SUL. **Baía de todas as águas: preservação e gerenciamento da bacia Hidrográfica do Guaíba**. Luis Correa Noronha (Org.). Secretaria Executiva do Pró-Guaíba. Porto Alegre, 1998. 112p.

ROTT, E.; CANTONATI, M.; FÜREDER, L. & PFISTER, P. Benthic algae in high altitude streams of the Alps – a neglected component of the aquatic biota. **Hydrobiologia**, 562: 195-216, 2006.

ROUND, F. E. **A Review and Methods for the Use of Epilithic Diatoms for Detecting and Monitoring Changes in River Water Quality.** London, HMSO Publisher, 1993. 63p.

ROUND, F. E. How large is a river? The view from a diatom. **Diatom Research**, 16(1): 105-108, 2001.

ROUND, F. E.; CRAWFORD, R. M. & MANN, D. G. **The diatoms: biology and morphology of the genera.** Cambridge, Cambridge University Press, 1990. 747 p.

RUMRICH, U.; LANGE-BERTALOT, H. & RUMRICH, M. Diatomeen der Anden.Von Venezuela bis Patagonien/Tierra del Fuego. In: LANGE-BERTALOT, H. (Ed.). **Iconographia Diatomologica vol. 9.** Königstein, Koeltz Scientifc Books, 2000. 673 p.

SALAS, O. E.; CHAPIN III, F. S.; ARMESTO, J. J.; BERLOW, E.; BLOOMFIELD, J.; DIRZO, R.; HUBER-SANWALD, E.; HUENNECKE, L. F.; JACKSON, R. B.; KINZIG, A.; LEEMANS, R.; LODGE, D. M.; MOONEY, H. A.; OESTERHELD, M.; POFF, N. L.; SYKES, M. T.; WALKER, B. H.; WALKER, M. & WALL, D. H. Global biodiversity scenarios for the year 2100. **Science**, 287: 1770-1774, 2000.

SALOMONI, S. E.; ROCHA, O.; CALLEGARO, V. L. & LOBO, E. A. Epilithic diatoms as indicators of water quality in the Gravataí river, Rio Grande do Sul, Brazil. **Hydrobiologia,** 559: 233-246, 2006.

SCHWARZBOLD, A. **Efeitos do regime de inundação do rio Mogi-Guaçu (SP) sobre a estrutura, diversidade, produção e estoques do perifíton de *Eichhornia azurea* (Sw) Künth da Lagoa do Infernão.** São Carlos, Universidade Federal de São Carlos, 1992. 237 p. (Tese de Doutorado).

SCHWARZBOLD, A. O que é um rio? **Ciência e Ambiente,** 21: 57-68, 2000.

SILVA, A. M. M.; HENRY, R.; CARVALHO, L. R. & SANTINI, J. A. J. A capacidade de autopurificação de um curso de água: um estudo de caso no rio Pardo (Botucatu, SP). **Acta Limnologica Brasiliensia,** 10 (2): 83-99, 1998.

SILVA-BENAVIDES, A. M. The use of water chemistry and benthic diatom communities for qualification of a polluted tropical river in Costa Rica. **Revista Biologia Tropical** 44(2A): 395-416, 1996*a*.

SILVA-BENAVIDES, A. M. The epilithic diatom flora of a pristine and a polluted river in Costa Rica, Central America. **Diatom Research**, 11(1): 105-142, 1996*b*.

SLÀDECEK, V. System of water quality from the biological point of view. **Archives für Hydrobiologie und Ergebnisse Limnologie**, 7: 1-218, 1973.

STRAHLER, A. N. Hypsometric (area-altitude) analysis of erosional topography. **Bulletin of the Geological Society of America,** 63: 1117 – 1142, 1952.

SURIANO, M. T. & FONSECA-GESSNER, A. A. Chironomidae (Diptera) larvae in streams of Parque Estadual de Campos de Jordão, São Paulo state, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 16(2): 129-136, 2004.

SZLUHA, A. T. Potamological effects of fish hatchery discharge. **Transactions of the American Fisheries Society**, 2: 226-234, 1974.

TANIGUCHI, G. M.; BICUDO, D. C. & SENNA, P. A. C. Gradiente litorâneo-limnético do fitoplâncton e ficoperifíton em uma lagoa da planície de inundação do Rio Mogi-Guaçu. **Revista Brasileira de Botânica**, 28(1): 137-147, 2005.

TEDESCO, C. D. **Variação espacial e sazonal de microalgas perifíticas em substrato artificial na margem nordeste da lagoa Caconde – Osório, Rio Grande do Sul.** Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1995. 88 p. (Dissertação de Mestrado).

TER BRAAK, C. J. F. Canonical Correspondence Analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. **Ecology**, 67: 1167-1179, 1986.

TOLEDO, A. P.; TALARICO, M.; CHINEZ, J. S. & AGUDO, E. G. A aplicação de modelos simplificados para a avaliação de processo de eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. **Anais do 12° Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. ABES, Camboriú. 1983. p. 1-34.

TUNDISI, J. G. Limnologia e gerenciamento integrado de recursos hídricos: avanços conceituais e metodológicos. **Ciência e Ambiente**, 21: 9-20, 2000.

UEHLINGER, U. Spatial and temporal variability of the periphyton biomass in a prealpine river (Necker, Switzerland). **Archieves für Hydrobiologie**, 123 (2): 219-237, 1991.

UTERMÖHL, H. Zur Vervollkommnung der Quantitativen Phytoplankton-Methodik. **Mitt. Int. Verein. Theor. Angew. Limnol.**, 9: 1-38, 1958.

VALENTIN, J. L. **Ecologia numérica: uma introdução à análise multivariada de dados ecológicos.** Rio de Janeiro, Interciência, 2000. 117 p.

VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G. W.; CUMMINS, K. W.; SEDELL, J. R. & CUSHING, C. E. The River Continuum Concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences,** 37: 130-137, 1980.

VAVILOVA, V. V. & LEWIS, W. M. Jr. Temporal and altitudinal variations in the attached algae of mountain streams in Colorado. **Hydrobiologia**, 390: 99-106, 1999.

VILLANUEVA, V. D. & MAIDANA, N. I. Diatoms (Bacillariophyceae) fom Pulmarí lake (Neuquén, Argentina). **Biologia, Bratislava,** 54(1): 1-10, 1999.

VILLANUEVA, V. D.; QUEIMALIÑOS, C.; MODENUTTI, B. & AYALA, J. Effects of fish farm effluents on the periphyton of an Andean stream. **Archive of Fishery and Marine Research**, 48(3): 252-263, 2000.

WARD, J. H. Hierarchical grouping to optimize an objective function. **Journal of the American Statistical Association**, 58: 236-244, 1963.

WARD, J. V. Ecology of alpine streams. **Freshwater Biology**, 32: 277-294, 1994.

WATANABE, T. Perifíton: comparação de metodologias empregadas para caracterizar o nível de poluição das águas. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 3: 593-615, 1990.

WATANABE, T.; ASAI, K.; HOUKI, A.; TANAKA, S. & HIZUKA, T. Saprophilous and eurysaprobic diatom taxa to organic water pollution and diatom assemblage index (DAIpo). **Diatom**, 2: 23-73, 1986.

WELLNITZ, T. & POFF, N. L. Herbivory, current velocity and algal regrowth: how does periphyton grow when the grazers have gone? **Freshwater Biology**, 51: 2114-2123, 2006.

WETHERBEE, R; LIND, J. L.; BURKE, J. & QUATRANO, R. S. The first kiss: establishment and control of initial adhesion by raphid diatoms. **Journal of Phycology**, 34: 9-15, 1998.

WETZEL, C. E.; LOBO, E. A. & ECTOR, L. Diatomáceas epilíticas do Parque Nacional da Serra Geral, RS, Brasil. **Anais do XI Congresso Brasileiro de Ficologia & Simpósio Latino-Americano sobre Algas Nocivas (Livro de Resumos).** SBF, Itajaí. 2006. p.149.

WETZEL, R. G. Opening remarks. In: WETZEL, R. G. (ed.). **Periphyton of freshwater ecosystems.** Boston, The Hague Dr. W. Junk, 1983. p. 3-4.

WETZEL, R. G. Land- water interfaces: metabolic and limnological regulators. **Verh. Int. Ver. Limnol.**, 24: 6-24, 1990.

WETZEL, R. G. & LIKENS, E. **Limnological Analysis**. New York, Springer-Verlag, 1991. 391 p.

WHITTON, B. A.; ROTT, E. & FRIEDRICH, G. **Use of Algae for Monitoring Rivers. Proceedings of an International Symposium held at the Landesamt für Wasser und Abfall Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf, Germany.** Innsbruck, STUDIA. 1991. 193 p.

COMUNIDADE DE DIATOMÁCEAS EPILÍTICAS EM UM RIACHO DE ALTITUDE NO SUL DO BRASIL IMPACTADO POR PISCICULTURA

Schneck, F.; Torgan, L. C. & Schwarzbold, A.

RESUMO

Comunidade de diatomáceas epilíticas em um riacho de altitude no sul do Brasil impactado por piscicultura. Objetivou-se determinar a estrutura da comunidade de diatomáceas epilíticas em um riacho de 3ª. ordem, município de São José dos Ausentes, Brasil, a uma altitude de aproximadamente 1000 m, em trecho impactado por efluentes de piscicultura. De julho de 2005 a fevereiro de 2006 foram coletadas, mensalmente, amostras de diatomáceas sobre seixos e feitas medições de variáveis físicas e químicas da água, em quatro estações amostrais, sendo duas a montante e duas a jusante da piscicultura. A análise quantitativa foi realizada com material fixado, sob microscópio invertido, para observação da viabilidade das células, sendo posteriormente preparadas lâminas permanentes para identificação. A comunidade de diatomáceas epilíticas esteve representada por 48 táxons e os resultados demonstraram a ocorrência de um gradiente de impacto associado aos efluentes da piscicultura, com significativo incremento nos teores de nutrientes e sólidos totais a jusante. Porém, devido à capacidade de autodepuração do rio, essas concentrações diminuíram sensivelmente na estação amostral mais distante da descarga dos efluentes. A comunidade de diatomáceas respondeu ao enriquecimento trófico através de uma nítida substituição de espécies características de ambientes oligotróficos por espécies indicadoras de ambientes eutróficos. A partir da Análise de Espécies Indicadoras foi possível identificar dois grupos de espécies. O primeiro grupo, composto por *Gomphoneis rhombica, Navicula angusta* e *Planothidium frequentissimum* indicou ambientes pouco impactados, com baixa disponibilidade de nutrientes, pouca quantidade de sólidos totais e baixa turbidez. Já *Luticola goeppertiana, Melosira varians, Nitzschia palea*, *Gomphonema parvulum*, *Navicula cryptotenella* e *Psammothidium subatomoides* indicaram águas eutróficas. Assim, as diatomáceas epilíticas demonstraram ser uma útil ferramenta no biomonitoramento de impactos causados por eutrofização.

Palavras-chave: biomonitoramento; espécies indicadoras; eutrofização; perifíton

ABSTRACT

Epilithic diatom community in an altitudinal stream impacted by fish farm effluents in southern Brazil. The aim of this study is to evaluate the structure of epilithic diatoms community in a third order stream located in the state of Rio Grande do Sul, Brazil, impacted by fish farm effluents. Epilithic diatoms and physical and chemical variables of the water were sampled monthly, from July 2005 to February 2006 in four sample stations. Two sample stations were located upstream the fish farm and the other two were downstream. Quantitative analysis was made under inverted microscope for observing cells viability, and permanent slides were prepared for further identification. Diatom community was represented by 48 taxons and the results had shown a pollution gradient along the stream, with a significant increase of nutrient and total solids concentrations downstream at the fish farm. However, due to the stream auto-cleaning capacity, nutrient concentrations had shown a significantly decrease in the sampling station located away from the fish farm. Diatom community had answered to the trophic enrichment through a clear change in density and species composition. Typical oligotrophic species were substituted by eutrophic ones. Indicator Species Analysis identified nine indicator species that can be distinguished in two groups. The first group, including *Gomphoneis rhombica, Navicula angusta* and *Planothidium frequentissimum*, indicated environments with less anthropogenic impacts, characterized by low nutrient and total solid concentrations. Yet *Luticola goeppertiana, Melosira varians, Nitzschia palea*, *Gomphonema parvulum*, *Navicula cryptotenella* and *Psammothidium subatomoides* had indicated eutrophic waters. Thus, epilithic diatoms had demonstrated to be a useful tool for biomonitoring impacts caused by eutrophication.

Key-words: biomonitoring; eutrophication; indicator species; periphyton

INTRODUÇÃO

As diatomáceas perifíticas exercem importante papel como produtoras primárias dos ecossistemas lóticos de baixa ordem, porém Fernandes (2005) destaca que a função do perifíton ainda não está totalmente esclarecida e que a maioria dos trabalhos aborda aspectos qualitativos em detrimento de estudos ecológicos. Aliado a isso, Lowe & Pan (1996) enfatizam o papel crítico que as diatomáceas perifíticas exercem nas cadeias alimentares de ambientes aquáticos, fazendo a conexão entre os componentes biótico e físico-químico, sendo que qualquer ruptura nessa conexão acarretará em mudanças significativas na dinâmica das cadeias alimentares destes ecossistemas.

As diatomáceas são amplamente reconhecidas por seu potencial como bioindicadoras de ambientes aquáticos (Round, 1993), pois respondem rapidamente a alterações ambientais devido a diferenças na tolerância ecológica e na habilidade de competição das espécies (Lowe, 1974). Assim, elas têm sido utilizadas com êxito como ferramenta no monitoramento da qualidade da água e na avaliação da integridade ecológica de ecossistemas lóticos (Round, 1993; Hermany *et al.*, 2006), principalmente na Europa (Whitton *et al.*, 1991; Kelly *et al.*, 1998; Prygiel, 2002), América do Norte (Pan & Stevenson, 1996) e Ásia (Kobayasi & Mayama, 1982; Lobo *et al.*, 1995; Jüttner *et al.*, 1996).

Alterações significativas na composição de espécies frente a eventos poluidores, tanto enriquecimento trófico como poluição orgânica, têm sido relatadas por diversos autores (e.g. Pringle, 1990; Mulholland & Rosemond, 1992; Lobo *et al.*, 1995; Oliveira *et al.*, 2001; Salomoni *et al.*, 2006). Porém, outros fatores também desempenham função relevante na estruturação das comunidades, como velocidade da água (Hermany *et al.*, 2006), herbivoria (Rosemond *et al.*, 1993) e disponibilidade luminosa (Kawecka, 1985; 1986).

As informações existentes sobre diatomáceas perifíticas em riachos brasileiros, principalmente aqueles localizados em regiões de altitude, são ainda muito escassas.

Merecem destaque os trabalhos de Mendes & Barbosa (2002) e Mendes (2003), que avaliaram o efeito do enriquecimento sobre a biomassa perifítica e sobre a comunidade de diatomáceas em um córrego na Serra do Cipó (MG), de Canani (2005) que estudou a flora de diatomáceas no Parque Estadual do Ibitipoca (MG) e de Wetzel *et al.* (2006) que realizaram levantamento sobre a composição das diatomáceas em dois arroios na Serra Geral (RS). Estes ecossistemas possuem organismos característicos, adaptados a ambientes naturalmente estressados, tanto pela limitação de nutrientes como pela forte influência da velocidade d'água e forças físicas associadas.

A piscicultura, como qualquer atividade produtiva que utiliza recursos naturais, apresenta potencial para impactar o meio ambiente, pois seus efluentes contêm principalmente resíduos metabólicos e de alimentos, ricos em amônia e fósforo (Kendra, 1991), sendo que os efeitos do enriquecimento trófico afetam diretamente os produtores primários (Borchardt, 1996).

Assim, alguns estudos têm avaliado os impactos causados pelos efluentes de piscicultura na biota de ambientes lóticos, como o trabalho de Szluha (1974), que observou um incremento de sete vezes na produção do perifíton à jusante de um cultivo de peixes em um rio norte-americano. Villanueva *et al.* (2000), em um rio nos Andes, encontraram uma biomassa algal reduzida à jusante dos efluentes, pois apesar do enriquecimento por fósforo, houve alta concentração de matéria orgânica, o que diminuiu a disponibilidade de luz e ocasionou aumento na quantidade de organismos heterotróficos. Além disso, os mesmos autores observaram alterações na composição da comunidade de diatomáceas perifíticas. Já Kendra (1991) avaliou o impacto dos efluentes utilizando invertebrados bentônicos, enquanto Oberdorff & Porcher (1994) analisaram a influência na assembléia de peixes, ambos trabalhos observando alterações na composição de espécies após a descarga dos efluentes.

Neste contexto, este trabalho teve como objetivo determinar a variação longitudinal da estrutura da comunidade de diatomáceas epilíticas sob influência da piscicultura, em trecho do curso superior do Rio das Antas, comparando padrões de abundância e de

composição de espécies com as variáveis físicas e químicas da água, além de identificar espécies indicadoras.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O município de São José dos Ausentes está localizado na região dos Campos de Cima da Serra, na zona fisiográfica denominada Serra Geral, estado do Rio Grande do Sul. É a região mais elevada e fria do estado, atingindo altitudes superiores a 1400 m e temperaturas de até –8°C no inverno, com freqüente formação de geadas e nevadas ocasionais (Moreno, 1961). No período de coleta, a precipitação oscilou entre 105 e 344 mm por mês, segundo dados obtidos junto ao INMET.

O presente estudo foi realizado em um trecho de terceira ordem (*sensu* Strahler, 1952) no curso superior do Rio das Antas, caracterizado por uma vegetação ripária formando mosaicos de mata e campo e por uma formação rochosa basáltica. Neste trecho ocorre atividade de piscicultura, com criação e pesca de trutas arco-íris (*Oncorhynchus mykiss* Walbaum) em tanques e açudes localizados às margens do rio das Antas, com descarga direta de seus efluentes para o rio.

As amostragens foram realizadas mensalmente, de julho de 2005 a fevereiro de 2006, em quatro estações amostrais (EA), sendo duas à montante (EA1 e EA2) e duas à jusante (EA3 e EA4) da piscicultura (Fig. 1).

Variáveis ambientais

Para a caracterização limnológica de cada EA foram analisadas as seguintes variáveis físicas e químicas da água superficial: saturação de oxigênio (Sat.O_2), pH, condutividade elétrica (Cond), demanda bioquímica de oxigênio em 5 dias (DBO_5), turbidez (Turb), nitrato (NO_3^-), nitrogênio amoniacal (NH_4), nitrogênio total (NT), fósforo

total (PT), sólidos totais (ST) e sílica (SiO_2^{-2}), de acordo com procedimentos padronizados (APHA, 1998). Absorbância a 320 nm (Abs320), um indicador de carbono orgânico dissolvido, seguiu Edwards & Cresser (1987) e a concentração de clorofila *a* (Cloro-*a*) do perifíton foi medida através do método do etanol à quente (Marker *et al.*, 1980; Jespersen & Christoffersen, 1987). Velocidade da corrente (Vel) e profundidade de coleta das rochas (Prof) também foram avaliadas. As EAs foram, ainda, classificadas quanto à trofia utilizando a concentração de fósforo total para o cálculo do Índice de Estado Trófico (Carlson, 1977 modificado por Toledo *et al.*, 1983).

As variáveis fósforo total, nitrato, turbidez e absorbância a 320 nm também foram medidas em um afluente do rio das Antas (AF) que deságua entre EA2 e EA3, objetivando-se eliminar a possibilidade das diferenças em EA3 não serem influência exclusiva dos efluentes da piscicultura.

