

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA
CENTRO DE CIÊNCIAS NATURAIS E EXATAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGROBIOLOGIA**

**QUALIDADE DA ÁGUA E COMUNIDADES DE
DIATOMÁCEAS EPILÍTICAS NA BACIA
HIDROGRÁFICA DO RIO VACAÍ, SANTA MARIA,
RIO GRANDE DO SUL**

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

Mariana Durigon

Santa Maria, RS, Brasil

2013

**QUALIDADE DA ÁGUA E COMUNIDADES DE
DIATOMÁCEAS EPILÍTICAS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO
RIO VACACAÍ, SANTA MARIA, RIO GRANDE DO SUL**

Mariana Durigon

Dissertação apresentada ao curso de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Agrobiologia, Área de concentração em Agrobiologia da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para a obtenção do grau de
Mestre em Agrobiologia

Orientadora: Prof^a Maria Angélica Oliveira

Santa Maria, RS, Brasil

2013

Durigon, Mariana
QUALIDADE DA ÁGUA E COMUNIDADES DE DIATOMÁCEAS
EPILÍTICAS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO VACACAÍ, SANTA
MARIA, RIO GRANDE DO SUL / Mariana Durigon.-2013.
81 p.; 30cm

Orientadora: Maria Angélica Oliveira
Coorientadores: Delmira Beatriz Wolff, Sérgio Luiz
de Oliveira Machado
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa
Maria, Centro de Ciências Naturais e Exatas, Programa de
Pós-Graduação em Agrobiologia, RS, 2013

1. Qualidade da água 2. Diatomáceas 3. Bacia
hidrográfica do Vacacaí I. Oliveira, Maria Angélica II.
Beatriz Wolff, Delmira III. Luiz de Oliveira Machado ,
Sérgio IV. Título.

**Universidade Federal de Santa Maria
Centro de Ciências Naturais e Exatas
Programa de Pós-Graduação em Agrobiologia**

A Comissão Examinadora, abaixo assinada,
aprova a Dissertação de Mestrado

**QUALIDADE DA ÁGUA E COMUNIDADES DE DIATOMÁCEAS
EPILÍTICAS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO VACACAÍ, SANTA
MARIA, RIO GRANDE DO SUL**

elaborada por
Mariana Durigon

como requisito parcial para obtenção do grau de
Mestre em Agrobiologia

COMISSÃO EXAMINADORA:

Maria Angélica Oliveira, Dra
(Presidente/Orientador)

Delmira Beatriz Wolff, Dra. (UFSM)

Noeli Julia Schussler de Vasconcellos, Dra. (UNIFRA)

Santa Maria, 28 de fevereiro de 2013.

A todos que, de alguma forma, fazem do mundo um lugar melhor.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus por tudo;

A toda minha família, pelo apoio, carinho e pela dedicação em minha formação;

À minha orientadora pela oportunidade, incentivo, cobrança e amizade durante esses anos;

À professora co-orientadora Delmira, pela colaboração e disponibilidade do Laboratório de Saneamento Ambiental para a realização das análises;

Ao professor co-orientador Sérgio pelo apoio e colaboração na realização das análises;

Agradeço especialmente a Ana Paula Cassol, minha irmã de coração e também co-orientadora não oficial, pela amizade, incentivo, ajuda. Obrigada pelas conversas agradáveis, pelos momentos de “gordisse” e chimarrãos compartilhados. Sem você não teria tido a mesma graça!

Ao Junior, pela grande ajuda em todas as coletas;

Aos colegas e amigos do laboratório de ficologia, pelos divertidos momentos de convívio, pelas conversas e amizades;

À Juliana, pela ajuda e disponibilidade de seu próprio carro em algumas das coletas;

A Universidade Federal de Santa Maria, juntamente com o programa de pós-graduação em Agrobiologia, pelo apoio estrutural, científico e pela oportunidade de realizar esse curso;

À CAPES, pela concessão da bolsa de mestrado;

Aos motoristas da UFSM pelo apoio técnico e disponibilidade, sem os quais as atividades de campo não teriam o sucesso obtido;

Aos colegas do curso de pós-graduação em Agrobiologia, em especial as colegas Suzi, Tatiane, Daniele, Litiele, Franciele, Mariane, Ana Paula, Liange....pelo convívio, amizade e bons momentos compartilhados;

Aos colegas de trabalho do laboratório de Saneamento Ambiental, especialmente ao André, Tiago e a Mirim, pela ajuda nas análises;

Ao Luciano pelas palavras positivas, de estímulo, incentivo, pela amizade e pela ajuda na recuperação dos arquivos da dissertação quando eu esquecia de salvar!

À banca examinadora Dra Delmira, e Dra Lezilda por aceitarem o convite e pelas valiosas correções;

Agradeço também, a muitas pessoas que acabei não citando o nome, mas que contribuíram ou acreditaram nesse trabalho, os meus sinceros agradecimentos.

RESUMO

Dissertação de Mestrado
Programa de Pós-Graduação em Agrobiologia
Universidade Federal de Santa Maria

QUALIDADE DA ÁGUA E COMUNIDADES DE DIATOMÁCEAS EPILÍTICAS NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO VACACAÍ, SANTA MARIA, RIO GRANDE DO SUL

AUTORA: MARIANA DURIGON

ORIENTADOR: MARIA ANGÉLICA OLIVEIRA

Data e Local da Defesa: Santa Maria, 28 de fevereiro de 2013.

Este trabalho teve como objetivo analisar a composição e estrutura das comunidades de algas diatomáceas (Bacillariophyceae) na Bacia hidrográfica do Vacacaí, município de Santa Maria RS, Brasil e sua relação com alguns parâmetros físicos e químicos, inferindo sobre a qualidade d'água. Foram realizadas coletas mensais de diatomáceas epilíticas e de água no período de junho de 2011 a junho de 2012, em seis pontos de amostragem. Para estipular a percentagem relativa foram contadas 600 valvas em cada lâmina. Efetuou-se também análises da demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), pH, sólidos suspensos (SS), condutividade, turbidez e oxigênio dissolvido. Os parâmetros foram comparados com as classes de uso da água prevista na resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA 357/2005). No processamento da informação, empregou-se uma análise de componentes principais (PCA), análise de agrupamento, análise de correspondência canônica (CCA), análise de espécies indicadoras, análises de diversidade, riqueza e foram também determinadas as espécies abundantes e dominantes de acordo com o critério de Lobo & Leighton (1986). Ao todo 171 espécies foram identificadas. A análise estatística utilizada se complementa, podendo observar-se uma separação espacial, onde pontos a montante foram separados de pontos a jusante, sendo que os pontos a jusante foram correlacionados com maiores valores de DBO, DQO e condutividade e caracterizaram-se pela dominância de espécies de diatomáceas típicas de locais poluídos como *Sellaphora pupula*, *Nitzschia palea*, *Gomphonema parvulum* e *Cocconeis placentula*. No ponto considerado o mais poluído a riqueza específica e diversidade é significativamente menor que nos demais pontos. As atividades humanas, especialmente o lançamento de esgotos são responsáveis pela alteração da qualidade d'água.

Palavras-chave: ecossistemas lóticos. Variáveis físicas e químicas. Diatomáceas

ABSTRACT

Master Course Dissertation
Professional Graduation Program in Agrobiologia
Universidade Federal de Santa Maria

WATER QUALITY AND COMMUNITIES OF EPILITHIC DIATOM IN RIVER BASIN VACACAÍ, THE SANTA MARIA CITY'S, RIO GRANDE DO SUL

AUTHOR: MARIANA DURIGON

ADVISER: MARIA ANGÉLICA OLIVEIRA

Defense Place and Date: Santa Maria, 28th February, 2013

The main aim of this study was to analyze the composition and structure of the diatom community (Bacillariophyceae) in the River Vacacaí hydrographic basin, Santa Maria municipal district, state of Rio Grande do Sul, Brazil, and its relation to physical and chemical variables, related to water quality. Monthly field trips were carried out between June 2011 and July 2012 in six sampling stations along the river course, in order to collect epilithic diatoms in natural substrates as well as water samples. Qualitative and quantitative analyses of the communities were performed on permanent glass slides under a light microscope. The relative abundance of diatom species was obtained from the count of at least 600 valves on each slide, as well as identification of taxa to species and variety levels. The following water quality variables were also measured: biochemical oxygen demand (BOD), chemical oxygen demand (COD), pH, suspended solids (SS), conductivity, turbidity, and dissolved oxygen. The results were compared to the water use categories determined by the National Council for the Environment (CONAMA) in a resolution issued in 2005. Multivariate techniques (cluster, canonical correspondence and indicator species analyses) and community structure parameters (species richness, Shannon's Diversity Index, determination of abundant and dominant species in each sample) were used in order to describe environmental and biological patterns found. 171 species were identified in total. Multivariate analyses resulted in grouping of the sampling stations rather than sampling dates, with the upstream sections separated from the downstream zones. The latter were characterized by higher values of BOD, COD and conductivity, as well as the dominance of diatoms species typical of pollutes sites such as *Sellaphora pupula*, *Nitzschia palea*, *Gomphonema parvulum* and *Cocconeis placentula*. At the most polluted site, species richness and diversity indices were significantly lower than at the remaining sampling stations. Human activities, markedly sewage effluents are pointed as the main causes of water quality degradation.