Coleta, contagem e identificação de diatomáceas epilíticas

Coletou-se, em cada estação amostral, cinco seixos, dos quais foram raspados 25 cm^2 de material, formando uma amostra composta de 125 cm^2. A remoção do material se deu com o auxílio de uma escova de cerdas flexíveis, sendo o mesmo acondicionado em frascos com água destilada e posteriormente fixado com Lugol (Round, 1993; Lobo *et al.*, 1995; Kelly *et al.*, 1998).

A quantificação das diatomáceas epilíticas foi realizada pelo método de Utermöhl (1958), utilizando câmaras de sedimentação de 2 e 5 ml sob microscópio invertido (Olympus IX 70), através do sistema de contagem por campos aleatórios. Somente foram considerados os indivíduos com cloroplasto, sendo contadas no mínimo 300 células viáveis (Lowe & Pan, 1996; Oliveira & Goulder, 2006), até ser atingida uma eficiência de contagem de 90% de acordo com Pappas & Stoermer (1996). Os resultados foram expressos em número de indivíduos por cm^2, através da fórmula de Wetzel & Likens (1991) modificada por Schwarzbold (1992). Também foi estimada a riqueza de espécies

(S), o índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') e a eqüidade (E), conforme Krebs (1989).

Para a identificação das diatomáceas, a alíquota quantificada foi oxidada com peróxido de hidrogênio (H_2O_2) e dicromato de potássio ($K_2Cr_2O_7$) para confecção de lâminas permanentes utilizando Naphrax como meio de montagem. A identificação das espécies se deu ao microscópio óptico com aumento de 1000 a 1600X (Zeiss Axioplan), através de fotomicrografias e da consulta de obras taxonômicas básicas e periódicos especializados. As amostras líquidas e as lâminas permanentes encontram-se tombadas no Herbário Prof. Dr. Alarich Schultz (HAS) da Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul, sob os números HAS 107146 a 107177 e Lâminas 5919 a 5937 e 5940 a 5960.

A determinação das espécies dominantes e abundantes seguiu o critério de Lobo & Leighton (1986), sendo consideradas espécies abundantes aquelas cujas densidades superam a densidade média de cada amostra e, dominantes, as que apresentam densidades maiores do que 50% da densidade total da amostra. Já o índice de constância foi calculado de acordo com Dajoz (1973), sendo que os táxons foram classificados em constantes (>50%), freqüentes (25-50%) e raros (<25%).

Análises estatísticas

Visando agrupar as EAs com relação às variáveis físicas e químicas foi realizada uma análise de agrupamento, adotando-se como medida de semelhança a distância euclidiana e como critério de aglomeração o método de Variância Mínima (Ward, 1963), sendo que os dados foram previamente centralizados e normalizados. A nitidez dos grupos gerados foi avaliada pelo método de auto-reamostragem em 1000 iterações e grupos com probabilidades acima do limiar estabelecido (α=0,1) foram considerados significativos (Pillar, 1999).

As estações amostrais descritas pelos dados físicos e químicos, de riqueza, diversidade de Shannon-Wiener, eqüidade e densidade de espécies, foram comparadas probabilisticamente, separadamente para cada variável, através de testes de hipótese via aleatorização e auto-reamostragem (Pillar & Orlóci, 1996). Com o intuito de comparar a estrutura da comunidade entre as EAs também foi realizado um teste de aleatorização e auto-reamostragem, onde cada estação amostral foi analisada com base no conjunto de dados de composição e densidade de espécies. As variáveis sofreram transformação logarítmica [log (x+1)], com exceção de pH, H' e E. Em todas análises foi realizado delineamento em blocos (Pillar & Orlóci, 1996), com as datas de coleta formando os blocos, isolando assim o efeito temporal. A hipótese nula (H_0) testada foi a de não haver diferenças significativas ($\alpha = 0,05$) entre as comparações em 1000 iterações (Pillar, 2006), utilizando como critério a soma dos quadrados de distâncias euclidianas entre unidades amostrais.

A Análise de Espécies Indicadoras (Dufrêne & Legendre, 1997) foi aplicada sobre a matriz de densidade específica, sendo os valores indicativos testados através do teste de Monte Carlo (999 permutações; $p \leq 0,05$).

Com o objetivo de evidenciar as variáveis ambientais que melhor explicam a distribuição das espécies foi aplicada uma Análise de Correspondência Canônica (ACC) (Ter Braak, 1986). Os dados de densidade das espécies e as variáveis ambientais sofreram transformação logarítmica [log(x+1)], sendo realizada uma ACC com as espécies abundantes (20 espécies) e outra somente com as espécies apontadas pela Análise de Espécies Indicadoras (nove espécies). A escala foi otimizada pelas espécies, sendo selecionados para os gráficos os escores que são combinações lineares das variáveis ambientais (Palmer, 1993). Para a interpretação dos resultados foram utilizadas as correlações intraset (McCune & Mefford, 1999), imunes ao problema da multicolinearidade (Ter Braak, 1986). Aplicou-se o teste de Monte Carlo para verificar a probabilidade dos autovalores dos eixos de ordenação terem sido atribuídos ao acaso (999 permutações; $p \leq 0,05$).

As análises de agrupamento, a Análise de Espécies Indicadoras e a ACC foram efetuadas através do aplicativo PCOrd versão 4.10 para Windows (McCune & Mefford, 1999). Os testes de aleatorização e auto-reamostragem foram processados pelo software MULTIV 2.3.20 (Pillar, 2006).

RESULTADOS

Variáveis ambientais

Na tabela I são apresentados os resultados das médias das variáveis ambientais nas quatro EAs e no arroio afluente (AF), além da classificação de cada EA quanto à trofia.

A DBO_5 somente apresentou valores detectáveis na EA3, com média de 2,0 mg L^{-1}, estação amostral esta com a menor porcentagem de saturação de O_2 e com diferenças significativas na absorbância a 320 nm quando comparada à EA1 (Tab. II), indicando uma maior quantidade de carbono orgânico dissolvido em EA3.

A condutividade elétrica foi baixa em todas EAs (médias entre 16,3 e 17,9 µS cm^{-1}) e os valores de pH concentraram-se próximo à neutralidade. Foram detectados maiores valores médios de sólidos totais e turbidez na EA3 (84 mg L^{-1} e 4,2 NTU, respectivamente) e menores na EA2 (41 mg L^{-1} e 1,8 NTU, respectivamente). A EA3 apresentou diferenças significativas de sólidos totais quando comparada às demais estações amostrais ($p \leq 0,05$). Já com relação à turbidez, EA1 e EA2 diferiram significativamente de EA3 e EA4 (Tab. II).

No que diz respeito aos nutrientes, a sílica apresentou moderada disponibilidade. O fósforo total teve as menores concentrações médias na EA1 (25,36 µg L^{-1}) e na EA2 (32,36 µg L^{-1}) e as maiores na EA3 (72,88 µg L^{-1}). O mesmo pode ser observado para nitrato e nitrogênio total, com maiores concentrações na EA3. A clorofila *a* do perifíton seguiu a mesma tendência dos nutrientes, com maiores valores médios na EA3 (0,94 µg cm^{-2}), valores menores em EA1 e EA2 (0,40 e 0,30 µg cm^{-2}, respectivamente) e valores intermediários na EA4 (0,59 µg cm^{-2}). Diferenças significativas ($p \leq 0,05$) foram detectadas

nas concentrações de fósforo total e clorofila *a* entre todas EAs, com exceção da comparação entre EA1 e EA2. Nitrato somente não apresentou diferenças significativas entre EA1 e EA2 e entre EA1 e EA4 (Tab. II).

A menor profundidade média do leito foi observada na EA1, em contraste com EA4, que apresentou a maior profundidade, sendo constatadas diferenças estatísticas entre EA1 e as demais EAs. Já EA2 figurou como o ambiente com maior velocidade da água, diferindo significativamente das outras estações amostrais.

A análise de agrupamento (Fig. 2), cujo teste de auto-reamostragem demonstrou a formação de dois grupos nítidos de unidades amostrais, evidencia a distinção entre EA3 e as demais estações amostrais, no que tange às variáveis ambientais. O Grupo I é formado principalmente pelas unidades amostrais representantes de EA1 e EA2, enquanto que o Grupo II apresenta na sua grande maioria as unidades amostrais correspondentes à EA3. Já EA4, com características físicas e químicas intermediárias às demais estações amostrais, tem suas unidades amostrais distribuídas entre os grupos.

Corroborando os resultados supramencionados, o Índice de Estado Trófico (IET), calculado a partir do fósforo total, definiu as estações amostrais EA1 e EA2 como oligo/mesotróficas, EA3 como eutrófica e EA4 como mesotrófica.

Composição e distribuição da comunidade de diatomáceas epilíticas

A comunidade de diatomáceas epilíticas esteve representada por 48 táxons, em nível específico e infra-específico, distribuídos em 19 famílias e 26 gêneros: Achnanthidiaceae (*Achnanthidium, Lemnicola, Planothidium, Psammothidium*), Amphipleuraceae (*Frustulia*), Aulacoseiraceae (*Aulacoseira*), Bacillariaceae (*Nitzschia*), Brachysiraceae (*Brachysira*), Cocconeidaceae (*Cocconeis*), Cymbellaceae (*Encyonema*), Diadesmidaceae (*Luticola*), Eunotiaceae (*Eunotia*), Fragilariaceae (*Fragilaria, Meridion, Ulnaria*), Gomphonemataceae (*Gomphoneis, Gomphonema*), Melosiraceae (*Melosira*), Naviculaceae (*Navicula, Nupela*), Neidiaceae (*Neidium*), Pinnulariaceae (*Pinnularia*), Pleurosigmataceae

(*Gyrosigma*), Sellaphoraceae (*Sellaphora*), Stephanodiscaceae (*Cyclotella*) e Surirellaceae (*Surirella*).

Um total de 20 táxons foram considerados abundantes (Tab. III), sendo que *Gomphoneis rhombica* apresentou-se como dominante somente nas estações amostrais a montante da piscicultura (EA1 e EA2) em três ocasiões ao longo do período de coleta (dezembro/2005, janeiro e fevereiro/2006). Já cf. *Achnanthidium* sp. e *Gomphonema parvulum* morf. 2 foram dominantes nas estações amostrais EA2 e EA3, respectivamente, em uma coleta (julho/2005).

Com relação à distribuição dos táxons, nove foram constantes em todas estações amostrais, a saber: cf. *Achnanthidium* sp., *Achnanthidium microcephalum*, *Cocconeis placentula* var. *acuta, Cocconeis placentula* var. *lineata, Encyonema minutum, Gomphoneis rhombica, Gomphonema parvulum* morf. 1, *Gomphonema parvulum* morf. 2 e *Psammothidium subatomoides*. Seis espécies foram exclusivas de EA1 e EA2 (*Aulacoseira granulata* var. *angustissima, Cyclotella meneghiniana, Eunotia* cf. *incisa, Gyrosigma* sp., *Luticola costei* e *Planothidium frequentissimum*), enquanto que quatro táxons tiveram ocorrência exclusiva na EA3 (*Frustulia saxonica, Gomphonema pseudoaugur, Luticola saxophila* e *Surirella* sp.) e somente um na EA4 (*Sellaphora pupula*). EA2 contou com o maior número de espécies raras (11), contrastando com EA3, que apresentou somente três espécies raras e a maior quantidade de espécies constantes (18) (Tab. III).

A EA3 apresentou a maior riqueza, com média de 22 espécies (Tab. I), diferindo estatisticamente das demais estações amostrais ($p \leq 0,05$; Tab. IV). Nesta mesma estação amostral foi registrada também a maior densidade algal, que atingiu o pico de 26.237 ind cm^{-2} e média de 10.765 ind cm^{-2}, apresentando diferença significativa com EA1. Já o índice de diversidade de Shannon e a eqüidade não variaram significativamente entre as estações amostrais ($p \geq 0,05$; Tab. I; Tab. IV). O teste de aleatorização realizado para comparar a estrutura da comunidade, através da composição e densidade, revelou diferenças significativas entre todas estações amostrais ($p \leq 0,05$; Tab. IV).

A figura 3 mostra a variação na abundância relativa das oito espécies que melhor representaram o gradiente de variações ambientais observado, evidenciando a substituição das mesmas ao longo deste gradiente. *Gomphoneis rhombica* foi abundante em EA1 e EA2, representando 33% dos indivíduos em cada EA, já na EA3 a espécie representou menos de 1%, aumentando novamente sua contribuição em EA4 (6%). O mesmo ocorreu com *Cocconeis placentula* var. *acuta*. Situação inversa foi observada para *Luticola goeppertiana, Navicula cryptotenella, Nitzschia palea* e *Psammothidium subatomoides*, que apresentaram maiores densidades em EA3 (5%, 6%, 3% e 8%, respectivamente). Já *Gomphonema parvulum* morf. 1 e *Gomphonema parvulum* morf. 2 ocorreram em grande quantidade em todas estações amostrais, porém com maior abundância em EA3 (8% e 30%, respectivamente) e EA4 (11% e 30%, respectivamente).

A tabela V mostra o resultado da Análise de Espécies Indicadoras, que apontou nove espécies (Figs. 4-14) que tiveram suas abundâncias e freqüências estatisticamente associadas a alguma das estações amostrais ($p \leq 0,05$).

Relação entre a comunidade e as variáveis ambientais

A Análise de Correspondência Canônica realizada com as espécies abundantes revelou significativa correlação entre a comunidade de diatomáceas e o gradiente ambiental, refletindo as alterações físicas e químicas na água. Os três primeiros eixos da ACC explicaram 41,3% da variância dos dados e apresentaram significância estatística ($p \leq 0,05$) (Tab. VI). De acordo com Ter Braak & Prentice (1988), a baixa explicabilidade encontrada é esperada em análises de dados ecológicos devido à complexidade dos fatores atuantes na determinação da estrutura das comunidades, porém não compromete as análises das relações espécie-ambiente. De fato, as correlações espécie-ambiente foram significativas ($p \leq 0,05$) e altas para os três eixos (0,909; 0,893 e 0,909, respectivamente), indicando uma forte relação entre as variáveis ambientais e a distribuição das espécies. O primeiro eixo apresentou correlação positiva com pH (0,673) e negativa com clorofila *a* (-0,610), sólidos totais (-0,537) e fósforo total (-0,486). No segundo eixo, as maiores correlações intra-set estiveram positivamente associadas a sólidos totais (0,564) e à

clorofila *a* (0,449). Já o eixo três refletiu variações na composição e abundância da comunidade relacionadas a alterações das variáveis DBO, absorbância a 320nm e nitrato, todas correlacionadas negativamente com o eixo supramencionado (Tab. VI; Figs. 15 e 16).

Como entre as espécies indicadoras estão algumas que não são abundantes, realizou-se uma ACC somente com as nove espécies indicadoras. Conforme o teste de Monte Carlo, somente os dois primeiros eixos da ordenação foram estatisticamente significativos ($p \leq 0,05$), explicando 42% da variabilidade na composição das espécies, e novamente as correlações espécie-ambiente foram altas e significativas (Tab. VI). Para o primeiro eixo as correlações intra-set destacaram forte contribuição negativa das variáveis clorofila *a*, sólidos totais, turbidez, fósforo total e nitrato, bem como uma contribuição positiva do pH. Sobre o lado positivo deste eixo estão localizadas espécies oligotróficas e oligossapróbicas, como *Gomphoneis rhombica* e *Navicula angusta*, enquanto que na esfera negativa encontram-se espécies eutróficas e polissapróbicas, como *Luticola goeppertiana, Melosira varians* e *Nitzschia palea*. No segundo eixo, o maior peso para o ordenamento foi atribuído à saturação de O_2, negativamente direcionada sobre o eixo (Tab. VI; Fig. 17).

DISCUSSÃO

Variáveis ambientais

As estações amostrais a montante da influência da piscicultura possuem águas com baixas concentrações de nutrientes e de clorofila *a*, baixa condutividade elétrica e valores desprezíveis de DBO_5, além de serem os ambientes mais rasos e rápidos, características essas tipicamente associadas a riachos de cabeceira naturalmente pouco produtivos (Vannote *et al.*, 1980; Allan, 2001). Esses atributos evidenciam a integridade desses ambientes, com características naturais ainda preservadas.

O padrão mais pronunciado na composição física e química da água, ao longo do trecho estudado, esteve relacionado àquelas variáveis diretamente associadas aos efluentes da piscicultura, como nutrientes, sólidos e turbidez, além de clorofila *a*, que caracteriza o

incremento na produção primária. Restos de alimentos e fezes são as principais fontes de poluição oriundas de atividades de piscicultura, aumentando o pool de nutrientes das águas receptoras, a quantidade de sólidos e, conseqüentemente, a turbidez (Kibria *et al.,* 1997). Kendra (1991) e Oberdorff & Porcher (1994), encontraram maiores valores de sólidos, turbidez, amônia e fósforo total à jusante de áreas de criação de salmonídeos e vários autores relataram processos de eutrofização nos corpos d'água receptores de efluentes de piscicultura (Carr & Goulder, 1990; Foy & Rosell, 1991; Boaventura *et al.*, 1996; Kibria *et al.,* 1997).

Segundo Whitton (1975), o aumento na concentração de fósforo pode ser em decorrência de causas naturais, como o intemperismo das rochas, ou devido a ações antrópicas, sendo esta última causa quase sempre acompanhada do aumento dos níveis de nitrogênio (Hermany *et al.*, 2006). Fósforo total, nitrato, clorofila *a,* sólidos totais e turbidez atingiram valores aproximadamente duas a três vezes maiores em EA3 que em EA1 e EA2, podendo-se observar um nítido vetor longitudinal de diminuição da qualidade da água, com um maior comprometimento trófico em EA3. Porém não foi observado aumento na concentração de NH_4, diferentemente do encontrado por Kendra (1991) e Oberdorff & Porcher (1994). Ainda, a DBO_5, mesmo na estação amostral imediatamente a jusante, esteve muito próxima do limite de detecção durante todo o período de estudo, quando o esperado era um aumento significativo da demanda de oxigênio devido à decomposição dos produtos originados da piscicultura. Resultados semelhantes foram encontrados por Kendra (1991), Boaventura *et al*. (1996) e Loch *et al.* (1996) que, apesar de observarem incremento na concentração de nutrientes e sólidos, detectaram valores muito baixos de DBO_5. Porém, cabe ressaltar que o balanço de oxigênio nos rios de baixa ordem é estabelecido em função da velocidade da água, sendo que a saturação de O_2, em zonas de produção não submetidas a intenso impacto antrópico, estabelece a capacidade de aeração do sistema (Schäfer, 1984).

O curso principal do rio das Antas recebe água de uma série de afluentes entre as estações amostrais EA3 e EA4, contribuindo para a diluição dos nutrientes e sólidos originados a partir do despejo dos efluentes da piscicultura. Mesmo assim, EA4 não

apresentou as mesmas condições das estações amostrais de montante, provavelmente devido ao carreamento de materiais oriundos de áreas terrestres adjacentes, principalmente pequenas propriedades rurais, e também devido ao efeito remanescente dos efluentes da piscicultura.

Estrutura da comunidade e sua relação com as variáveis ambientais

A riqueza de diatomáceas observada no curso superior do rio das Antas (48 táxons) é baixa quando comparada com outros sistemas lóticos no Rio Grande do Sul. Hermany *et al*. (2006) registraram 147 espécies de diatomáceas epilíticas num riacho pertencente à região hidrográfica do Guaíba e Salomoni *et al.* (2006) observaram no rio Gravataí 166 táxons. Já Wetzel *et al*. (2002), na bacia hidrográfica do rio Pardo, encontraram 205 táxons.