Key words: stream ecosystems. Physical and chemical variables. Diatoms

LISTA DE FIGURAS

ARTIGO 1

Figura 1 – Mapa de localização dos pontos	32
Figura 2 – Histograma da precipitação mensal	34
Figura 3 – Gráficos dos parâmetros físicos e químicos	37
Figura 4 – Gráfico da PCA	40

ARTIGO 2

Figura 1 – Mapa de localização dos pontos	47
Figura 2 – Histograma da precipitação mensal.....	52
Figura 3 – Dendrograma da análise de agrupamento.....	55
Figura 4 – ACC com pontos.....	57
Figura 5 – ACC com espécies.....	58

LISTA DE TABELAS

ARTIGO 1

Tabela 1 – Parâmetros de qualidade da água.....	35
---	----

ARTIGO 2

Tabela 1 –Coordenadas geográficas dos pontos de amostragem.....	48
---	----

Tabela 2 – Riqueza específica.....	53
------------------------------------	----

Tabela 3 – Valores do índice de diversidade.....	54
--	----

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	11
ARTIGO 1 – CARACTERIZAÇÃO FÍSICA E QUÍMICA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO VACACAÍ, SANTA MARIA, RS	28
Resumo.....	28
Abstract.....	28
Introdução.....	29
Material e métodos.....	31
Resultados e discussão.....	34
Conclusão.....	41
Literatura citada – Referências bibliográficas	41
ARTIGO 2 – A URBANIZAÇÃO COMPROMETE A QUALIDADE DA ÁGUA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO VACACAÍ, SANTA MARIA, RS	44
Resumo.....	44
Abstract.....	45
Introdução.....	46
Material e métodos.....	46
Resultados e discussão.....	51
Conclusão.....	64
Literatura citada – Referências bibliográficas	66
CONSIDERAÇÕES FINAIS	72
APÊNDICE	74

INTRODUÇÃO

A qualidade dos recursos hídricos em tempos atuais é uma das grandes preocupações que tem modificado as relações entre o homem e a natureza. O acentuado crescimento populacional vem aumentando a utilização da água, principalmente para o abastecimento urbano e irrigação e ao mesmo tempo evidencia-se um acentuado comprometimento de sua qualidade e disponibilidade.

A água doce está relacionada com atividades de agricultura, geração de energia, indústria e transporte, favorecendo o desenvolvimento econômico de muitos países, com isso, seu uso é uma das principais preocupações da humanidade neste século (WETZEL, 2001; TUNDISI, 2008). Esta influência crescente de atividades humanas em ambientes lóticos tem despertado interesse por parte dos órgãos públicos por causa da conseqüente deterioração da qualidade da água e problemas de saúde que podem estar associados (BERE, 2007; BERE; TUNDISI, 2010).

A qualidade da água é influenciada pela litologia da região, do clima, da vegetação circundante, do tipo de solo e do ecossistema aquático e os elementos que compõe a água são determinados pela temperatura e pelos ventos que influenciam no processo de decomposição das rochas e na erosão (MARQUES; SOUZA, 2005). Entre os principais impactos que alteram a qualidade da água nos ecossistemas aquáticos estão à contaminação química e a poluição orgânica bem como a desestruturação de habitats pela retirada da mata ciliar, entre outras atividades humanas que são responsáveis pelo desequilíbrio desses ambientes. A poluição orgânica pode ser caracterizada pela introdução nos corpos d'água de grande quantidade de matéria orgânica, de forma a ultrapassar sua capacidade natural de assimilação. A descarga de efluentes orgânicos de origem agrícola, industrial ou doméstica libera elevadas quantidades de nutrientes, como nitrogênio e fósforo nos meios receptores, elementos limitantes ao crescimento de microrganismos fotossintetizantes. Como conseqüência, há uma intensa proliferação destes e plantas aquáticas superiores, e um aumento na demanda por oxigênio dissolvido necessário para sua decomposição. Com isso, o corpo hídrico entra em um estado de depleção de oxigênio, impossibilitando a permanência dos organismos mais sensíveis e, em razão disto, reduzindo a diversidade de espécies anteriormente existente, encontrando-se eutrofizado (TUNDISI, 2003). A eutrofização é um

problema de âmbito global e resulta na perda da qualidade ecológica do ecossistema, podendo levar à perda da biodiversidade e na extinção de espécies (SAYER; ROBERTS, 2001; BENNION; SIMPSON, 2011; SILVA, 2012).

Outro fator que influencia a produtividade primária de um rio é a categoria à qual pertence. Os rios podem ser estruturados em ordens; por exemplo, Strahler (1957) define um trecho de nascente, que não recebe nenhum afluente, como primeira ordem e a junção de dois córregos como sistema de segunda ordem. Este é elevado ao nível subsequente apenas quando encontra outro de mesma magnitude e assim por diante. Rios de maior categoria apresentam segmentos mais largos, drenam áreas extensas e possuem declividade mais gradual do que os corpos d'água menores.

Rios de diferentes ordens apresentam também diferenças na produtividade primária. A maior parte da matéria orgânica de rios pequenos e sombreados tem origem alóctone, ou seja, tem origens externas, e pouco é produzido pelos organismos fotossintetizantes. À medida que o arroio se transforma em um rio mais largo e profundo, geralmente um rio de maior ordem, a produção autóctone das algas, musgos e raízes de plantas vasculares torna-se a principal fonte de energia para o sistema, reduzindo a influência terrestre. Assim, em uma mesma região climática rios de maior e menor largura podem apresentar diferenças entre si (BREWER, 1994).