Entretanto, levantamentos em rios de altitude demonstraram que os mesmos apresentam taxocenoses pobres em espécies, provavelmente em decorrência de condições naturais mais austeras. Esses ambientes tendem a apresentar águas mais rápidas, mais frias e pobres em nutrientes quando comparados a rios de planícies, aumentando a competição por recursos e limitando o número de nichos disponíveis para as diferentes espécies de algas. Jüttner *et al.* (1996), estudando um rio oligotrófico de altitude no Nepal, encontraram 36 espécies de diatomáceas epilíticas. Wetzel *et al.* (2006) em pesquisa realizada em dois arroios na Serra Geral (RS) encontraram 49 espécies e Mendes (2003) cita 38 táxons para o córrego do Indaiá (Serra do Cipó, MG), sendo que 11 pertencem ao gênero *Eunotia*. Resultados semelhantes foram encontrados por Canani (2005) no rio do Salto (MG), localizado a uma altitude de 1200 a 1450 m, onde foram registrados 30 táxons e novamente o gênero *Eunotia* foi o mais bem representado, com 13 espécies. É importante ressaltar que os riachos mineiros estudados apresentam pH ácido, o que explica a preponderância de *Eunotia*, gênero descrito como acidófilo (Round *et al.*, 1990; Metzeltin & Lange-Bertalot, 1998), diferentemente do rio das Antas que possui pH neutro no trecho estudado e que no presente trabalho apresentou somente 3 espécies de *Eunotia*.

Stevenson (1999) aponta que alta riqueza de espécies indica alta integridade biótica, enquanto que o aumento da poluição acarreta um decréscimo na riqueza por romper a estabilidade do sistema, levando muitas espécies a situações de estresse ambiental. Porém, a riqueza no rio das Antas apresentou tendência inversa, com a estação amostral com a qualidade da água mais comprometida (EA3) apresentando a maior riqueza, atingindo média de 22 espécies. Este resultado vai ao encontro dos resultados de Jüttner *et al*. (1996) e de Griffith *et al*. (2002), corroborando afirmação de Bahls *et al*. (1992) de que um ligeiro aumento na concentração de nutrientes pode levar a um aumento da riqueza em nascentes e arroios oligotróficos.

Com relação à densidade algal, pode-se assumir que o enriquecimento trófico é o principal fator responsável pela diferença significativa constatada entre EA1 e EA3, sendo que as concentrações de clorofila *a* corroboram essa afirmação. Alterações na densidade algal podem, segundo diversos autores, refletir o efeito de outras variáveis ambientais que não nutrientes, como velocidade da corrente, herbivoria e luminosidade. Neste contexto, Ghosh & Gaur (1998) observaram correlação inversa entre densidade de algas perifíticas e velocidade da corrente. Já Hermany *et al*. (2006) não encontraram relação entre densidade de diatomáceas epilíticas e velocidade, porém atribuíram as flutuações na densidade à disponibilidade de luz. No rio das Antas não foram constatadas diferenças significativas na velocidade da água entre EA1 e EA3, as únicas estações amostrais com densidades estatisticamente diferentes, e todas estações amostrais encontravam-se inseridas em área aberta (campo), não possuindo sombreamento ripário significativo.

Também se assume que a herbivoria não atua como fator preponderante, a partir do pressuposto de que ambientes fortemente pastejados são caracterizados por uma flora com crescimento prostrado, achatado apicalmente, o que não é o caso do rio das Antas, onde os táxons mais bem representados apresentam crescimento vertical, como *Gomphoneis rhombica* e *Gomphonema parvulum*.

As diatomáceas desenvolveram estratégias de vida que permitiram que as mesmas explorassem com sucesso ambientes lóticos, caracterizados por fluxo horizontal de água e,

conseqüentemente, arraste de material suspenso rio abaixo (Margalef, 1983). Assim, como forma de garantir maior estabilidade das comunidades de diatomáceas, a capacidade de adesão a substratos é uma adaptação muito importante.

Frente ao exposto, a ocorrência de somente duas espécies pertencentes à classe Coscinodiscophyceae, *Melosira varians* e *Cyclotella meneghiniana*, é esperada em comunidades epilíticas, pois as diatomáceas cêntricas possuem uma menor variedade de adaptações morfológicas que propiciam adesão ao substrato, sobressaindo-se as espécies das classes Bacillariophyceae e Fragilariophyceae, que possuem uma série de estruturas especializadas para fixação, como a rafe nas primeiras e a formação de pedúnculos de mucilagem em ambas classes (Round *et al.*, 1990; Wetherbee *et al.*, 1998).

De acordo com Pan & Lowe (1994) e Biggs & Smith (2002), espécies adnatas são menos afetadas por condições ambientais deletéreas, como intenso fluxo d'água (por estarem fortemente aderidas ao substrato) e pulsos de enriquecimento de nutrientes (por possuírem menor superfície de contato para realizar trocas com o meio). Essa tendência foi parcialmente confirmada no rio das Antas por espécies representantes dos gêneros *Cocconeis* e *Nupela*, que mantiveram abundâncias relativas constantes em todas estações amostrais. Ainda, as maiores densidades de *Achnanthidium microcephalum* e cf. *Achnanthidium* sp. coincidiram com as maiores velocidades da água (setembro de 2006; de 0,58 a 0,81 m s^{-1}), em decorrência de fortes chuvas que antecederam o período de coleta. Stevenson (1999) afirma que *Achnanthidium minutissimum* é uma espécie pioneira, que ocupa rapidamente os substratos frente a distúrbios que removam a comunidade outrora existente. Esta afirmação parece se estender para outras espécies do gênero, especialmente *Achnanthidium microcephalum*, que apresentou comportamento semelhante. Assim, tanto a capacidade de resistência a distúrbios como a habilidade de colonização, representam importantes estratégias ecológicas dos organismos mencionados (Burliga *et al*., 2004).

A maioria das espécies abundantes encontradas é considerada cosmopolita e com grande amplitude ambiental, como *Achnanthidium microcephalum, Cocconeis placentula* var. *lineata, Gomphonema parvulum, Luticola goeppertiana*, *Navicula cryptocephala,*

Navicula cryptotenella e *Nitzschia palea*. Outras espécies são descritas como tendo preferência por ambientes oligotróficos e/ou de altitude, mas sem serem restritas a esses ambientes, como *Cocconeis placentula* var. *acuta, Meridion circulare* var. *constrictum, Psammothidium subatomoides* e *Gomphoneis rhombica* (Lowe, 1974; Silva-Benavides, 1996).

Este estudo enfocou um riacho de cabeceira caracterizado por águas com baixas concentrações de nutrientes, onde a produção autotrófica atua como um componente de menor magnitude em relação à produção heterotrófica. Riachos com essas características são particularmente sensíveis ao enriquecimento de nutrientes oriundos de fontes alóctones, que podem induzir a uma alteração na base energética do sistema, ocasionando processos autotróficos típicos de cursos médios de rios (Vannote *et al.*, 1980; Oberdorff & Porcher, 1994). O resultado desse enriquecimento trófico e conseqüente eutrofização das águas é o aumento da produção primária e a alteração da estrutura da comunidade de algas, oferecendo vantagens a espécies mais competitivas e excluindo espécies menos tolerantes. Um dos sintomas dessa condição no riacho estudado foi o crescimento acentuado da alga filamentosa *Cladophora* sp. à jusante da piscicultura (Schneck, F., observação pessoal), gênero associado a efluentes com baixa qualidade da água (Mason, 2002).

De acordo com Rott *et al.* (2006), a composição de comunidades algais bênticas em riachos de altitude não sombreados, caso do trecho estudado no rio das Antas, é afetada principalmente pelas características químicas e pelo fluxo da água. Com relação à alteração na estrutura da comunidade de diatomáceas, todas estações amostrais apresentaram diferenças significativas entre si quando comparadas conjuntamente composição e densidade algal. Porém, cabe aqui levantar a questão de que mudanças estruturais não provam necessariamente a hipótese de ocorrência de evento poluidor, devido aos vários fatores naturais que têm sido apontados como causadores de variação na composição das comunidades de diatomáceas perifíticas em rios (Hermany *et al*., 2006). Esta afirmação é constatada nas duas estações amostrais a montante da piscicultura, que diferiram na estrutura da comunidade, mas não nas variáveis indicativas de impacto antrópico, somente em variáveis de cunho físico, profundidade e velocidade da corrente. A diferença apontada

entre EA1 e EA2 é em decorrência da presença de grande quantidade de espécies raras e da presença de *Planothidium frequentissimum*, abundante em EA2, porém ausente em EA1.

Foram constatadas alterações estruturais marcantes, fortemente regidas pelo gradiente de eutrofização observado, com a substituição, imediatamente a jusante da descarga dos efluentes da piscicultura, por espécies tolerantes à poluição. Caso de *Luticola goeppertiana, Melosira varians, Nitzschia palea* e *Gomphonema parvulum*, amplamente descritas na literatura como típicas de ambientes eutróficos (Lowe, 1974; Denys, 1991; Van Dam *et al.*, 1994; Gómez & Licursi, 2001; Lobo *et al*., 2002; Salomoni *et al.*, 2006) e que no rio das Antas apresentaram preferência por águas enriquecidas com nutrientes e com maiores concentrações de sólidos. Táxons estes que, juntamente com *Navicula cryptotenella* e *Psammothidium subatomoides*, foram apontados como indicadores de maior impacto antrópico.

Kelly & Whitton (1995), ao desenvolverem o TDI (Trophic Diatom Index), de vasto uso na Europa, concederam um valor indicativo de 4 para *Melosira varians* e *Nitzschia palea*, em uma escala crescente de eutrofização com máximo de 5. Para *Gomphonema parvulum* e *Navicula cryptotenella* foi atribuído valor 5, correspondente a ambientes fortemente eutrofizados. Já Lobo *et al*. (2004), estudando três arroios no Rio Grande do Sul (Brasil) com concentrações de PO_4 entre 0,018 e 0,6 mg L^{-1}, classificaram *Navicula cryptotenella* como tendo tolerância intermediária à eutrofização. Sabe-se que a espécie apresenta grande amplitude ecológica, sendo descrita por muitos autores como comum tanto em ambientes oligotróficos como eutróficos (Denys, 1991; Van Dam *et al.*, 1994; Silva-Benavides, 1996). Salomoni *et al*. (2006) concluíram que *Navicula cryptotenella* mostrou um padrão de ocorrência indefinido, com picos de abundância em vários pontos de coleta, independente do gradiente de poluição. No rio das Antas, *Navicula cryptotenella* apresentou valor indicativo alto em águas eutróficas (EA3), atingindo densidades de oito a 20 vezes maiores que em águas mesotróficas e oligotróficas, respectivamente.

Na Holanda, Van Dam *et al.* (1994) referiram *Psammothidium subatomoides* como oligotrófica à mesotrófica, assim como Silva-Benavides (1996) no rio Savegre na Costa

Rica. Já *Planothidium frequentissimum* foi mencionada como indicadora de ambientes eutróficos (Rimet *et al*., 2004) e tolerante à poluição orgânica (Van Dam *et al.*,1994). Em trabalho de Wetzel *et al*. (2002) a espécie destacou-se no trecho médio da bacia hidrográfica do rio Pardo (RS, Brasil), caracterizado por moderada poluição. Todavia, no rio das Antas os resultados obtidos para *Psammothidium subatomoides* e *Planothidium frequentissimum* foram incongruente frente ao encontrado nos trabalhos citados acima. A primeira espécie foi atrelada à estação amostral EA3, enquanto *Planothidium frequentissimum* associou-se à EA2.

Gomphoneis rhombica é comum em águas frias e não poluídas de áreas montanhosas, como na região dos Pirineus na França e no Himalaia, Paquistão (Krammer & Lange-Bertalot, 1991). Merino *et al.* (1994) citam essa espécie ocorrendo em águas não poluídas, caracterizadas por altas concentrações de O_2, baixa condutividade e baixas concentrações de nutrientes, em um riacho de altitude nas Andorras. Resultados semelhantes foram relatados por Lam & Lei (1999) em Hong Kong e por Silva-Benavides (1996) na Costa Rica, que encontraram *Gomphoneis rhombica* dominando a flora de diatomáceas em rios com teores de fósforo total de 7 a 26 $\mu g\ L^{-1}$ e de 20 $\mu g\ L^{-1}$, respectivamente. Também *Navicula angusta* é extensamente referida na literatura como pouco tolerante à eutrofização e com alto requerimento de oxigênio (Denys, 1991; Van Dam *et al.*, 1994), além de Patrick & Reimer (1966) mencionarem a espécie como característica de ambientes montanhosos. Essas tendências foram confirmadas para o rio das Antas, onde *Gomphoneis rhombica* e *Navicula angusta* apresentaram filia por ambientes com concentrações médias de fósforo total entre 25 e 29 $\mu g\ L^{-1}$ (EA1 e EA2), figurando como indicadoras da estação amostral EA1.

Cocconeis placentula var. *acuta* é uma espécie cujas preferências ecológicas são pouco citadas na literatura. Burliga *et al*. (2005), avaliando somente presença e ausência, observaram *Cocconeis placentula* var. *acuta* ocorrendo ao longo de um gradiente de poluição no rio Itajaí-Mirim (Santa Catarina, Brasil). No rio das Antas, apesar de não ter sido apontada pela Análise de Espécies Indicadoras, o referido táxon apresentou maiores abundâncias relativas nos ambientes oligotróficos e mesotróficos (EA1, EA2 e EA4), indo

de acordo ao estudo de Salomoni & Torgan (com. pess.), que o consideraram como indicador de ambientes com menor impacto antrópico no lago Guaíba (RS, Brasil).

CONCLUSÕES

Os resultados deste estudo indicaram a ocorrência de um forte gradiente de qualidade da água associado aos efluentes de piscicultura, ocasionando o comprometimento trófico do trecho à jusante e afetando a distribuição das espécies de diatomáceas epilíticas. Observou-se, assim, uma evidente substituição de espécies características de ambientes oligotróficos por espécies indicadoras de ambientes eutróficos.

Enquanto as variáveis físicas e químicas demonstraram o grau de impacto do sistema avaliado, a análise da comunidade de diatomáceas epilíticas revelou a sensibilidade das espécies a alterações ambientais, ocasionando padrões de distribuição das mesmas de acordo com as condições do ambiente.

Foram estabelecidos dois grupos indicadores de qualidade da água. O primeiro grupo, composto por *Gomphoneis rhombica, Navicula angusta* e *Planothidium frequentissimum* indicou ambientes pouco impactados, com baixa disponibilidade de nutrientes, pouca quantidade de sólidos totais e baixa turbidez. Já *Luticola goeppertiana, Melosira varians, Nitzschia palea*, *Gomphonema parvulum*, *Navicula cryptotenella* e *Psammothidium subatomoides* indicaram águas eutróficas, com maior impacto antrópico. A capacidade de bioindicação das espécies destacadas é confirmada para a região de estudo, exceto *Psammothidium subatomoides* e *Planothidium frequentissimum*, que indicaram condições eutróficas e oligotróficas, respectivamente.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem aos biólogos Marcos Daruy e Márlon de Castro Vasconcelos e ao Dr. Adriano Sanches Melo pelas críticas e sugestões. A todos que participaram das saídas de campo. Ao programa de Pós-Graduação em Ecologia/UFRGS, ao Centro de

Ecologia/UFRGS e ao Museu de Ciências Naturais da Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul, pela infra-estrutura fornecida. Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela concessão da bolsa de mestrado ao primeiro autor.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Allan, J. D. 2001. **Stream Ecology: structure and function of running waters.** Kluwer Academic Publishers, Dordrecht. 388 p.

American Public Health Association (APHA). 1998. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20ed. American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation, Washington. 964p.

Bahls, L. R.; Burkantis, R. & Tralles, S. 1992. **Benchmark biology of Montana reference streams.** Department of Health and Environmental Sciences, Montana. 47 p. Disponível em: http://deq.mt.gov/wqinfo/monitoring/Publications/Loren_Paper.pdf. Acessado em: 23/02/2007.

Biggs, B. J. F. & Smith, R. A. 2002. Taxonomic richness of stream benthic algae: effects of flood disturbance and nutrients. **Limnol. Oceanogr.**, 47: 1175-1186.

Boaventura, R.; Pedro, A. M.; Coimbra, J. & Lencastre, E. 1996. Trout farm effluents: characterization and impact on the receiving streams. **Environ. Pollut.**, 95(3): 379-387.

Borchardt, M. A. 1996. Nutrients. In: Stevenson, R. J.; Bothwell, M. L. & Lowe, R. L. (Eds.). **Algal ecology: freshwater benthic ecosystems**. Academic Press, San Diego. p. 183-227.

Burliga, A. L. M.; Schwarzbold, A.; Lobo, E. A. & Pillar, V. D. 2004. Functional types in epilithon algae communities of the Maquiné River, Rio Grande do Sul, Brazil. **Acta Limnol. Bras.,** 16(4): 369-380.

Burliga, A. L.; Torgan, L. C.; Nobrega, E. A.; Beaumord, A. C.; Costa, C. O. & Yamauti, D. V. 2005. Diatomáceas epilíticas do rio Itajaí-Mirim, Santa Catarina, Brasil. **Acta Sci. Biol. Sci.**, 27(4): 415-421.

Canani, L. G. C. 2005. **Flora e distribuição das diatomáceas (Bacillariophyta) do rio do Salto, Parque Estadual do Ibitipoca, MG.** Rio de Janeiro, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 70 p. (Dissertação de Mestrado).

Carlson, R. E. 1977. A trophic state index for lakes. **Limnol. Oceanogr.**, 22: 361-380.

Carr, O. J. & Goulder, R. 1990. Fish-farm effluents in rivers. II. Effects on inorganic nutrients, algae and the macrophyte *Ranunculus penicillatus*. **Water Res.**, 24: 639-647.

Dajoz, R. 1973. **Ecologia Geral**. Ed. Vozes, Petrópolis. 471 p.

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.** Ministere des Affaires Economiques, Service Geologique de Belgique. 41 p.

Dufrêne, M. & Legendre, P. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. **Ecol. Monogr.**, 67 (3): 345-366.

Edwards, A. C. & Cresser, M. S. 1987. Relationships between ultraviolet absorbance and total organic carbon in two upland catchments. **Water Res.**, 21: 49-56.

Fernandes, V. O. 2005. Perifíton: Conceitos e Aplicações da Limnologia à Engenharia. In: Roland, F.; Cesar, D. & Marinho, M. (Eds.). **Lições de Limnologia.** RiMa, São Carlos. p 351-370.

Foy, R. H. & Rosell, R. 1991. Loadings of nitrogen and phosphorus, suspended solids and BOD from a Northern Ireland fish farm. **Aquaculture**, 96: 17-30.

Ghosh, M. & Gaur, J. P. 1998. Current velocity and the establishment of stream algal periphyton communities. **Aquat. Bot.**, 60:1-10.

Gómez, N. & Licursi, M. 2001. The Pampean Diatom Index (IDP) for assessment of rivers and streams in Argentina. **Aquat. Ecol.**, 35: 173-181.

Griffith, M. B.; Hill, B. H.; Herlihy, A. T. & Kaufmann, P. R. 2002. Multivariate analysis of periphyton assemblages in relation to environmental gradients in Colorado rocky mountain streams. **J. Phycol.**, 38: 83-95.

Hermany, G.; Schwarzbold, A.; Lobo, E. 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 systems. **Acta Limnol. Bras.,** 18(1): 9-27.

Jespersen, A. M. & Christoffersen, K. 1987. Measurements of chlorophyll *a* from phytoplankton using ethanol as extraction solvent. **Arch. Hydrobiol.**, 109: 445-454.

Jüttner, I.; Rothfritz, J. & Ormerod, S. J. 1996. Diatoms as indicators of river quality in the Nepalese middle hills with consideration of the effects of habitat-specific sampling. **Freshwater Biol.**, 36: 475-486.

Kawecka, B. 1985. Ecological characteristics of sessile algal communities in the Olczyski stream (Tatra Mts, Poland) with special consideration of light and temperature. **Acta Hydrobiol.**, 27 (3): 299-310.

Kawecka, B. 1986. The effects of light deficiency on communities of sessile algae in the Olczyski stream (Tatra Mts, Poland). **Acta Hydrobiol.**, 28 (3/4): 379-386.

Kelly, M. G.; Cazaubon, A.; Coring, E.; Dell´Uomo, A.; Ector, L.; Goldsmith, B.; Guasch, H.; Hürlimann, J.; Jarlman, A.; Kawecka, B.; Kwandrans, J.; Laugaste, R.; Lindstrom, E. – A.; Leitao, M.; Marvan, P.; Padisák, J.; Pipp, E.; Prygiel, J.; Rott, E.; Sabater, S.; Van Dam, H. & Vizinet, J. 1998. Recommendations for the routine sampling of diatoms for water quality assessments in Europe. **J. Appl. Phycol.**, 10: 215-224.

Kelly, M. G; Whitton, B. A. 1995. The trophic diatom index: a new index for monitoring eutrophication in rivers. **J. Appl. Phycol.**, 7: 433-444.

Kendra, W. 1991. Quality of salmonid hatchery effluents during a summer low-flow season. **T. Am. Fish. Soc.**, 120: 43-51.

Kibria, G.; Nugegoda, D.; Fairelough, R. & Lam, P. 1997. The nutrient content and the release of nutrients from fish food faeces. **Hydrobiologia**, 357: 165-171.

Kobayasi, H. & Mayama, S. 1982. Most pollution tolerant diatoms of severely polluted rivers in the vicinity of Tokyo. **Jpn. J. Phycol.**, 30: 188-196.

Krammer, K. & Lange-Bertalot, H. 1991. Baccillariophyceae. Teil 4: Achnanthaceae. In: Ettl, H.; Gerloff, J.; Heyning, H. & Mollenhauer, D. (Eds.) **Süβwasserflora von Mittleeuropa.** Gustav Fischer, Stuttgart. 437p.

Krebs, C. J. 1989. **Ecologycal Methodology.** Harper Collins Publishers, New York. 654 p.

Lam, P. K. & Lei, A. 1999. Colonization of periphytic algae on artificial substrates in a tropical stream. **Diatom Res.**, 14(2): 307-322.

Lobo, E. A.; Callegaro, V. L. M. & Bender, P. 2002. **Utilização de algas diatomáceas epilíticas como indicadoras da qualidade da água em rios e arroios da Região Hidrográfica do Guaíba, RS, Brasil**. EDUNISC, Santa Cruz do Sul. 127 p.

Lobo, E. A.; Callegaro, V. L. M.; Hermany, G.; Bes, D.; Wetzel, C. A. & Oliveira, M. A. 2004. 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.; Katoh, K. & Aruga, Y. 1995. Response of epilithic diatom assemblages to water pollution in rivers in the Tokyo Metropolitan area. **Freshwater Biol.**, 34: 191-204.

Lobo, E. A. & Leighton, G. 1986. Estructuras comunitarias de las fitocenosis planctónicas de los sistemas de desembocaduras de rios y esteros de la Zona Central de Chile. **Rev. Biol. Mar.,** 22: 1-29.

Loch, D. D.; West, J. L. & Perlmutter, D. G. 1996. The effect of trout farm effluent on the taxa richness of benthic macroinvertebrates. **Aquaculture**, 147: 37-55.

Lowe, R. L. 1974. **Environmental requirements and pollution tolerance of freshwater diatoms.** U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati. 334 p.

Lowe, R. L. & Pan, Y. 1996. Benthic algal communities as biological monitors. In: Stevenson, R. J.; Bothwell, M. L. & Lowe, R. L. (Eds.). **Algal ecology: freshwater benthic ecosystems**. Academic Press, San Diego. p. 705-739.

Margalef, R. 1983. **Limnologia**. Ed. Omega, Barcelona. 1010 p.

Marker, A. F. F.; Nush, H.; Rai, H. & Riemann, B. 1980. The measurement of photosynthetic pigments in freshwater and standardization of methods: conclusions and recommendations. **Arch. Hydrobiol.**, 14: 91-106.

Mason, C. F. 2002. Biology of freshwater pollution. 4ed. Prentice Hall, Harlow. 387 p.

McCune, B.& Mefford, M. J. 1999. **PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data, Version 4.10**. MjM Software Design, Oregon. 237p.

Mendes, R. S. 2003. **Experimentos de enriquecimento *in situ*: respostas de algas bentônicas à adição de nutrientes em um córrego de altitude da Serra do Cipó - MG.** Belo Horizonte, Universidade Federal de Minas Gerais, 82 p. (Dissertação de Mestrado).

Mendes, R. S. & Barbosa, F. A. R. 2002. Efeito de enriquecimento *in situ* sobre a biomassa da comunidade perifítica de um córrego de altitude da Serra do Cipó (MG). **Acta Limnol. Bras.**, 14(2): 77-86.

Merino, V.; García, J.; Hernández-Mariné, M. & Fernándes, M. 1994. Morphology and ultrastructure of *Gomphoneis rhombica* (Fricke) comb. nov. **Diatom Res.**, 9(2): 335-347.

Metzeltin, D. & Lange-Bertalot, H. 1998. Tropical Diatoms of South America. Diversity, Taxonomy, Geobotany. In: Lange-Bertalot, H. (Ed.). **Iconographia Diatomologica vol. 5.** Koeltz Scientifc Books, Königstein. 695 p.

Moreno, J. A. 1961. **Clima do Rio Grande do Sul.** Secretaria de Agricultura, Porto Alegre. 41 p.

Mulholland, P. J. & Rosemond, A. D. 1992. Periphyton response to longitudinal nutrient depletion in a woodland stream: evidence of upstream-downstream linkage. **J. N. Am. Benthol. Soc.**, 11: 405-419.

Oberdorff, T. & Porcher, J. P. 1994. An index of biotic integrity to assess biological impacts of salmonid farm effluents on receiving waters. **Aquaculture**, 119: 219-235.

Oliveira, M. A. & Goulder, R. 2006. The effects of sewage-treatment-works effluent on epilithic bacterial and algal communities of three streams in Northern England. **Hydrobiologia**, 568(1): 29-42.

Oliveira, M. A.; Torgan, L.; Lobo, E. A. & Schwarzbold, A. 2001. Association of periphytic diatom species of artificial substrate in lotic environments in the arroyo Sampaio basin, RS, Brazil: relations with abiotic variables. **Braz. J. Biol.**, 61 (4): 523-540.

Palmer, M. W. 1993. Putting things in even better order: the advantages of canonical correspondence analysis. **Ecology**, 74(8): 2215-2230.

Pan, Y. & Lowe, R. L. 1994. Independent and interactive effects of nutrients and grazers on benthic algal assemblage structure. **Hydrobiologia**, 291: 201-209.

Pan, Y. & Stevenson, R. J. 1996. Gradient analysis of diatom assemblages in western Kentucky wetlands. **J. Phycol.**, 32: 222-232.

Pappas, J. L. & Stoermer, E. F. 1996. Quantitative method for determining a representative algal sample count. **J. Phycol.**, 32: 693-696.

Patrick, R. & Reimer, C. W. 1966. **The diatoms of the United States.** Vol. 1. Livingston Publishers, Philadelphia. 688 p.

Pillar, V. P. 1999. How sharp are classifications? **Ecology**, 80(8): 2508-2516.

Pillar, V. P. 2006. **MULTIV - Software para análise multivariada e testes de aleatorização.** Depto. Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

Pillar, V. D. & Orlóci, L. 1996. On randomization testing in vegetation science: multifactor comparisions of relevé groups. **J. Veg. Sci.,** 7: 585-592.

Pringle, C. 1990. Nutrient spatial heterogeneity: effects on community structure, physiognomy and diversity of stream algae. **Ecology**, 71(3): 905-920.

Prygiel, J. 2002. Management of the diatom monitoring networks in France. **Appl. Phycol.**, 14: 19-26.

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.

Rosemond, A. D.; Mulholland, P. J. & Elwood, J. 1993. Top-down and bottom-up control of stream periphyton: effects of nutrient and herbivores. **Ecology**, 74(4): 1264-1280.

Rott, E.; Cantonati, M.; Füreder, L. & Pfister, P. 2006. Benthic algae in high altitude streams of the Alps – a neglected component of the aquatic biota. **Hydrobiologia**, 562: 195-216.

Round, F. E. 1993. **A Review and Methods for the Use of Epilithic Diatoms for Detecting and Monitoring Changes in River Water Quality.** HMSO Publisher, London. 63p.

Round, F. E.; Crawford, R. M. & Mann, D. G. 1990. **The diatoms: biology and morphology of the genera.** Cambridge University Press, Cambridge. 747 p.

Salomoni, S. E.; Rocha, O.; Callegaro, V. L. & Lobo, E. A. 2006. Epilithic diatoms as indicators of water quality in the Gravataí river, Rio Grande do Sul, Brazil. **Hydrobiologia,** 559: 233-246.

Schäfer, A. 1984. **Fundamentos de ecologia e biogeografia das águas continentais**. Ed. da Universidade/UFRGS, Porto Alegre. 532 p.

Schwarzbold, A. 1992. **Efeitos do regime de inundação do rio Mogi-Guaçu (SP) sobre a estrutura, diversidade, produção e estoques do perifíton de *Eichhornia azurea* (Sw) Künth da Lagoa do Infernão.** São Carlos, Universidade Federal de São Carlos. 237 p. (Tese de Doutorado).

Silva-Benavides, A. M. 1996. The epilithic diatom flora of a pristine and a polluted river in Costa Rica, Central America. **Diatom Res.**, 11(1): 105-142.

Stevenson, R. J. 1999. Periphyton protocols. In: Barbour, M. T.; Gerritsen, J.; Snyder, B. D. & Stribling, J. B. **Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish**. 2 ed. EPA 841-B-99-002. US Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, D.C. p. 104-126.

Strahler, A. 1952. N. Hypsometric (area-altitude) analysis of erosional topography. **Bull. Geol. Soc. Am.,** 63: 1117 – 1142.

Szluha, A. T. 1974. Potamological effects of fish hatchery discharge. **T. Am. Fish. Soc.**, 2: 226-234.

Ter Braak, C. J. F. 1986. Canonical Correspondence Analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. **Ecology***,* 67: 1167-1179.

Ter Braak, C. J. F. & Prentice, I. C. 1988. The theory of gradient analysis. **Adv. Ecol. Res.**, 18: 271-313.

Toledo, A. P.; Talarico, M.; Chinez, J. S. & Agudo, E. G. 1983. A aplicação de modelos simplificados para a avaliação de processo de eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. **Anais do 12° Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. ABES, Camboriú. p. 1-34.

Utermöhl, H. 1958. Zur Vervollkommnung der Quantitativen Phytoplankton-Methodik. **Mitt. Int. Verein. Theor. Angew. Limnol.**, 9: 1-38.

Van Dam, H.; Mertens, A. & Sinkeldam, J. 1994. A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. **Neth. J. Aquat. Ecol.**, 28(1): 117-133.

Vannote, R. L.; Minshall, G. W.; Cummins, K. W.; Sedell, J. R. & Cushing, C. E. 1980. The River Continuum Concept. **Can. J. Fish. Aquat. Sci**., 37: 130-137.

Villanueva, V. D.; Queimaliños, C.; Modenutti, B. & Ayala, J. 2000. Effects of fish farm effluents on the periphyton of an Andean stream. **Arch. Fish. Mar. Res.**, 48(3): 252-263.

Ward, J. H. 1963. Hierarchical grouping to optimize an objective function. **J. Am. Stat. Assoc.**, 58: 236-244.

Wetherbee, R; Lind, J. L.; Burke, J. & Quatrano, R. S. 1998. The first kiss: establishment and control of initial adhesion by raphid diatoms. **J. Phycol.**, 34: 9-15.

Wetzel, C. E.; Lobo, E. A. & Ector, L. 2006. Diatomáceas epilíticas do Parque Nacional da Serra Geral, RS, Brasil. **Anais do XI Congresso Brasileiro de Ficologia & Simpósio Latino-Americano sobre Algas Nocivas (Livro de Resumos).** SBF, Itajaí. p.149.

Wetzel, C. E.; Lobo, E. A.; Oliveira, M. A.; Bes, D. & Hermany, G. 2002. Diatomáceas epilíticas relacionadas a fatores ambientais em diferentes trechos dos rios Pardo e Pardinho, bacia hidrográfica do rio Pardo, RS, Brasil: resultados preliminares. **Cad. Pesqui. Ser. Biol.**, 14:17-38.

Wetzel, R. G. & Likens, E. 1991. **Limnological Analysis**. Springer-Verlag, New York. 391 p.

Whitton, B. A. 1975. **River ecology**. Blackwell Scientific Publications, London. 615 p.

Whitton, B. A.; Rott, E. & Friedrich, G. 1991. **Use of Algae for Monitoring Rivers. Proceedings of an International Symposium held at the Landesamt für Wasser und Abfall Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf, Germany.** STUDIA, Innsbruck. 193 p.

Tabela I. Média e desvio padrão (±) das variáveis ambientais e das variáveis estruturais da comunidade de diatomáceas epilíticas em cada estação amostral (EA) e no arroio afluente (AF) no curso superior do rio das Antas, RS, Brasil.

	EA1	**EA2**	**EA3**	**EA4**	**AF**
Coord (UTM)	22J 0599354	22J 0599163	22J 0599065	22J 0597448	-
	6815858	6815734	6815020	6810506	-
Altitude (m)	1030	1025	1015	1005	-
Sat O_2 (%)	75,2 (±8,1)	76,5 (±9,0)	73,9 (±9,1)	78,7(±7,7)	-
DBO_5 (mg L^{-1})	nd	nd	2,0 (±0,8)	nd	-
pH	6,9 (±0,2)	6,9 (±0,2)	6,7 (±0,2)	6,8 (±0,1)	-
Cond (µS cm^{-1})	16,5 (±5,1)	16,3 (±5,2)	17,4 (±4,7)	17,9 (±4,1)	-
PT (µg L^{-1})	25,36 (±10,37)	29,37 (±13,52)	72,88 (±34,68)	52,26 (±24,07)	25,96 (±9,72)
NO_3 (mg L^{-1})	0,07 (±0,03)	0,06 (±0,04)	0,13 (±0,05)	0,09 (±0,04)	0,02 (±0,05)
NH_4 (mg L^{-1})	0,27 (±0,08)	0,29 (±0,08)	0,29 (±0,06)	0,31 (±0,08)	-
NT (mg L^{-1})	0,41 (±0,09)	0,41 (±0,10)	0,49 (±0,16)	0,41 (±0,07)	-
ST (mg L^{-1})	53 (±22)	41 (±12)	84 (±15)	51 (±32)	-
Turb (NTU)	1,9 (±0,7)	1,8 (±0,6)	4,2 (±1,7)	3,9 (±1,9)	1,8 (±0,4)
SiO_2 (mg L^{-1})	13,78 (±3,91)	13,84 (±3,86)	13,18 (±3,63)	12,44 (±2,78)	-
Abs 320 nm	0,074 (±0,044)	0,079 (±0,045)	0,079 (±0,046)	0,080 (±0,042)	0,073 (±0,020)
Prof (cm)	21,8 (±6,7)	25,2 (±8,2)	27,3 (±9,7)	28,3 (±8,8)	-
Vel (m s^{-1})	0,41 (±0,16)	0,46 (±0,16)	0,39 (±0,13)	0,38 (±0,12)	-
Cloro-*a* (µg cm^{-2})	0,40 (±0,27)	0,30 (±0,14)	0,94 (±0,51)	0,59 (±0,37)	-
IET	oligo/mesotrófico	oligo/mesotrófico	eutrófico	mesotrófico	oligo/mesotrófico
Densidade (ind cm^{-2})	5327 (±4073)	3803 (±3104)	10765 (±9806)	6012 (±5929)	-
Riqueza (n° táxons)	19 (±3,5)	17 (±4,9)	22 (±1,6)	18 (±2,6)	-
H' (nats.ind)	1,940 (±0,466)	1,742 (±0,571)	2,148 (±0,203)	2,059 (±0,275)	-
E	0,653 (±0,123)	0,618 (±0,143)	0,694 (±0,061)	0,715 (±0,079)	-

Tabela II. Resultado dos testes de aleatorização e auto-reamostragem das variáveis ambientais entre as estações amostrais (EA). P = probabilidade de que a soma dos quadrados (Q) obtida por aleatorização ($Q_b^o \geq$) seja tão extrema quanto a soma de quadrados dos dados observados (Q_b) em 1000 iterações. * = resultados significativos com $\alpha \leq 0,05$. § = variável abaixo do nível de detecção.

Contrastes	P ($Q_b^o \geq Q_b$)														
	Sat O_2	**DBO_5**	**pH**	**Cond**	**PT**	**NO_3^-**	**NH_4**	**NT**	**ST**	**Turb**	**SiO_2^{-2}**	**Abs 320**	**Prof**	**Vel**	**Cloro-*a***
EA1 x EA2	0,512	§	0,716	0,120	0,393	0,844	0,253	1,000	0,263	0,297	0,618	0,380	0,038*	0,040*	0,224
EA1 x EA3	0,401	§	0,216	0,152	0,013*	0,008*	0,247	0,060	0,014*	0,012*	0,123	0,016*	0,019*	0,596	0,016*
EA1 x EA4	0,133	§	0,313	0,178	0,009*	0,070	0,039*	0,963	0,832	0,005*	0,080	0,070	0,010*	0,318	0,007*
EA2 x EA3	0,084	§	0,049*	0,080	0,012*	0,006*	0,972	0,085	0,007*	0,013*	0,057	0,966	0,128	0,024*	0,006*
EA2 x EA4	0,300	§	0,173	0,148	0,016*	0,018*	0,465	0,974	0,678	0,011*	0,064	0,589	0,052	0,038*	0,019*
EA3 x EA4	0,019*	§	0,651	0,423	0,008*	0,006*	0,222	0,233	0,026*	0,109	0,278	0,819	0,314	0,959	0,021*

Tabela III. Constância dos táxons de diatomáceas epilíticas em cada estação amostral (EA) no rio das Antas, RS, Brasil. * = espécies abundantes.

Taxa	EA1	EA2	EA3	EA4
cf. *Achnanthidium* sp. *				
Achnanthidium microcephalum (Kützing) Czarnecki *				
Aulacoseira granulata var. *angustissima* (O. Müller) Simonsen				
Brachysira brebissonni Ross				
Cocconeis placentula Ehrenberg var. *acuta* Meister *				
Cocconeis placentula Ehrenberg var. *lineata* (Ehrenberg) Van Heurck *				
Cyclotella meneghiniana Kützing				
Encyonema mesianum (Cholnoky) Mann *				
Encyonema minutum (Hilse) Mann *				
Eunotia bilunaris (Ehrenberg) Mills				
Eunotia cf. *incisa* Gregory				
Eunotia pseudosudetica Metzeltin, Lange-Bertalot & García-Rodríguez *				
Fragilaria capucina Desmazieres *				
Fragilaria capucina var. *mesolepta* Rabenhorst				
Fragilaria sp.1 *				
Fragilaria sp.2				
Frustulia crassinervia (Brèbisson) Costa				
Frustulia saxonica Rabenhorst				
Gomphoneis rhombica (Fricke) Merino, García, Hernández-Mariné & Fernández *				
Gomphonema affine Kützing *				
Gomphonema parvulum Kützing morfotipo 1 *				
Gomphonema parvulum Kützing morfotipo 2 *				
Gomphonema parvulum Kützing morfotipo 3 *				
Gomphonema pseudoaugur Lange-Bertalot				
Gomphonema sp.1				
Gomphonema sp.2				
Gyrosigma sp.				
Lemnicola hungarica (Grunow) Round & Basson				
Luticola costei Metzeltin & Lange-Bertalot				
Luticola goeppertiana (Bleisch) Mann *				
Luticola saxophila Bock (Mann)				
Melosira varians Agardh				
Meridion circulare (Greville) var. *constrictum* (Ralfs) Van Heurck *				
Navicula angusta Grunow				
Navicula cryptocephala Kützing *				
Navicula cryptotenella Lange-Bertalot *				
Navicula sp.				
Neidium sp.1				
Neidium sp.2				
Nitzschia palea (Kützing) Smith *				
Nitzschia sp.				
Nupela praecipua (Reichardt) Reichardt				
Pinnularia parvulissima Krammer				
Planothidium frequentissimum (Lange-Bertalot) Round & Bukhtiyarova				
Psammothidium subatomoides (Hustedt) Bukhtiyarova & Round *				
Sellaphora pupula (Kützing) Mereschkowsky				
Surirella sp.				
Ulnaria ulna (Nitzsch) Compère				

constante | freqüente | rara | não ocorreu

Tabela IV. Resultado dos testes de aleatorização e auto-reamostragem dos parâmetros bióticos da comunidade de diatomáceas epilíticas entre as estações amostrais (EA). P = probabilidade de que a soma dos quadrados (Q) obtida por aleatorização ($Q_b^o \geq$) seja tão extrema quanto a soma de quadrados dos dados observados (Q_b) em 1000 iterações. * = resultados significativos com $\alpha \leq 0,05$.