Além disso, os rios possuem um fluxo contínuo da nascente à foz que influencia fortemente na composição das comunidades que se estabelecem nesse tipo de ambiente, em função de características como, por exemplo, a velocidade da correnteza. Outras variáveis físicas além de variáveis químicas também desempenham uma seletividade ambiental muito forte sobre a distribuição e composição das comunidades e os processos de produção primária do fitoplâncton e do perifíton, determinando a composição de espécies, assim como sua abundância (TUNDISI, 1990; TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 1994).

O termo perifíton já foi conceituado por muitos autores, e uma das mais adequadas definições foi desenvolvida por Wetzel (1983), segundo o qual, perifíton é uma complexa comunidade de microrganismos (bactérias, fungos, algas, animais) e de partículas orgânicas e inorgânicas, os quais vivem aderidos ou associados a um substrato submerso. Estes organismos formam uma fina camada de poucos milímetros, localizada entre o substrato e a camada de água. A maioria da biomassa

neste biofilme, no entanto, está associada ao componente algal. Segundo Round *et al.* (1990), as comunidades perifíticas recebem denominações especiais conforme o substrato onde estão aderidas, incluindo indivíduos que crescem sobre vegetais (epifíton), sobre rochas (epilíton), sobre sedimentos argilosos (epipelon) e sobre grãos de areia (episamon).

Os organismos que compõem o perifíton têm a capacidade de adquirir nutrientes simultaneamente a partir de múltiplas fontes como da água circundante do substrato e também a partir da reciclagem de nutrientes (MULHOLLAND, 1996; WETZEL, 2001). Além disso, sua resposta a mudanças na qualidade da água tais como o aumento da carga de nutrientes, pode ser rápida, podendo ser utilizada como um marcador útil para a detecção localizada de poluição em curto prazo (HAWES; SMITH, 1993; PASSY, 2001; JÜTTNER *et al.*, 2010; LAVOIE *et al.*, 2008; GOTTSCHALK; KAHLERT, 2012).

As algas perifíticas formam uma comunidade bastante representativa e o desenvolvimento desses organismos nos cursos de água é o resultado de uma complexa interação entre fatores hidrológicos, bióticos e de outras características do sistema aquático (BIGGS, 2000). As diatomáceas constituem uma parcela bem representativa da comunidade de algas perifíticas principalmente em ambientes lóticos (PATRICK; REIMER, 1966). Segundo a classificação de Reiers (2006) este grupo pertence ao filo Ochrophyta, classe Bacillariophyceae (Diatomophyceae). São algas de coloração castanho-dourada, sem flagelos na fase vegetativa, apresentando dois ou muitos cloroplastos discóides contendo clorofila *a*, *c1* e *c2*, geralmente mascarada pelo pigmento acessório fucoxantina. Suas paredes celulares são formadas por duas metades que se sobrepõem pelas bordas, de natureza péctica, que recebe forte impregnação de sílica polimerizada, chamadas de frústulas. O material de reserva é a crisolaminarina além de possuírem gotículas de lipídios espalhadas pelo citoplasma (REYNOLDS, 2006). Embora alguns táxons formem colônias ou filamentos, a maioria é de hábito predominantemente solitário. Para a identificação ao microscópio geralmente é realizada a oxidação do material para remoção da matéria orgânica, permitindo que se obtenha maior detalhamento das ornamentações da parede da célula (frústula) (BATTARBEE *et al.*, 2001).

Segundo Sommer, (1988), as diatomáceas exibem o que se chama de adaptação cromática, ou seja, são tolerantes a menores intensidades luminosas, favorecendo seu desenvolvimento nas camadas mais profundas, menos iluminadas,

porém, mais ricas em nutrientes, incluindo a sílica dissolvida, essencial para a formação de suas paredes celulares que formam sua frústula.

Uma das abordagens utilizadas na avaliação da degradação da qualidade da água em sistemas lóticos é a resposta da biota às mudanças ambientais (KARR, 1991) e nesse sentido as diatomáceas são eficientes organismos bioindicadores. A outra abordagem envolve a avaliação de variáveis físicas e químicas permitindo, na maioria dos casos, medições apenas instantâneas, ignorando a variação temporal de descritores ambientais que é geralmente alta em ambientes lóticos (ROCHA, 1992; BERE; TUNDISI, 2010; LOBO, 2010).

Os indicadores biológicos (bioindicadores) podem ser definidos particularmente como espécies ou comunidades, que, pela sua presença, fornecem informações sobre as condições físicas e químicas no ambiente. Em geral, uma espécie para ser considerada um bom indicador deve ter pequena variação ecológica, resposta rápida a mudanças ambientais, taxonomia bem definida, identificação confiável com o uso que equipamentos laboratoriais de rotina e ampla distribuição geográfica (BELLINGER; SIGEE, 2010).

Assim, as diatomáceas devido à sua ampla ocorrência e por responderem de forma rápida às mudanças ambientais têm sido usadas como indicadoras de contaminação orgânica e eutrofização (SALOMONI, 2004). Além disso, permitem monitorar ambientes muito impactados, onde outros organismos aquáticos são raros ou ausentes (TAYLOR et al., 2007). O monitoramento biológico dos ecossistemas lóticos, utilizando diatomáceas pode ser mais eficiente do que medidas físicas e químicas da água porque integram efeitos ambientais ao longo do tempo (STEVENSON, 2006), ou seja, são capazes de refletir estados não mais existentes no momento da verificação, porém, originados a partir do processo de maturação da comunidade (LOBO et al., 2002). As diatomáceas mantêm uma população dinâmica de tamanho variável, dependendo das condições ambientais prevalecentes (BERE; TUNDISI, 2010). Elas diferem na composição e abundância devido a suas afinidades e preferências ecológicas (POTAPOVA et al., 2003; TORNES et al., 2007; URREA et al., 2008).

Existem muitos fatores que devem ser levados em consideração para uma correta utilização dos métodos biológicos no monitoramento da qualidade da água. Soininen; Niemelä (2002), Besse-Lototskaya et. al. (2012) destacam que embora as diatomáceas possuam uma ampla distribuição geográfica, muitas sendo

consideradas cosmopolitas, sua resposta a condições diversas de nutrientes pode variar em regiões diferentes. Um índice do estado trófico tem por finalidade avaliar a qualidade da água. Desta forma os índices tróficos devem ser aplicados na região onde foram desenvolvidos. A utilização desses índices em outra região pode causar incertezas nos resultados da avaliação. Além disso, para determinar o estado ecológico de um rio devem ser feitas amostragens por um longo período de tempo em um ponto, diminuindo assim o risco de classificar o rio em um estado que não corresponde com o atual (KELLY et al. 2009).

Existem muitos trabalhos atuais que evidenciam a importância da utilização das diatomáceas principalmente em ecossistemas lóticos. Stevenson et al. (2008) desenvolveu uma abordagem bastante robusta com as principais condições ambientais que influenciam na comunidade de diatomáceas em rios dos EUA. Beltrame et al. (2012) trabalhou com diatomáceas epilíticas no norte da Itália em locais considerados como referência pela Diretiva-Quadro da Água 2000/60/CE. Tison et al. (2008) desenvolveram um índice com base na diferença de valores de sensibilidade entre espécies de locais poluídos e de sites de referência. Na Polônia, Picinska-Faltnowicz (2009) desenvolveram um índice multimétrico baseado em três métricas: trófica, sapróbia, e espécies de referência. Na Argentina Gómez; Licursi, (2001) formularam o Índice Diatomológico Pampeano (IDP), visando avaliar a poluição orgânica e eutrofização dos rios e arroios da região dos Pampas. Para a formulação do índice, 210 espécies foram classificadas de acordo com sua sensibilidade à eutrofização e poluição orgânica, considerando suas respostas às concentrações de fosfatos, nitrogênio amoniacal e demanda bioquímica de oxigênio. Em sistemas lênticos, por exemplo, Gottschalk, Kahlert (2012) trabalhando em lagos Suecos destacam o alto potencial das diatomáceas como bioindicadoras na avaliação do estado nutricional e acidez das águas.

Com relação às pesquisas ecológicas com o perifíton no Brasil, tiveram início em 1979 com as contribuições pioneiras de Rocha (1979), que usou como substrato lâminas de vidro para avaliar a estrutura da comunidade no lago Paranoá e lago da Península do Norte – DF. As primeiras pesquisas que começaram a ser feitas sobre a tolerância das diatomáceas à poluição orgânica eram determinadas segundo classificações estrangeiras (LANGE BERTALOT, 1979). Porém estas classificações apresentavam uso geográfico restrito, já que haviam sido feitas com base nas características particulares dos rios de outros países. A primeira tentativa com o

objetivo de desenvolver classificações adaptadas aos rios do sul do Brasil foi realizada por Lobo *et al.* (1996), em sistemas lóticos da bacia do rio Jacuí, RS. Posteriormente foi publicado o índice de sapróbios com base na demanda biológica de oxigênio (DBO₅), utilizando diatomáceas epilíticas para avaliação da qualidade da água de rios e arroios sul brasileiros de 18 sistemas lóticos da região hidrográfica do Guaíba, RS, Brasil, sendo que das nove sub-bacias que a integram, apenas a sub-bacia do rio Vacacaí não foi amostrada (LOBO *et al.*, 2002). Seguindo essa tendência Lobo *et al.* (2004a) incorporaram ao método a problemática da eutrofização por fósforo.

Outros estudos sobre a utilização das diatomáceas como indicadores biológicos no Brasil que se destacam são os de Lobo; Callegaro, (2000); Rodrigues; Lobo (2000); Oliveira *et al.* (2000; 2001; 2002); Lobo *et al.* (1997; 1998; 2003; (2004,b,c,d; 2006); Hermany *et al.* (2006); Salomoni *et al.* (2006; 2004); Dupont *et al.* (2007), Silva (2009).