Contrastes	P ($Q_b^o \geq Q_b$)				
	Riqueza	**H'**	**E**	**Dens**	**Estrutura**
EA1 x EA2	0,158	0,354	0,564	0,498	0,007*
EA1 x EA3	0,049*	0,391	0,542	0,042*	0,007*
EA1 x EA4	0,462	0,558	0,269	0,904	0,015*
EA2 x EA3	0,032*	0,101	0,209	0,060	0,009*
EA2 x EA4	0,506	0,307	0,194	0,230	0,046*
EA3 x EA4	0,032*	0,481	0,528	0,188	0,016*

Tabela V. Resultado da Análise de Espécies Indicadoras. São mostrados somente resultados estatisticamente significativos ($\alpha \leq 0,05$). VI = valor indicativo. *p* = probabilidade do valor indicativo obtido por aleatorização ser tão extremo quanto o valor indicativo observado em 1000 permutações.

Estação amostral	**Espécie**	**VI**	***p***
EA1	*Gomphoneis rhombica*	50,7	0,036
EA1	*Navicula angusta*	35,7	0,046
EA2	*Planothidium frequentissimum*	37,5	0,046
EA3	*Nitzschia palea*	90,0	0,002
EA3	*Navicula cryptotenella*	79,9	0,002
EA3	*Luticola goeppertiana*	71,9	0,001
EA3	*Psammothidium subatomoides*	64,2	0,004
EA3	*Gomphonema parvulum*	50,5	0,047
EA3	*Melosira varians*	32,5	0,050

Tabela VI. Resultado das Análises de Correspondência Canônica. ACC1 = análise realizada com a matriz de espécies abundantes e as variáveis ambientais. ACC2 = análise realizada com a matriz de espécies indicadoras e as variáveis ambientais.

	ACC 1			**ACC 2**	
	Eixo 1	**Eixo 2**	**Eixo 3**	**Eixo 1**	**Eixo 2**
Autovalor	0,072	0,050	0,035	0,166	0,096
% variância explicada	19,0	13,2	9,2	26,6	15,4
% variância acumulada	19,0	32,2	**41,3**	26,6	**42,0**
Correlação Pearson - espécie/ambiente	0,909	0,893	0,909	0,918	0,878
Teste Monte Carlo (p)					
Autovalores	0,008	0,004	0,016	0,002	0,042
Correlações espécie/ambiente	0,029	0,034	0,010	0,011	0,014

Variáveis	**Correlações intra-set**				
Saturação O_2	-0,057	-0,097	-0,299	-0,001	**-0,571**
DBO_5	-0,181	-0,081	**-0,666**	-0,225	-0,232
pH	**0,673**	0,079	0,060	**0,547**	-0,062
Condutividade elétrica	-0,112	-0,449	0,145	-0,027	0,174
Fósforo total	**-0,486**	-0,298	-0,310	**-0,540**	0,127
Nitrato	-0,356	-0,293	**-0,442**	**-0,396**	0,37
Nitrogênio amoniacal	-0,057	-0,249	0,510	0,079	0,434
Nitrogênio total	0,003	-0,021	-0,071	0,007	0,320
Sólidos totais	**-0,537**	**0,564**	0,183	**-0,616**	-0,091
Turbidez	-0,325	0,282	-0,294	**-0,579**	0,222
Sílica	-0,114	-0,238	0,357	0,029	0,073
Absorbância 320 nm	0,091	0,175	**-0,540**	-0,069	-0,064
Profundidade	-0,109	0,375	-0,190	-0,193	-0,340
Velocidade da corrente	0,336	0,424	0,227	0,326	-0,182
Clorofila *a*	**-0,610**	**0,449**	0,079	**-0,726**	-0,101

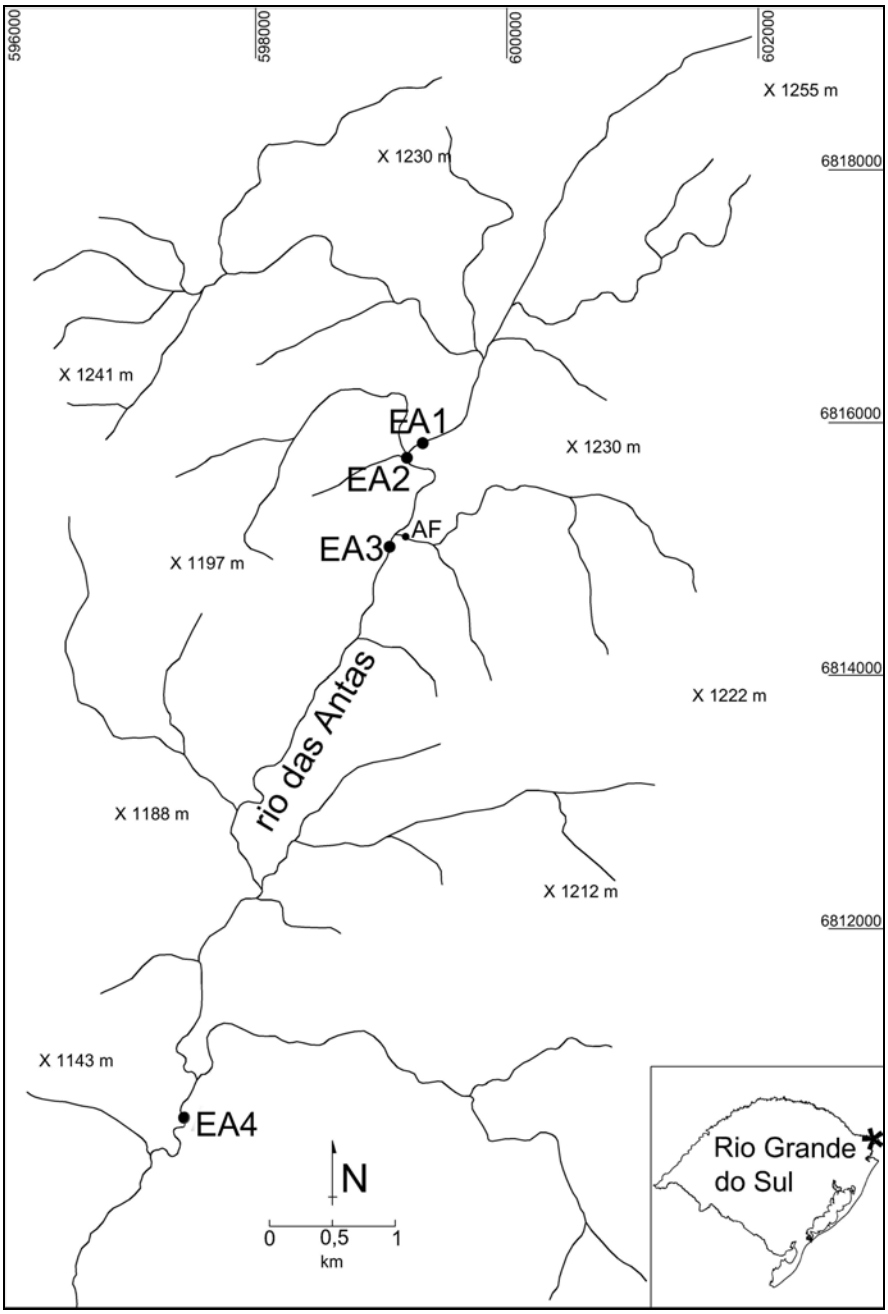


Figura 1. Localização da área de estudo no estado do Rio Grande do Sul e das estações amostrais (EA) no curso superior do rio das Antas e no arroio afluente (AF), São José dos Ausentes, RS, Brasil.

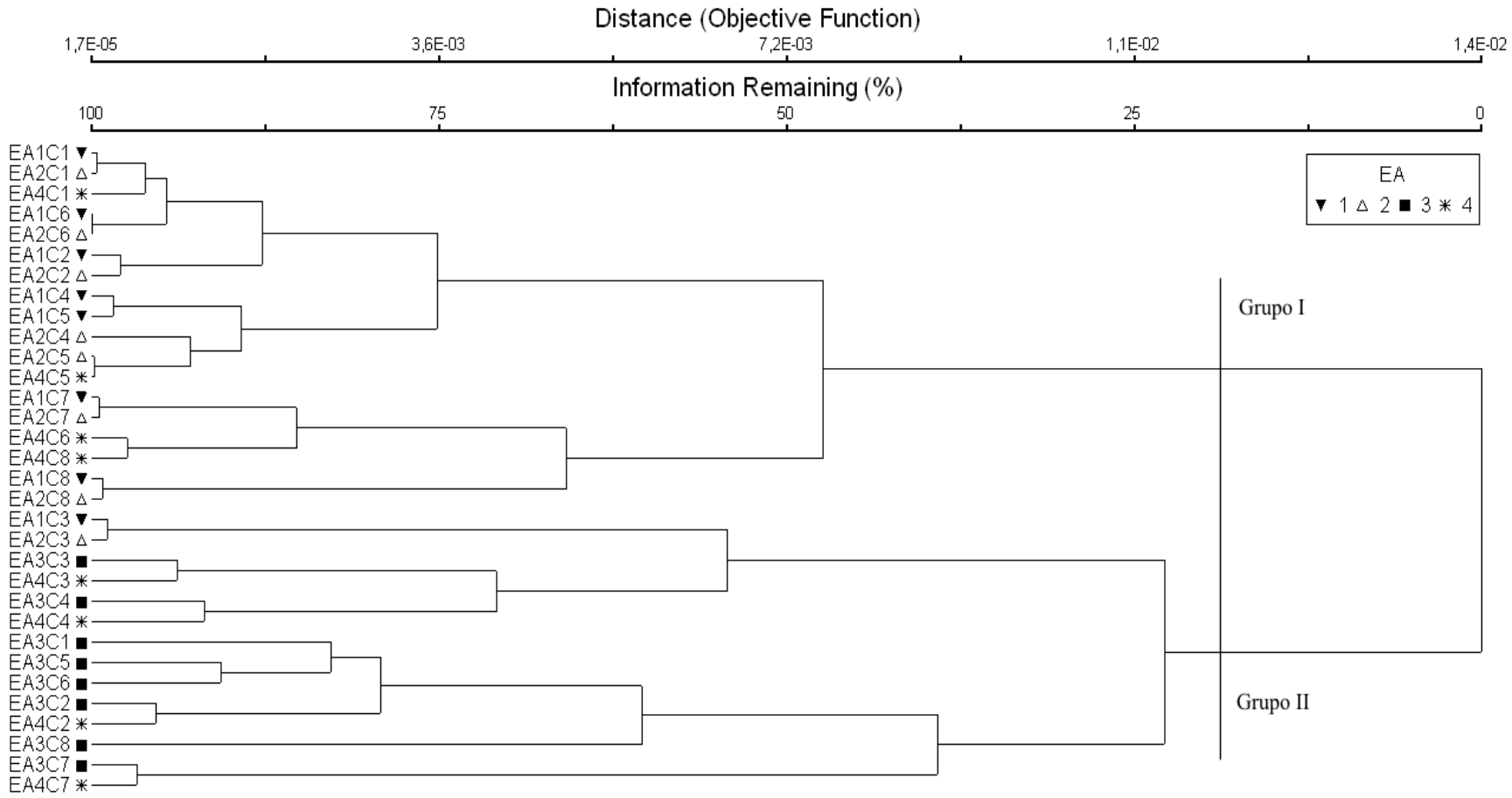


Figura 2. Análise de agrupamento das estações amostrais (EA) em função das variáveis ambientais.

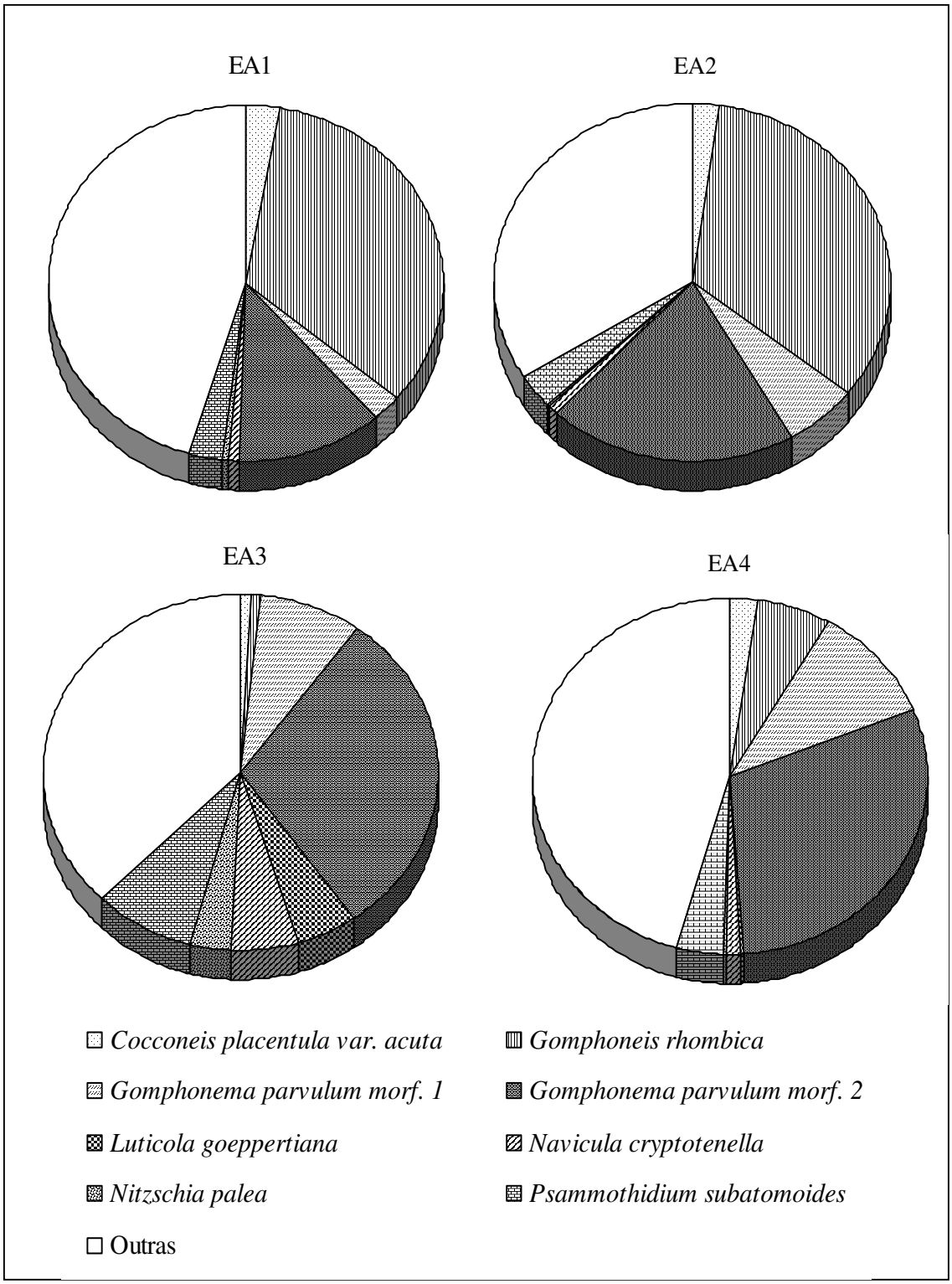
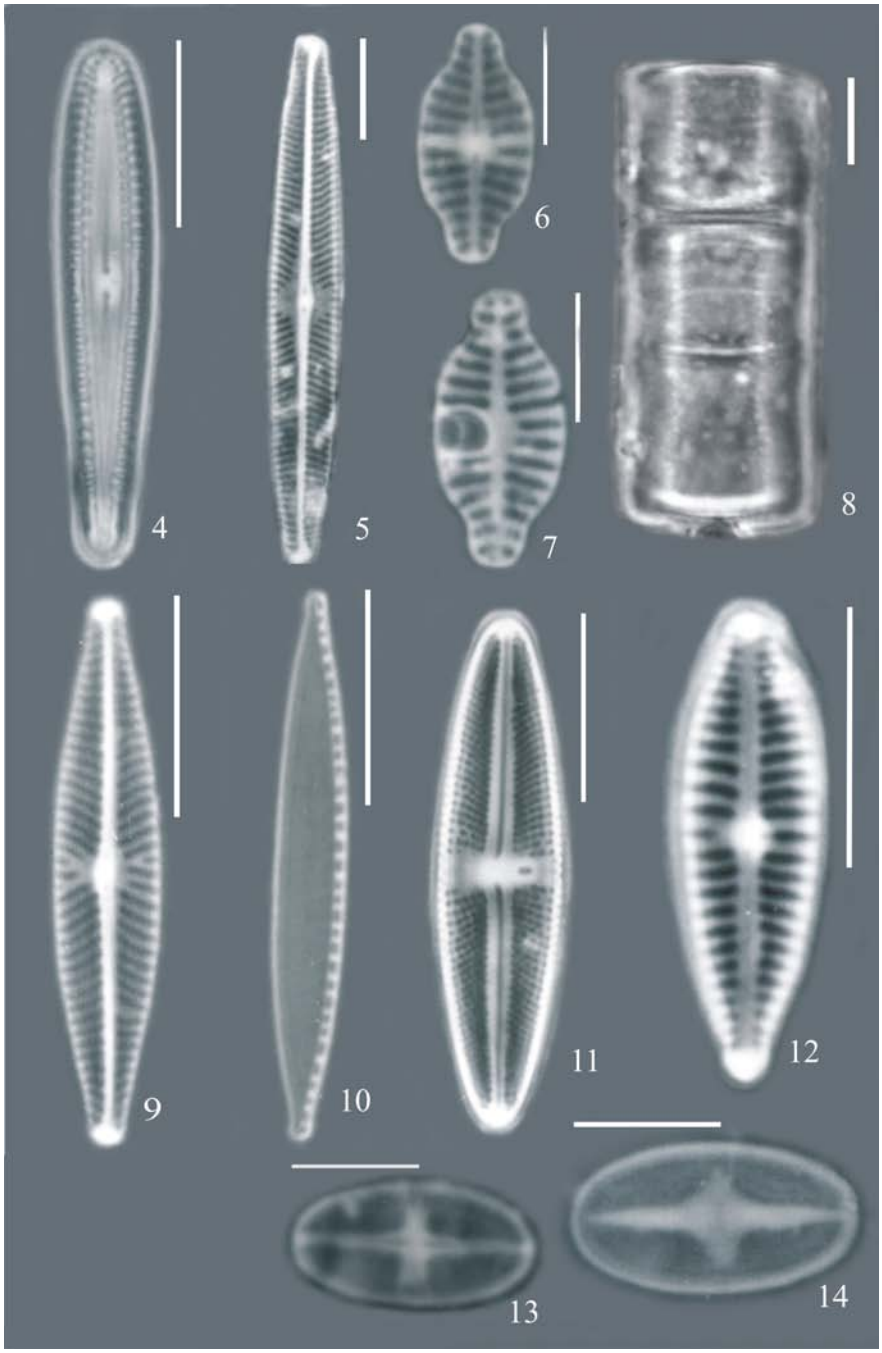


Figura 3. Abundância relativa das espécies de diatomáceas epilíticas em cada estação amostral (EA) do curso superior do rio das Antas, RS, Brasil.