Salomoni *et al.* (2011) trabalhou com diatomáceas epilíticas no rio Gravataí, RS, utilizando o Índice Biológico da Qualidade de Água (IBQA), formulado para rios sul-brasileiros, modificando para IBQA Gravataí, no qual houve uma nova classificação dos valores sapróbicos e valores indicativos, de acordo com a ocorrência e abundância das espécies no rio.

Nos últimos cinco anos, foram relevantes no Brasil os estudos sobre ecologia de diatomáceas como os de Bere; Tunidisi (2011)a,b que avaliaram a comunidade de diatomáceas e sua associação com variáveis ambientais em ecossistemas lóticos no rio Monjolinho em SP; Nascimento *et al.*(2010) estudaram a dinâmica espacial e a distribuição das diatomáceas contidas no sedimento superficial do lago Caçó, no norte do Brasil; Bertolli *et al.* (2010) analisaram a diatomoflórula perifítica aderida a macrófitas no reservatório do rio Passaúna; Wengrat (2011) avaliou a organização e bioindicação das diatomáceas, utilizando enfoque comparativo entre plâncton e sedimentos; Faria *et al.* (2010) realizou um levantamento florístico das espécies de diatomáceas perifíticas incluídas em Fragilariales, Eunotiales, Achnanthes e *Gomphonema* Ehrenberg, para estimar o estado trófico de uma represa do Rio Itaquí, em São José dos Pinhais, PR; Moresco *et al.* (2011) que realizaram um estudo taxonômico das diatomáceas perifíticas influenciados por diferentes ações antrópicas em Maringá, PR

Também foram relevantes os trabalhos sobre taxonomia de diatomáceas como os de Dos Santos et. al. (2011) que trabalharam com diatomáceas perifíticas associadas à macrófita aquática contribuindo com 18 novas citações para o Estado do Paraná; Canani et. al. (2011) que apresentam os resultados da composição taxonômica e distribuição espacial e temporal de diatomáceas em locais oligotróficos no Parque Estadual do Ibitipoca, Minas Gerais, com destaque para o gênero *Eunotia* Ehrenberg; Fernandes et.al. (2011) realizaram um levantamento taxonômico das diatomáceas no baixo curso e estuário do Rio Ratonas, região com formação de manguezais, localizada em Florianópolis, SC; Silva et.al.(2010) estudaram a diversidade das diatomáceas do reservatório do Iraí ampliando o conhecimento da flora diatomológica perifítica de ambientes eutróficos do estado do Paraná; Laudares (2010) apresentou um estudo taxonômico das diatomáceas do Arroio do Faxina, situado no município de Torres, litoral do Rio Grande do Sul, Brasil; Flôres et.al.(2010) apresentam os resultados do estudo taxonômico das diatomáceas referentes aos gêneros *Epithemia*, *Rhopalodia* e *Surirelia*, provenientes de Lagoas de Rio Grande, RS; Souza, Senna (2009) contribuíram com o conhecimento da biodiversidade de diatomáceas epilíticas pertencentes à subordem Sellaphorineae do rio do Monjolinho, no Município de São Carlos, São Paulo; Torgan et al (2009) analisaram a composição taxonômica de diatomáceas presentes sobre o molusco *Limnoperna fortunei*, introduzido no Lago Guaíba através da água de lastro de navios oriundos da Argentina, para avaliar a ocorrência das espécies quanto ao habitat e origem; Garcia, Odebrecht (2009) apresentaram uma chave dicotômica e uma tabela comparativa com as dimensões e características diagnósticas para a identificação de dezessete espécies de *Thalassiosira* (diatomáceas), comumente observadas no estuário da Lagoa dos Patos no RS.

Na União Européia, foi estabelecido um plano de ação quanto à política dos recursos hídricos prevista na Diretiva-Quadro da Água 2000/60/CE, reconhecendo o potencial do biomonitoramento, e o adotando como o método-chave a ser usado em toda a Europa. Nesse sentido foi estimulada a utilização de diatomáceas e macrófitas aquáticas como organismos bioindicadores (WALLEY *et al.*, 2001). Apesar de sua importância ecológica e utilidade prática, o conhecimento da ecologia de diatomáceas no Brasil ainda se encontra deficiente, dificultando sua utilização no gerenciamento dos sistemas aquáticos.

A legislação brasileira ainda se encontra limitada à utilização de cianobactérias, coliformes termotolerantes e clorofila como variáveis biológicas no acompanhamento da qualidade da água. A Resolução número 430/2011, do Conselho Nacional do Meio Ambiente – Conama, dispõe sobre a classificação de corpos de água para usos múltiplos, de diretrizes para o enquadramento, além de estabelecer condições e padrões de lançamento de efluentes, porém é baseada quase exclusivamente em parâmetros físicos e químicos. Nessa resolução os corpos hídricos foram classificados em águas doces, salobras e salinas que, juntas integram 13 classes de uso conforme a qualidade requerida para cada tipo de uso. Essa resolução dispõe de cinco classes para águas doces, cujos usos encontram-se listados abaixo (BRASIL, 2011).

- Classe Especial – destinada ao abastecimento para consumo humano com desinfecção, preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas, preservação do equilíbrio natural em unidades de conservação de proteção integral;
- Classe 1 – podem ser destinadas ao abastecimento para consumo humano após tratamento simplificado, proteção das comunidades aquáticas, a recreação, a irrigação de hortaliças consumidas cruas e a proteção de comunidades aquáticas em áreas indígenas;
- Classe 2 - podem ser destinadas ao abastecimento para consumo humano após tratamento convencional, proteção das comunidades aquáticas, a recreação, a irrigação de hortaliças, frutíferas, parques e jardins e a aquicultura ou atividade pesqueira;
- Classe 3 – podem ser destinada ao abastecimento para consumo humano após tratamento avançado, a irrigação culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras, a pesca amadora, a recreação de contato secundário e dessedentação de animais;
- Classe 4 - pode ser destinada a navegação e a harmonia paisagística.(Brasil, 2011)

A bacia hidrográfica do Rio Vacacaí, no município de Santa Maria não possui até o momento, estudos publicados sobre comunidades de diatomáceas epiliticas e suas respostas a fatores ambientais. É de alta relevância o conhecimento dos níveis de qualidade da água desse sistema lótico e do efeito da poluição orgânica sobre organismos que podem ser utilizados como bioindicadores. O conhecimento da ecologia desses organismos é fundamental e serve de base para o desenvolvimento

de índices que futuramente permitirão uma rápida avaliação da qualidade desses ambientes lóticos. Desta forma, esse trabalho foi conduzido com o objetivo de relacionar a variação da estrutura da comunidade de diatomáceas com as mudanças na qualidade da água das estações de amostragem e avaliar a qualidade da água em sistemas lóticos da bacia hidrográfica do Rio Vacacaí no município de Santa Maria, RS, por meio da determinação de variáveis físicas e químicas.

Referências

BATTARBEE, R. W. et al. Diatoms. (apud SMOL, J.P; BIRKS, H.J.B.; LAST, W.M.) (eds.). Tracking Environmental Change Using Lake Sediments. *Volume 3: Terrestrial, Algal, and Siliceous Indicators*. Dordrecht, Kluwer Academic Publishers, p. 155-202, 2001.

BELLINGER, E. G.; SIGEE, D., C. **Freshwater Algae: Identification and Use as Bioindicators**, 2010.

BENNION, H.; SIMPSON, G. L. The use of diatom records to establish reference conditions for UK lakes subject to eutrophication. **Journal Paleolimnology** v. 45; p. 469-488, 2011.

BERE, T. The assessment of nutrient loading and retention in the upper segment of the Chinyika River, Harare: implications for eutrophication control. **Water SA**, v. 33, n. 2, p. 279-284, 2007.

BERE, T.; TUNDISI, J. G. Biological monitoring of lotic ecosystems: the role of diatoms. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 70, n. 3, Aug. 2010a .

BERE, T.; TUNDISI, J. G. Epipsammic diatoms in streams influenced by urban pollution, São Carlos, SP, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 70, n. 4, Nov. 2010b.

BERE, T.; TUNDISI, J.G. Applicability of borrowed diatom-based water quality assessment indices in streams around São Carlos-SP, Brazil. **Hydrobiologia**, v. 673 p. 179-192, 2011a.

BERE, T.; TUNDISI, J. G. The effects of substrate type on diatom-based multivariate water quality assessment in a tropical river (Monjolinho), São carlos, SP, Brazil. **Water, Air & Soil Pollution**, v. 216, p. 391-409, 2011b.

BERTOLLI, L. M.; TREMARIN, P. I.; LUDWIG, T. A. V. Diatomáceas perifíticas em *Polygonum hydropiperoides* Michaux, reservatório do Passaúna, Região Metropolitana de Curitiba, Paraná, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, Feira de Santana, v. 24, n. 4, Dec. 2010 .

BRANCO, S. M. **Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária**. São Paulo, CETESB, 619 pp. 1978.
Brasil. **CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente**: Resolução nº 430. Diário Oficial da União 13/05/2011

BREWER, R. **The Science of Ecology**. 2ed. Orlando, Florida, Saunders College Publishing, 816 pp, 1994.

CANANI, L. G. de C.; MENEZES, M.; TORGAN, L. C.. Diatomáceas epilíticas de águas oligotróficas e ácidas do Sudeste do Brasil. **Acta Bot. Bras.**, Feira de Santana, v. 25, n. 1, Mar. 2011.

DOS SANTOS, et al. Diatomáceas perifíticas em *Potamogeton polygonus* Cham. & Schldl.: citações pioneiras para o estado do Paraná. **Biota Neotrop.**, Campinas, v. 11, n. 3, Sept. 2011.

DÜPONT, A., et al. Avaliação da qualidade da água do Arroio do Couto, Santa Cruz do Sul, RS, Brasil. Caderno de Pesquisa. **Série Biologia (UNISC)**, v. 9, p. 20-31. 2007.