Figuras 4 - 14. Espécies indicadoras do curso superior do rio das Antas, RS, Brasil. 4. *Gomphoneis rhombica*; 5. *Navicula angusta*; 6. *Planothidium frequentissimum* valva com rafe; 7. *P. frequentissimum* valva sem rafe; 8. *Melosira varians*; 9. *Navicula cryptotenella*; 10. *Nitzschia palea*; 11. *Luticola goeppertiana*; 12. *Gomphonema parvulum* morf.2; 13. *Psammothidium subatomoides* valva com rafe; 14. *P. subatomoides* valva sem rafe. Escala: Figs. 6, 7, 13 e 14 = 5 µm; Figs. 4, 5, 8, 9, 10, 11 e 12 = 10 µm.

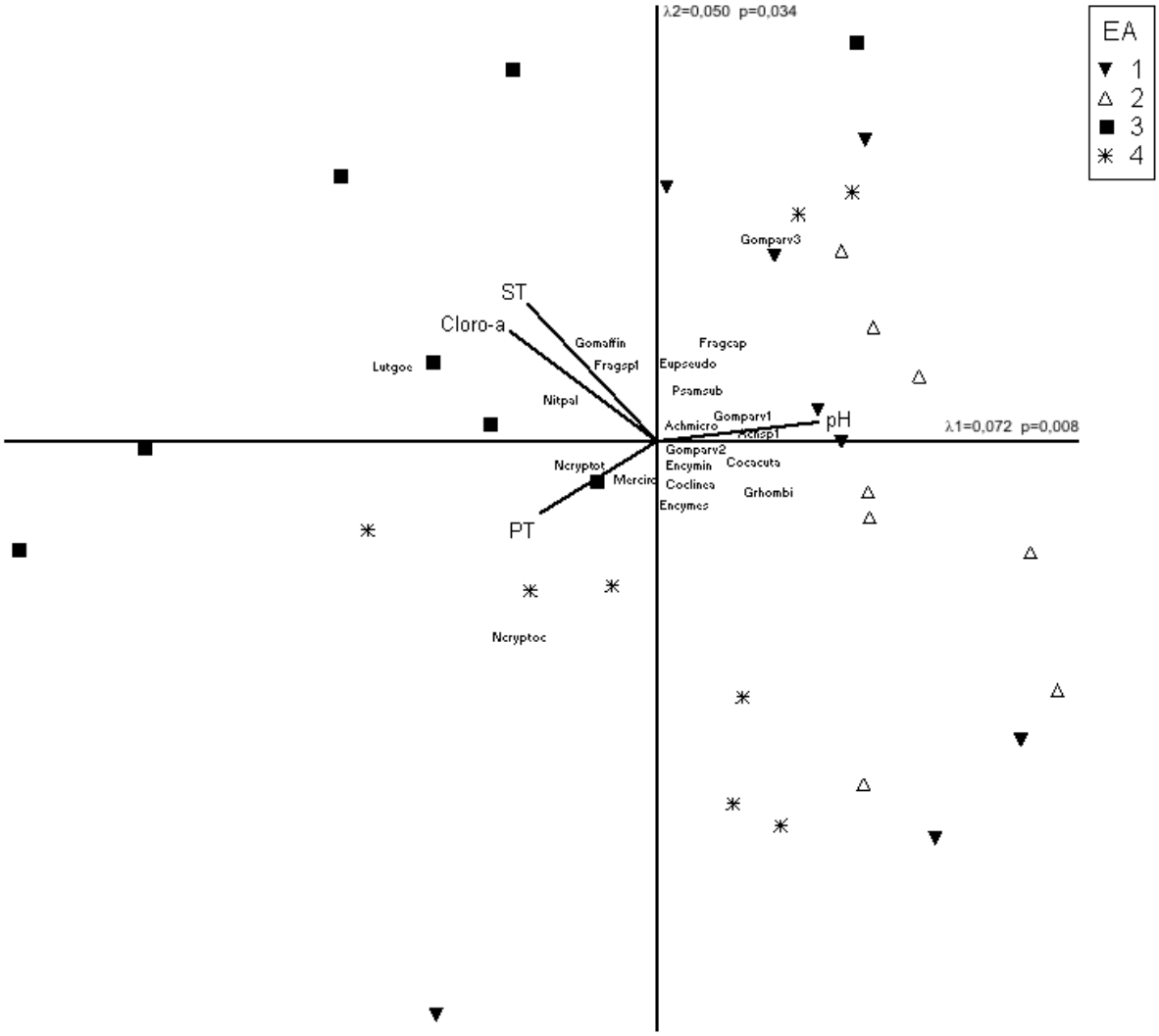


Figura 15. Resultado da Análise de Correspondência Canônica baseada nas **espécies abundantes**. Eixos 1 e 2. Achsp: cf. *Achnanthidium* sp.; Achmicro: *Achnanthidium microcephalum*; Cocacuta: *Cocconeis placentula* var. *acuta*; Coclinea: *Cocconeis placentula* var. *lineata*; Encymes: *Encyonema mesianum*; Encymin: *Encyonema minutum*; Eupseudo: *Eunotia pseudosudetica*; Fragcap: *Fragilaria capucina;* Fragsp1: *Fragilaria* sp.1; Grhombi: *Gomphoneis rhombica*; Gomparv1: *Gomphonema parvulum* morf.1; Gomparv2: *G. parvulum* morf.2; Gomparv3: *G. parvulum* morf.3; Lutgoe: *Luticola goeppertiana*; Mercirc: *Meridion circulare* var. *constrictum*; Ncryptoc: *Navicula cryptocephala*; Ncryptot: *N. cryptotenella*; Nitpal: *Nitzschia palea*; Psambub: *Psammothidium subatomoides*.

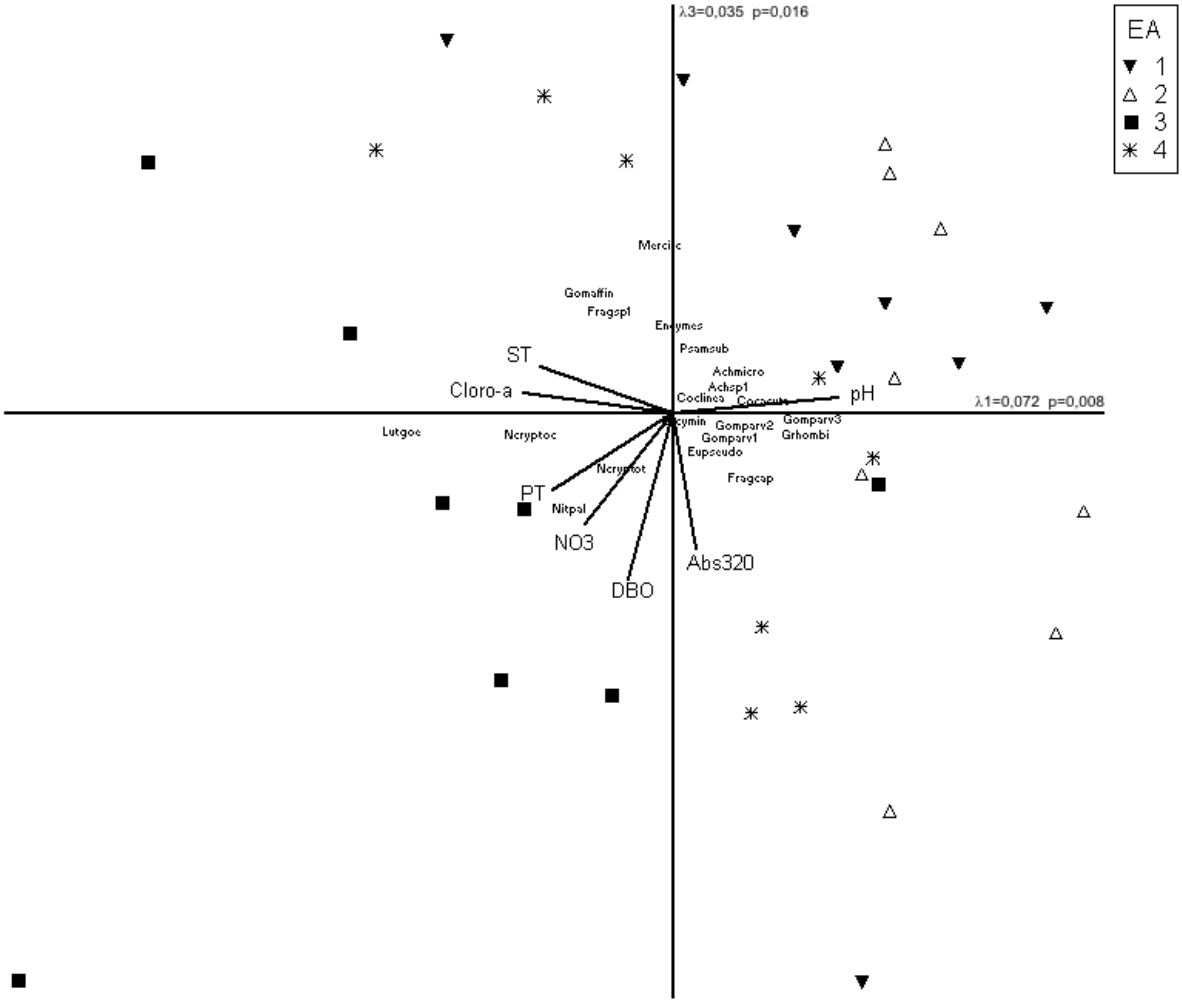


Figura 16. Resultado da Análise de Correspondência Canônica baseada nas **espécies abundantes**. Eixos 1 e 3. Legendas de acordo com a Figura 15.

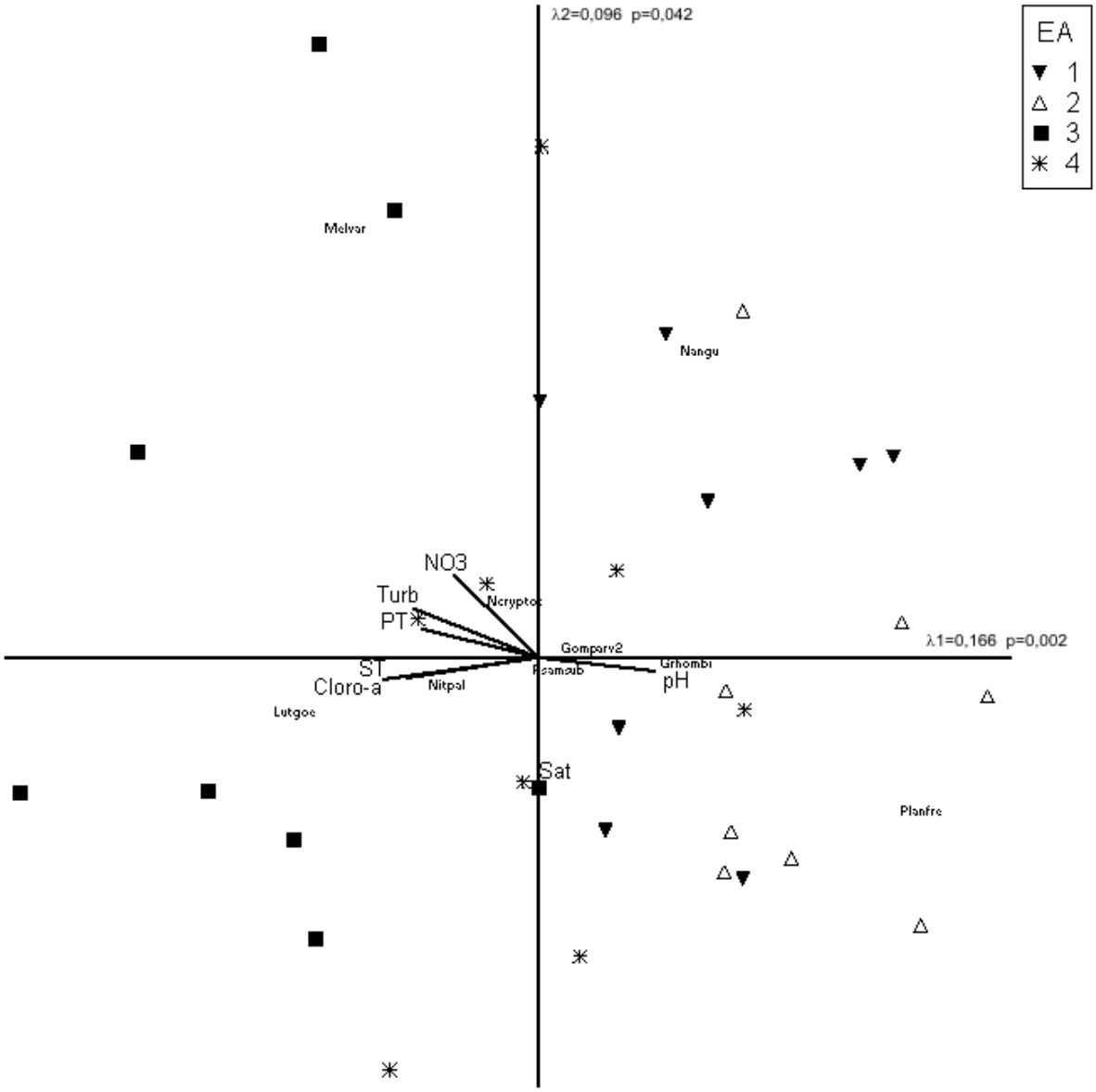


Figura 17. Resultado da Análise de Correspondência Canônica baseada nas **espécies indicadoras**. Eixos 1 e 2. Grhombi: *Gomphoneis rhombica*; Gomparv2: *G. parvulum* morf.2; Lutgoe: *Luticola goeppertiana*; Melvar: *Melosira varians*; Nang: *Navicula angusta*; Ncryptot: *N. cryptotenella*; Nitpal: *Nitzschia palea*; Planfre: *Planothidium frequentissimum*; Psambub: *Psammothidium subatomoides*.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Ainda são poucos os dados disponíveis sobre a auto-ecologia, biogeografia e diversidade de diatomáceas perifíticas em riachos de altitude, principalmente de táxons com amplitudes ecológicas mais restritas. Para o rio das Antas é importante salientar a ocorrência de *Luticola costei*, espécie restrita aos trópicos e subtrópicos (Metzeltin & Lange-Bertalot, 1998) e anteriormente citada no Brasil somente por Wetzel *et al.* (2006), além de *Pinnularia parvulissima* e *Gomphoneis rhombica,* que são novas citações para o estado do Rio Grande do Sul.

Torna-se necessário, portanto, um maior número de estudos em ecossistemas lóticos em todas as regiões do país, visando um maior conhecimento da flora de diatomáceas e das suas respostas frente aos diferentes tipos de impacto. Assim serão possíveis a sistematização dos dados e a futura confecção de índices específicos para nossos ambientes, sendo premente a elaboração de metodologias padronizadas para um eficaz monitoramento da qualidade da água e da integridade ecológica dos ecossistemas aquáticos.

O rio das Antas é um dos principais rios do Rio Grande do Sul, nascendo na região mais bem preservada do Estado. Porém, estudos em riachos na região dos Campos de Cima da Serra ainda são insipientes, sendo este o primeiro tratando da ecologia da comunidade de diatomáceas. Como se sabe, rios de cabeceira são ecossistemas muito sensíveis a qualquer impacto, tanto antrópico como natural, e o rio das Antas, conforme os dados apresentados, já no seu curso superior apresenta importantes modificações estruturais na comunidade autotrófica.

Espera-se, com os resultados obtidos, fornecer subsídios para o aprimoramento de ferramentas que utilizam diatomáceas perifíticas como indicadoras de qualidade da água, especialmente sistemas de bioindicação baseados na autoecologia das espécies em ecossistemas lóticos sul-brasileiros e/ou de altitude, contribuindo assim, para a conservação

e melhoria da qualidade de água dos riachos de baixa ordem na região dos Campos de Cima da Serra.

Muitos riachos dos Campos de Cima da Serra não apresentam vegetação ripária significativa e, portanto, não recebem grande aporte de material alóctone, ao contrário do que é predito pelo Conceito de Rio Contínuo. Nestes ambientes, o perifíton é, possivelmente, o responsável por grande parte da produção autóctone. Futuros estudos em riachos de altitude no Rio Grande do Sul, cujas características naturais ainda estejam preservadas, poderão elucidar uma série de questões referentes à ecologia das diatomáceas perifíticas e sua importância como produtoras primárias em ambientes lóticos de baixa ordem não sombreados. A realização de experimentos nesses ambientes auxiliará numa melhor compreensão da dinâmica e da relação entre os diversos fatores que estruturam as comunidades perifíticas.

ANEXO 1

Normas para publicação no periódico *Acta Limnologica Brasiliensia*.

Acta Limnologica Brasiliensia

Instruções aos Autores

Manuscritos submetidos à ACTA LIMNOLOGICA BRASILIENSIA deverão ser originais e não estar sendo considerados para publicação em outra revista. O original mais duas cópias completas do manuscrito, incluindo tabelas e figuras deverão ser enviadas ao Editor Chefe. Os manuscritos deverão ser submetidos em inglês e um resumo em português precisa ser incluído. Para os autores que não tem o inglês como língua nativa, é fortemente recomendado ter o seu manuscrito checado por um colega fluente em inglês antes da submissão. Os manuscritos precisam ser digitados em papel A4, 17x23cm, espaço duplo com margens amplas e impressos em um só lado. Após a análise por dois assessores científicos e, em caso de aceitação, uma versão eletrônica (em Word for Windows) em disquete deverá ser enviada.

Texto: A seguinte ordem precisa ser utilizada. Primeira página: título (em negrito), autores, endereços (incluindo endereços de e-mail). Todos os autores precisam ser identificados por um número sobrescrito. Segunda página: Resumo (em Inglês e português) e palavras-chave. A partir da terceira página: texto do artigo (introdução, metodologia, resultados, discussão, agradecimentos e referências).

Resumo: Um resumo conciso (250-300 palavras) deverá incluir os objetivos, métodos, resultados principais e conclusões. quatro ou cinco palavras-chave deverão ser incluídas. No início do resumo repetir o título (em negrito). O mesmo deve ser feito para o resumo em português.

Tabelas e Figuras: as tabelas deverão ser numeradas consecutivamente com a numeração romana. Cada tabela deverá ser digitada em folhas separadas (no disquete utilizando a extensão doc. de Word for Windows, separado do texto). Figuras deverão ser numeradas consecutivamente utilizando a numeração arábica e digitadas em folhas separadas (utilizando a extensão JPEG em um disquete separado). Fotografias (em preto e branco e colorida) podem ser utilizadas mas, estarão sujeitas ao pagamento de taxas. Tabelas e figuras precisam ser mencionadas no texto em uma forma abreviada (p. ex. Tab. IV; Fig. 6).

Referências: Citações no texto deverão ser nos seguintes formatos: único autor (Silva, 1989); dois autores (Silva & Cardoso, 1994); três ou mais autores (Silva et al., 1998); duas citações (Silva , 1994: Cardoso, 1998); um autor e duas ou mais publicações (Silva, 1994; 1998); um autor e duas ou mais publicações em um ano (Silva, 1994a; 1994b); autores diferentes com o sobrenome semelhante (Silva, L., 1989; Silva, J., 1994). A lista de referências deverão ser arranjadas alfabeticamente a partir do sobrenome do primeiro autor. Os seguintes formatos deverão ser utilizados:

Jornal:

Carlson, R.E. 1977. Trophic state index for lakes. Limnol. Oceanogr., 22:361-364;

Bigarella, J.J., Andrade-Lima, D. & Richs, P.J. 1975. Considerações a respeito das mudanças paleoambientais na distribuição de algumas espécies vegetais e animais no Brasil. An. Acad. Bras. Ciênc., 44:411-464.

Capítulos ou Seção em Livro:

Descy, J.P. 1976. Utilisation des algues bentiques de la qualité dês eaux courantes. In: Pesson, P. (ed.) La pollution dês eaux continentales. Incidence sur lês biocénoses aquatiques. Boras et Gauthier – Villars, Paris. p.75-105

Livro:

Esteves, F.A. 1988. Fundamentos de Limnologia. Interciência – FINEP, Rio de Janeiro. 545p.

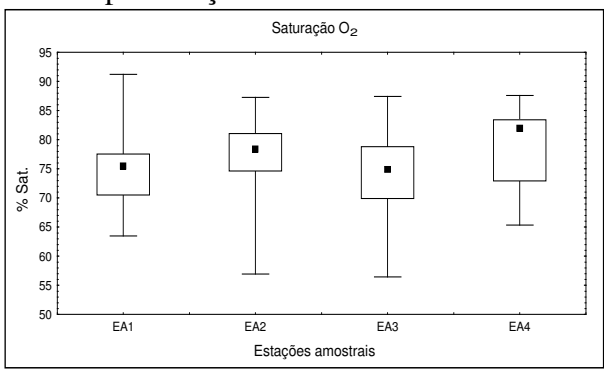
Tese:

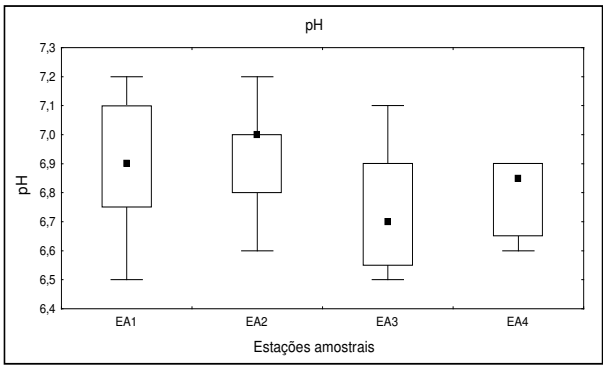
Marinho, M.M. 1994. Dinâmica da comunidade fitoplanctônica de um pequeno reservatório raso densamente colonizado por macrófitas aquáticas submersas (açude do Jacaré, Moji-Guaçu, São Paulo, Brasil). São Paulo, USP, 150p (Master Thesis).

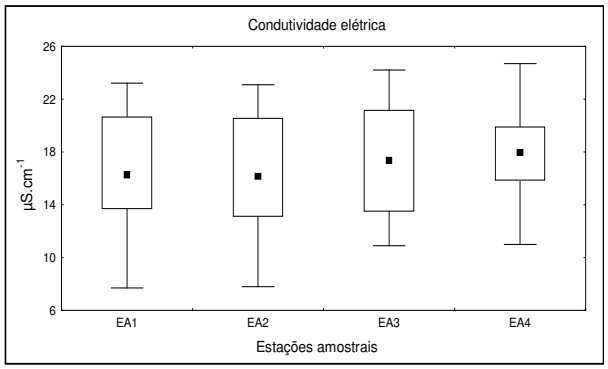
Separatas: Uma cópia suplementar da edição e trinta separatas serão enviadas ao primeiro autor do artigo. Caso a Sociedade Brasileira de Limnologia não tenha recursos disponíveis para a publicação, um pagamento do custo da página será cobrado dos autores do artigo.

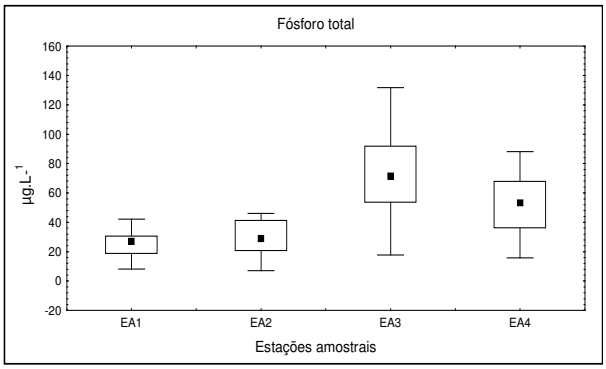
APÊNDICE 1

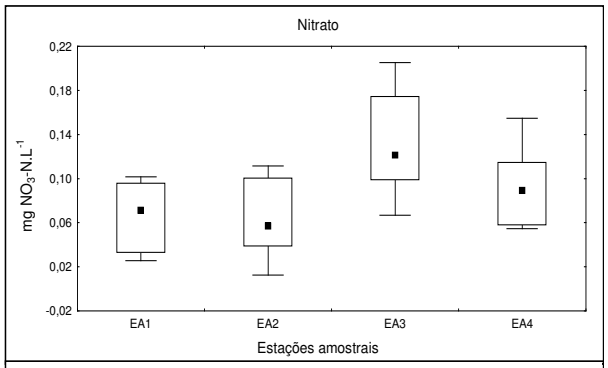
Mediana, percentil 25% - 75% e mínimo e máximo de cada variável ambiental e parâmetro biótico por estação amostral.

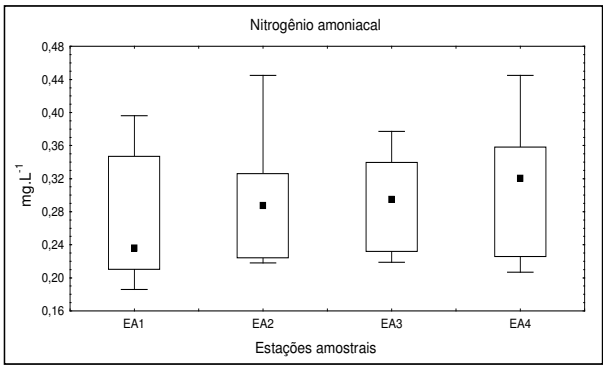


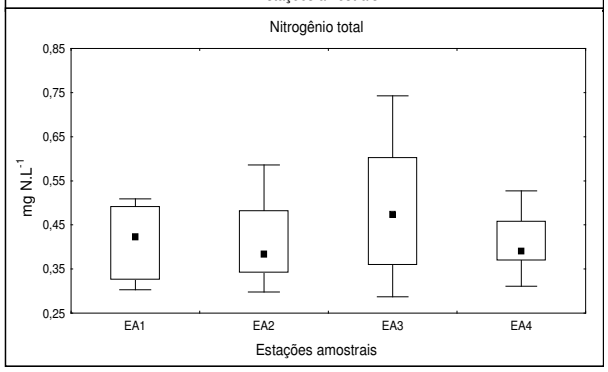


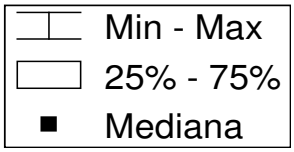


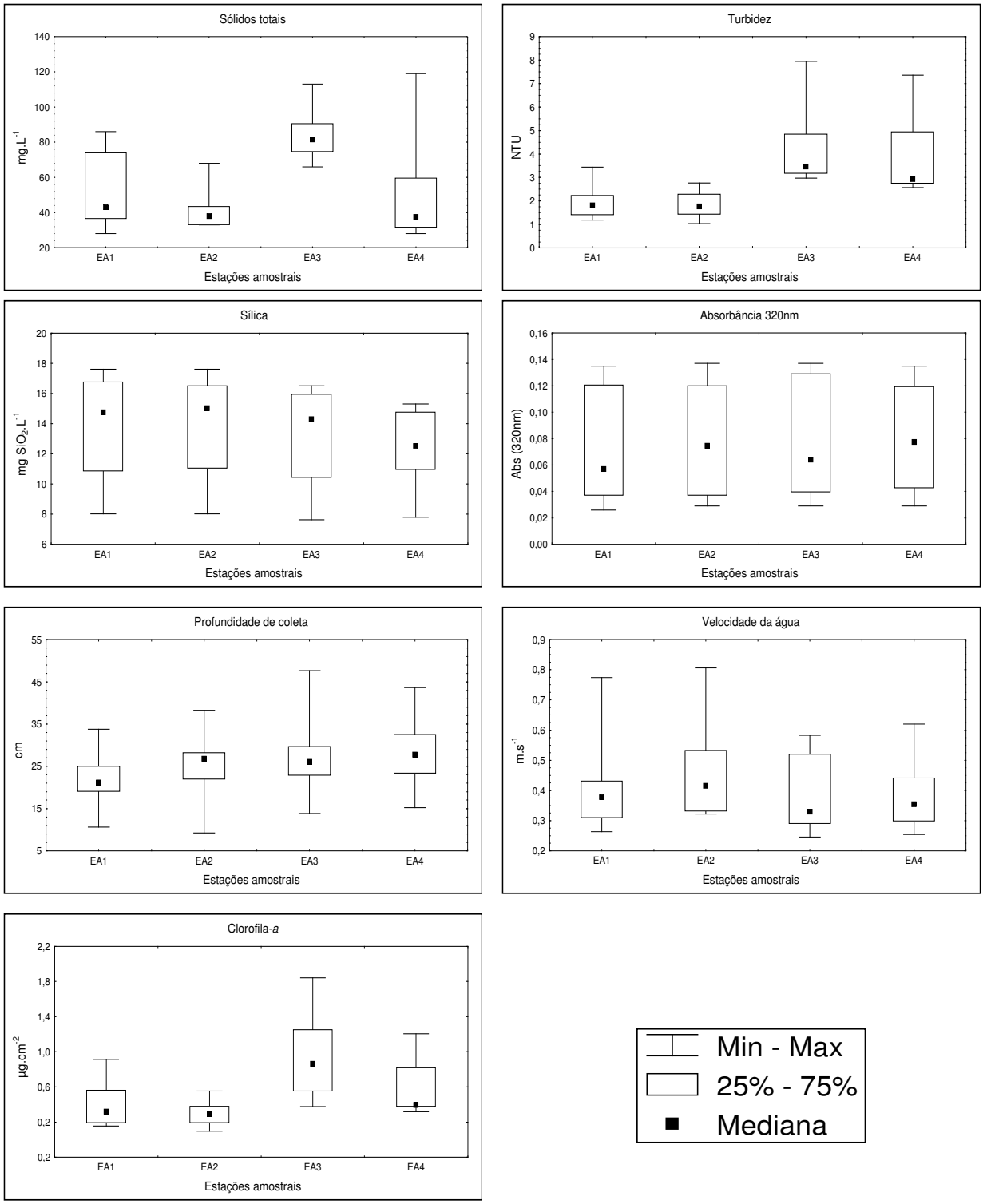


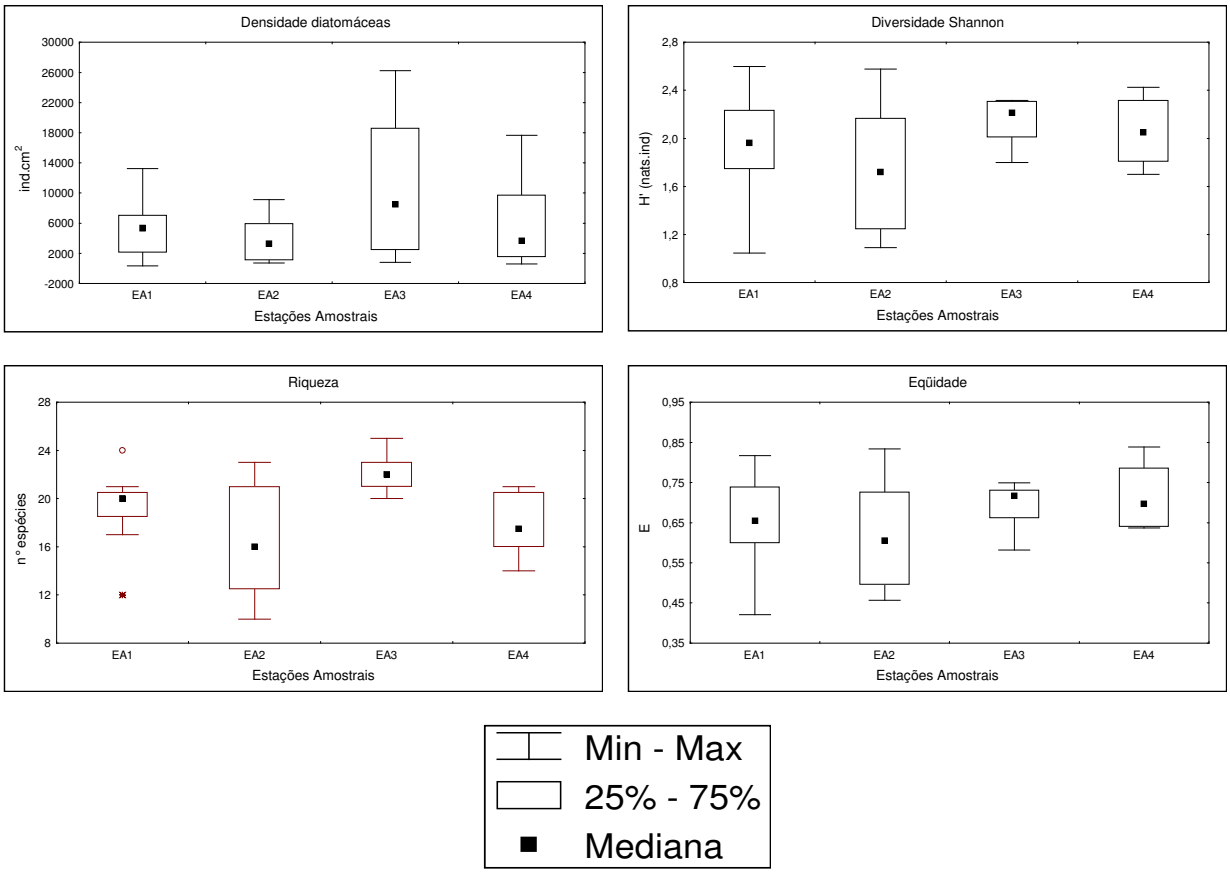









Sólidos totais
mg.L-1
Turbidez
NTU
Sílica
mg SiO2.L-1
Absorbância 320nm
Abs (320nm)
Profundidade de coleta
cm
Velocidade da água
m.s-1
Clorofila-a
µg.cm-2
EA1
EA2
EA3
EA4
Estações amostrais
Min - Max
25% - 75%
Mediana


Densidade diatomáceas
ind.cm2
30000
26000
22000
18000
14000
10000
6000
2000
-2000
EA1
EA2
EA3
EA4
Estações Amostrais
Diversidade Shannon
H' (nats.ind)
2,8
2,4
2,0
1,6
1,2
0,8
EA1
EA2
EA3
EA4
Estações Amostrais
Riqueza
n.º espécies
28
24
20
16
12
8
EA1
EA2
EA3
EA4
Estações Amostrais
Eqüidade
E
0,95
0,85
0,75
0,65
0,55
0,45
0,35
EA1
EA2
EA3
EA4
Estações Amostrais

Min - Max
25% - 75%
Mediana

APÊNDICE 2

Matriz de dados ambientais

	Sat O_2	DBO	pH	Cond	PT	NO_3	NH_4	NT	ST	Turb	SiO_2	Abs	Prof	Vel	Cloro-*a*
	%	mg $O_2.L^{-1}$		$\mu S.cm^{-1}$	$\mu g.L^{-1}$	$mg.L^{-1}$	$mg.L^{-1}$	$mg.L^{-1}$	$mg.L^{-1}$	NTU	$mg.L^{-1}$	320 nm	cm	$m.s^{-1}$	$\mu g.cm^{-2}$
EA1C1	63,47	nd	6,7	22,0	30,389	0,102	0,229	0,478	38	1,19	-	0,026	10,6	0,31	0,077
EA1C2	77,94	nd	6,5	19,3	27,908	0,096	0,383	0,509	45	1,21	16,60	0,031	19,7	0,40	0,232
EA1C3	77,19	nd	6,9	7,7	8,101	0,032	0,212	0,472	70	2,02	8,02	0,135	33,8	0,77	0,456
EA1C4	72,18	nd	6,9	14,2	15,563	0,033	0,311	0,329	86	2,45	16,90	0,061	26,9	0,42	0,330
EA1C5	76,78	nd	7,1	18,2	31,090	0,026	0,243	0,303	78	1,61	17,60	0,043	21,7	0,36	0,179
EA1C6	74,14	nd	7,1	23,2	21,775	0,096	0,208	0,324	35	1,77	15,70	0,053	18,3	0,26	0,139
EA1C7	68,69	nd	7,2	13,2	42,116	0,076	0,396	0,505	41	3,44	9,18	0,126	23,2	0,44	0,098
EA1C8	91,23	nd	6,8	14,3	25,903	0,067	0,186	0,374	28	1,85	12,50	0,115	20,7	0,31	0,094
EA2C1	56,96	nd	7,0	22,0	46,107	0,097	0,321	0,387	37	1,03	-	0,029	9,3	0,33	0,102
EA2C2	77,94	nd	6,8	19,1	25,818	0,057	0,445	0,586	46	1,20	16,70	0,03	22,9	0,52	0,049
EA2C3	78,83	nd	6,6	7,8	7,035	0,057	0,228	0,429	68	2,10	8,02	0,137	38,3	0,81	0,277
EA2C4	81,61	nd	7,0	13,7	25,487	0,012	0,331	0,340	39	2,47	16,20	0,098	28,8	0,46	0,212
EA2C5	80,56	nd	7,0	18,1	41,570	0,034	0,218	0,298	33	1,64	17,60	0,044	26,8	0,32	0,167
EA2C6	76,65	nd	7,2	23,1	31,885	0,111	0,254	0,344	33	1,74	16,30	0,051	21,0	0,37	0,134
EA2C7	72,50	nd	7,0	12,5	41,089	0,104	0,321	0,535	41	2,77	9,36	0,127	26,8	0,55	0,090
EA2C8	87,29	nd	6,8	14,2	15,940	0,043	0,220	0,380	33	1,78	12,70	0,113	27,7	0,33	0,159
EA3C1	56,47	nd	6,6	22,7	80,687	0,205	0,324	0,743	72	3,46	-	0,029	13,8	0,28	0,289
EA3C2	80,63	2,4	7,1	19,6	50,904	0,106	0,355	0,675	95	3,47	15,60	0,031	22,3	0,58	0,187
EA3C3	70,62	2,6	6,5	10,9	17,695	0,093	0,277	0,468	86	5,77	7,62	0,137	47,7	0,58	0,921
EA3C4	74,78	3,0	6,6	16,6	56,071	0,104	0,313	0,397	79	3,31	15,40	0,069	25,1	0,36	0,786
EA3C5	76,97	2,3	6,9	18,1	79,995	0,067	0,235	0,322	113	2,97	16,50	0,048	27,0	0,30	0,428
EA3C6	75,00	nd	6,9	24,2	103,284	0,151	0,219	0,287	66	3,03	16,30	0,059	23,5	0,30	0,436
EA3C7	69,10	nd	6,8	13,5	62,661	0,198	0,377	0,531	84	7,95	9,63	0,132	29,1	0,46	0,261
EA3C8	87,41	2,5	6,5	13,5	131,756	0,137	0,228	0,479	77	3,92	11,20	0,126	30,3	0,25	0,465
EA4C1	65,36	nd	6,8	21,1	54,490	0,110	0,315	0,446	38	2,98	-	0,029	15,2	0,25	0,200
EA4C2	87,59	nd	6,6	18,7	41,497	0,057	0,382	0,393	119	2,57	14,80	0,035	26,8	0,48	0,240
EA4C3	76,41	nd	6,9	11,0	15,761	0,069	0,326	0,527	77	6,26	7,79	0,135	43,7	0,62	0,603
EA4C4	82,09	nd	6,7	18,7	30,487	0,058	0,334	0,354	37	3,63	14,70	0,065	28,3	0,35	0,579
EA4C5	82,89	nd	6,9	17,1	52,049	0,054	0,231	0,311	29	2,68	15,30	0,05	27,2	0,35	0,183
EA4C6	81,88	nd	6,9	24,7	81,160	0,119	0,220	0,386	34	2,80	12,60	0,09	19,8	0,29	0,196
EA4C7	69,38	nd	6,6	17,2	54,443	0,155	0,445	0,471	42	7,36	10,10	0,128	29,2	0,40	0,192
EA4C8	83,95	nd	6,9	14,6	88,169	0,109	0,207	0,388	28	2,87	11,80	0,111	35,8	0,31	0,159

APÊNDICE 3

Espécie de diatomáceas identificadas no curso superior do rio das Antas, com as respectivas famílias, ordens e classes. * = espécies abundantes.

Taxa	Família	Ordem	Classe
cf. *Achnanthidium* sp. *	Achnanthaceae	Achnanthales	Bacillariophyceae
Achnanthidium microcephalum (Kützing) Czarnecki *	Achnanthidiaceae	Achnanthales	Bacillariophyceae
Aulacoseira granulata var. *angustissima* (O. Müller) Simonsen	Aulacoseiraceae	Aulacoseirales	Coscinodiscophyceae
Brachysira brebissonni Ross	Brachysiraceae	Naviculales	Bacillariophyceae
Cocconeis placentula Ehrenberg var. *acuta* Meister *	Cocconeidaceae	Achnanthales	Bacillariophyceae
Cocconeis placentula Ehrenberg var. *lineata* (Ehrenberg) Van Heurck *	Cocconeidaceae	Achnanthales	Bacillariophyceae
Cyclotella meneghiniana Kützing	Stephanodiscaceae	Thalassiosirale	Coscinodiscophyceae
Encyonema mesianum (Cholnoky) Mann *	Cymbellaceae	Cymbellales	Bacillariophyceae
Encyonema minutum (Hilse) Mann *	Cymbellaceae	Cymbellales	Bacillariophyceae
Eunotia bilunaris (Ehrenberg) Mills	Eunotiaceae	Eunotiales	Bacillariophyceae
Eunotia cf. *incisa* Gregory	Eunotiaceae	Eunotiales	Bacillariophyceae
Eunotia pseudosudetica Metzeltin, Lange-Bertalot & García-Rodríguez *	Eunotiaceae	Eunotiales	Bacillariophyceae
Fragilaria capucina Desmazieres *	Fragilariaceae	Fragilariales	Fragilariophyceae
Fragilaria capucina var. *mesolepta* Rabenhorst	Fragilariaceae	Fragilariales	Fragilariophyceae
Fragilaria sp.1 *	Fragilariaceae	Fragilariales	Fragilariophyceae
Fragilaria sp.2	Fragilariaceae	Fragilariales	Fragilariophyceae
Frustulia crassinervia (Brèbisson) Costa	Amphipleuraceae	Naviculales	Bacillariophyceae
Frustulia saxonica Rabenhorst	Amphipleuraceae	Naviculales	Bacillariophyceae
Gomphoneis rhombica (Fricke) Merino, García, Hernández-Mariné & Fernández *	Gomphonemataceae	Cymbellales	Bacillariophyceae
Gomphonema affine Kützing *	Gomphonemataceae	Cymbellales	Bacillariophyceae
Gomphonema parvulum Kützing morfotipo 1 *	Gomphonemataceae	Cymbellales	Bacillariophyceae
Gomphonema parvulum Kützing morfotipo 2 *	Gomphonemataceae	Cymbellales	Bacillariophyceae
Gomphonema parvulum Kützing morfotipo 3 *	Gomphonemataceae	Cymbellales	Bacillariophyceae
Gomphonema pseudoaugur Lange-Bertalot	Gomphonemataceae	Cymbellales	Bacillariophyceae
Gomphonema sp.1	Gomphonemataceae	Cymbellales	Bacillariophyceae
Gomphonema sp.2	Gomphonemataceae	Cymbellales	Bacillariophyceae
Gyrosigma sp.	Pleurosigmataceae	Naviculales	Bacillariophyceae
Lemnicola hungarica (Grunow) Round & Basson	Achnanthidiaceae	Achnanthales	Bacillariophyceae
Luticola costei Metzeltin & Lange-Bertalot	Diadesmidaceae	Naviculales	Bacillariophyceae
Luticola goeppertiana (Bleisch) Mann *	Diadesmidaceae	Naviculales	Bacillariophyceae
Luticola saxophila Bock (Mann)	Diadesmidaceae	Naviculales	Bacillariophyceae
Melosira varians Agardh	Melosiraceae	Melosirales	Coscinodiscophyceae
Meridion circulare (Greville) var. *constrictum* (Ralfs) Van Heurck *	Fragilariaceae	Fragilariales	Fragilariophyceae
Navicula angusta Grunow	Naviculaceae	Naviculales	Bacillariophyceae
Navicula cryptocephala Kützing *	Naviculaceae	Naviculales	Bacillariophyceae
Navicula cryptotenella Lange-Bertalot *	Naviculaceae	Naviculales	Bacillariophyceae
Navicula sp.	Naviculaceae	Naviculales	Bacillariophyceae
Neidium sp.1	Neidiaceae	Naviculales	Bacillariophyceae
Neidium sp.2	Neidiaceae	Naviculales	Bacillariophyceae
Nitzschia palea (Kützing) Smith *	Bacillariaceae	Bacillariales	Bacillariophyceae
Nitzschia sp.	Bacillariaceae	Bacillariales	Bacillariophyceae
Nupela praecipua (Reichardt) Reichardt	Naviculaceae	Naviculales	Bacillariophyceae
Pinnularia parvulissima Krammer	Pinnulariaceae	Naviculales	Bacillariophyceae
Planothidium frequentissimum (Lange-Bertalot) Round & Bukhtiyarova	Achnanthidiaceae	Achnanthales	Bacillariophyceae
Psammothidium subatomoides (Hustedt) Bukhtiyarova & Round *	Achnanthidiaceae	Achnanthales	Bacillariophyceae
Sellaphora pupula (Kützing) Mereschkowsky	Sellaphoraceae	Naviculales	Bacillariophyceae
Surirella sp.	Surirellaceae	Surirellales	Bacillariophyceae
Ulnaria ulna (Nitzsch) Compère	Fragilariaceae	Fragilariales	Fragilariophyceae

APÊNDICE 4

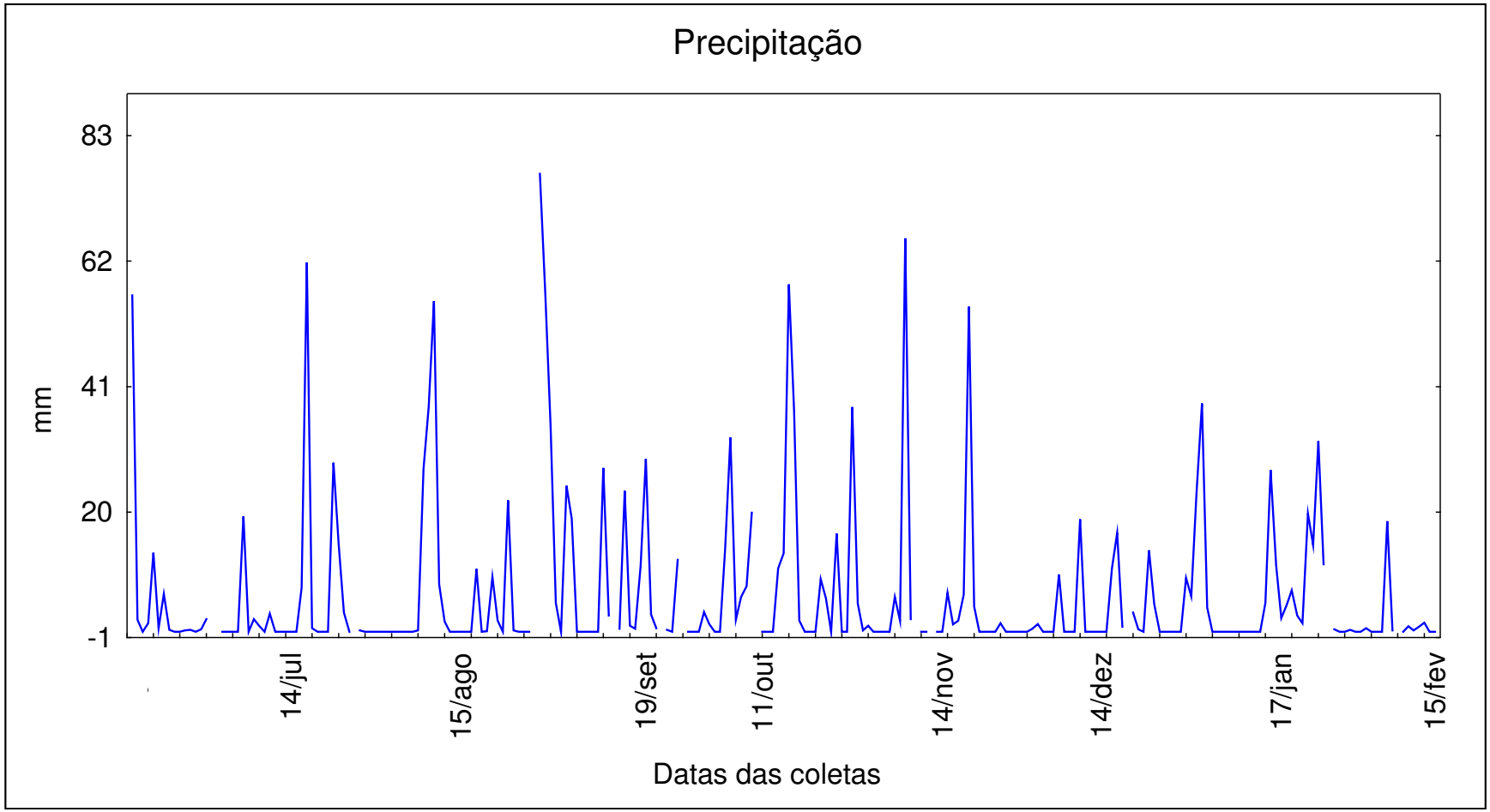
Matriz de dados bióticos

	EA1C1	EA1C2	EA1C3	EA1C4	EA1C5	EA1C6	EA1C7	EA1C8	EA2C1	EA2C2	EA2C3	EA2C4	EA2C5	EA2C6	EA2C7	EA2C8
cf. *Achnanthidium* sp.	42	371	956	289	34	189	19	55	842	233	1350	343	23	119	5	76
Achnanthidium microcephalum	31	1131	5514	2026	1372	189	8	82	221	286	2127	1149	134	132	14	57
Aulacoseira granulata var. *angustissima*	0	0	0	0	0	0	11	0	0	0	0	30	0	0	0	0
Brachysira brebissonni	4	0	0	0	0	34	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0
Cocconeis placentula var. *acuta*	20	223	172	413	34	120	120	100	8	278	137	149	12	40	10	19
Cocconeis placentula var. *lineata*	11	297	270	186	51	120	71	18	14	173	160	15	5	0	12	0
Cyclotella meneghiniana	0	0	0	0	34	0	0	18	0	0	0	0	0	0	0	0
Encyonema mesianum	3	223	74	145	137	86	94	9	0	15	0	60	14	0	0	0
Encyonema minutum	21	297	245	145	103	51	8	164	18	83	206	45	26	0	7	133
Eunotia bilunaris	1	0	49	0	17	0	0	0	0	23	0	15	5	0	0	0
Eunotia cf. *incisa*	0	111	0	0	0	0	0	0	0	15	0	0	0	0	0	0
Eunotia pseudosudetica	5	0	1127	0	0	0	23	9	0	23	480	15	0	0	0	19
Fragilaria capucina	2	0	25	83	69	0	0	55	2	8	46	60	7	0	0	19
Fragilaria capucina var. *mesolepta*	0	0	0	0	0	0	0	0	18	0	46	0	0	0	0	0
Fragilaria sp.1	5	0	25	41	0	0	4	0	0	0	69	30	0	0	0	19
Fragilaria sp.2	0	74	0	0	0	0	0	9	0	0	0	0	0	13	0	0
Frustulia crassinervia	0	37	0	62	0	0	0	0	0	23	23	15	0	0	0	0
Frustulia saxonica	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gomphoneis rhombica	22	1818	2524	2274	1201	4169	687	1487	26	143	1830	716	146	2428	508	4403
Gomphonema affine	0	148	74	475	34	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gomphonema parvulum morf. 1	21	130	98	62	463	0	75	274	12	90	389	149	72	449	46	610
Gomphonema parvulum morf. 2	71	872	1593	351	1098	446	105	511	54	429	1624	1268	190	713	164	1735
Gomphonema parvulum morf. 3	11	0	123	0	223	0	0	55	6	0	69	119	42	0	0	0
Gomphonema pseudoaugur	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gomphonema sp.1	5	0	0	21	0	0	0	0	0	0	0	30	0	0	0	0
Gomphonema sp.2	0	0	0	0	69	0	0	0	0	0	0	30	0	0	0	0
Gyrosigma sp.	0	0	25	0	17	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	19
Lemnicola hungarica	0	37	0	0	0	0	0	0	0	0	46	0	0	0	0	0
Luticola costei	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	26	0	19

Luticola goeppertiana	0	0	0	21	0	0	0	9	0	0	0	0	0	0	0	0
Luticola saxophyla	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Melosira varians	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Meridion circulare var. *constrictum*	4	56	0	0	51	0	4	0	0	181	0	0	2	0	0	0
Navicula angusta	2	37	0	21	0	17	23	0	0	0	0	60	0	0	0	0
Navicula cryptocephala	2	37	0	0	0	0	0	0	0	15	0	0	0	0	0	0
Navicula cryptotenella	4	93	49	165	0	34	0	27	0	68	46	0	2	0	0	133
Navicula sp.	4	0	0	0	0	0	0	9	0	0	0	90	0	0	0	0
Neidium sp.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Neidium sp.2	0	0	123	269	86	0	4	9	0	0	160	15	5	13	0	0
Nitzschia palea	1	0	74	21	0	0	0	46	2	8	0	0	0	0	0	38
Nitzschia sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	30	0	0	0	0
Nupela praecipua	2	56	0	0	0	0	8	0	0	8	23	0	0	13	0	0
Pinnularia parvulissima	0	0	0	41	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Planothidium frequentissimum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	53	46	0	0	26	0	0
Psammothidium subatomoides	28	853	123	124	34	51	8	37	180	286	252	164	21	40	2	0
Sellaphora pupula	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Surirella sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ulnaria ulna	0	0	0	0	17	0	0	0	0	60	0	0	0	0	5	0

	EA3C1	EA3C2	EA3C3	EA3C4	EA3C5	EA3C6	EA3C7	EA3C8	EA4C1	EA4C2	EA4C3	EA4C4	EA4C5	EA4C6	EA4C7	EA4C8
cf. *Achnanthidium* sp.	7	175	1161	618	309	86	26	69	94	400	1853	1064	233	137	35	61
Achnanthidium microcephalum	31	307	3986	4083	3397	472	37	23	90	829	4941	5318	229	51	20	245
Aulacoseira granulata var. *angustissima*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Brachysira brebissonni	0	15	0	0	274	96	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cocconeis placentula var. *acuta*	42	102	303	0	34	96	77	23	25	315	103	137	111	120	86	196
Cocconeis placentula var. *lineata*	17	88	505	172	69	21	18	69	20	57	137	274	107	86	94	184
Cyclotella meneghiniana	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Encyonema mesianum	0	0	0	652	961	0	0	46	90	0	0	34	15	17	0	61
Encyonema minutum	43	29	555	412	1578	64	37	846	127	315	206	69	37	154	25	600
Eunotia bilunaris	3	146	252	0	0	64	26	0	0	114	34	103	0	17	3	12
Eunotia cf. *incisa*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Eunotia pseudosudetica	40	234	706	0	274	21	44	46	4	29	0	137	44	0	4	12
Fragilaria capucina	0	15	656	0	995	0	0	46	25	0	137	0	44	223	0	123
Fragilaria capucina var. *mesolepta*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	17	0	0
Fragilaria sp.1	5	0	202	412	343	32	0	0	78	86	0	652	0	0	1	0
Fragilaria sp.2	2	15	0	0	0	43	0	229	0	0	0	0	0	0	0	0
Frustulia crassinervia	0	0	0	69	34	0	22	0	4	0	0	0	4	17	3	25
Frustulia saxonica	2	15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gomphoneis rhombica	0	15	252	34	0	182	62	160	8	114	34	892	41	1424	24	355
Gomphonema affine	3	15	303	69	309	0	7	0	20	57	0	0	0	0	0	37
Gomphonema parvulum morf. 1	40	467	4339	137	1716	96	69	274	208	1601	1956	206	123	600	13	453
Gomphonema parvulum morf. 2	441	2774	8124	2402	8681	1469	467	1738	511	4117	6656	1304	329	343	229	821
Gomphonema parvulum morf. 3	2	146	202	0	961	0	15	0	0	0	377	0	30	0	0	0
Gomphonema pseudoaugur	0	0	151	0	103	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gomphonema sp.1	3	0	0	0	137	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	25
Gomphonema sp.2	0	0	454	0	240	54	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gyrosigma sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lemnicola hungarica	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Luticola costei	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Luticola goeppertiana	0	0	706	2196	549	43	4	846	0	86	0	69	0	0	0	0
Luticola saxophyla	0	0	0	172	0	0	0	46	0	0	0	0	0	0	0	0
Melosira varians	12	0	0	34	0	0	11	0	0	0	0	0	0	0	9	0
Meridion circulare var. *constrictum*	0	29	101	34	0	0	0	0	8	29	0	0	0	0	0	0
Navicula angusta	14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Navicula cryptocephala	0	0	0	103	0	0	0	595	61	114	0	0	4	103	14	49
Navicula cryptotenella	36	15	353	343	309	365	131	3271	82	0	0	103	0	34	8	368
Navicula sp.	0	0	0	0	0	0	0	46	0	0	0	0	0	0	0	0
Neidium sp.1	0	0	0	34	34	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Neidium sp.2	0	15	101	103	0	0	0	0	0	0	69	137	0	0	0	0
Nitzschia palea	28	29	202	69	823	161	40	1395	8	29	0	0	0	17	0	61
Nitzschia sp.	0	0	0	0	206	0	4	366	0	0	0	0	0	0	0	0
Nupela praecipua	0	44	303	0	0	11	26	137	12	0	206	34	0	120	4	37
Pinnularia parvulissima	5	0	50	0	0	11	4	0	0	0	0	0	0	0	0	25
Planothidium frequentissimum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Psammothidium subatomoides	31	1562	2271	1338	1201	204	157	480	106	457	961	172	122	0	14	0
Sellaphora pupula	0	0	0	0	0	0	0	0	16	0	0	0	0	0	0	0
Surirella sp.	0	0	0	103	69	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ulnaria ulna	0	0	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0	0	69	0	12

APÊNDICE 5

Precipitação (em mm) medida na Estação Meteorológica de Cambará do Sul (RS) ao longo dos meses de coleta (dados fornecidos pelo INMET – Instituto Nacional de Meteorologia 8° Distrito)