FARIA, D. M. de; TREMARIN, P. I.; LUDWIG, T. A. V.. Diatomáceas perifíticas da represa Itaquí, São José dos Pinhais, Paraná: Fragilariales, Eunotiales, Achnanthes e Gomphonema Ehrenberg. **Biota Neotrop.**, Campinas, v. 10, n. 3, Sept. 2010 .

FERNANDES, L., SOUZA-MOSIMANN, R., FERNANDES, G.. Diatomáceas (Bacillariophyceae) do Rio Ratonas, Florianópolis, Santa Catarina, Brasil. Baixo curso e estuário. **INSULA Revista de Botânica**. 20, dez. 2011.

FLÔRES, T., MOREIRA FILHO, H., LUDWIG, T.. Contribuição ao inventário florístico das diatomáceas (Bacillariophyta) do Banhado do Taim, Rio Grande do Sul, Brasil:

I. *Epithemia* Brébisson exKützing, *Rhopalodia* O. Müller e *Surirella* Turpin. **INSULA Revista de Botânica**. 28, Abr. 2010.

GARCIA, M.; ODEBRECHT, C. Chave dicotômica ilustrada para a identificação de espécies de *Thalassiosira* Cleve (diatomácea) no estuário da Lagoa dos Patos e área costeira adjacente (Rio Grande do Sul, Brasil). **Biota Neotrop.**, Campinas, v. 9, n. 2, June 2009 .

GÓMÉZ, N.; LICURSI, M. The Pampean Diatom Index (IDP) for assessment of rivers and streams in Argentina. **Aquatic Ecology**, v. 5, p.173-181, 2001.

GOTTSCHALK, S.; KAHLERT, M. Shifts in taxonomical and guild composition of littoraldiatom assemblages along environmental gradients. **Hydrobiologia**, v. 694, p. 41–56, 2012.

HERMANY, G. et al. 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**, v. 18, n.1, p. 9-27, 2006.

JÜTTNER, I., CHIMONIDES, P., J., ORMEROD, S., J. Using diatoms as quality indicators for a newly-formed urban lake and its catchment. **Environ Monit Assess**, v. 162, p. 47–65, 2010.

KARR, J. R. Biological integrity: a long-neglected aspect of water resource management. **Ecological Applications**, v. 1, n. 1, p. 66-84, 1991.

KAWECKA, B.; C. T. ROBINSON. Diatom communities of lake/stream networks in the Tatra Mountains, Poland, and the Swiss Alps. **Oceanological and Hydrobiological Studies**, v. 37, p. 21–35, 2008.

KELLY, M., H. at al. Uncertainty in ecological status assessments of lakes and rivers using diatoms. **Hydrobiologia**, v. 633, p. 5–15, 2009.

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

LAUDARES-SILVA, R.. Estudo taxonômico das diatomáceas (Bacillariophyceae) coletadas no Arroio do Faxinal (Sanga da Água Boa), Torres, Rio Grande do Sul, Brasil. **INSULA Revista de Botânica**, v.17, Abr. 2010

LAVOIE, I., et al. Are diatoms good indicators of temporal variability in stream water quality? **Freshwat. Biol.**, v. 53, p. 827–841, 2008.

LECOINTE, C., COSTE, M.; PRYGIEL, J. “OMNIDIA”: software for taxonomy, calculation of diatom indices and inventories management. **Hydrobiologia**, v. 269, n. 270, p. 509–513, 1993.

LOBO, E. A.; V. L. CALLEGARO. Avaliação da qualidade de águas doces continentais com base em algas diatomáceas epilíticas: Enfoque metodológico. Apud: TUCCI, C. E. M.; MARQUES, D. M. **Avaliação e Controle da Drenagem Urbana**. (org.): 277-300. Porto Alegre: Ed. Universidade/ UFRGS. 558 pp. 2000.

LOBO, E. A.; BEN DA COSTA, A. Estudo da qualidade de água do Rio Pardinho, Município de Santa Cruz do Sul, Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Tecnológica**, Santa Cruz do Sul, v. 1, n. 1, p. 11-36. 1997.

LOBO, E. A., et al. **Guia Ilustrado para a Identificação de Diatomáceas Epilíticas Indicadoras da Qualidade da Água de Rios e Arroios da Bacia do Rio Jacuí, RS, Brasil**. Relatório final, Universidade de Santa Cruz do Sul, Santa Cruz do Sul, 80p. 1998

LOBO, E. A., et al. Pollution tolerant diatoms from lotic systems in the Jacui Basin, Rio Grande do Sul, Brasil. **Iheringia Ser. Bot.**, v. 47, p. 45-72, 1996.

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

LOBO, E. A.; WETZEL C. E; BES, D. Avaliação da qualidade da água dos arroios Sampaio, Bonito e Grande, município de Mato Leitão, RS, Brasil. **Revista Tecnol. Brasil**, v. 7, p. 39-53, 2003.

LOBO, E. A., et al. Use of epilithic diatoms as bioindicator from lotic systems in Southern Brazil, with special emphasis on eutrophication. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.16, p. 25-40, 2004a.

LOBO, E. A., BES, D., TUDESQUE, L.; ECTOR, L. Water quality assessment of the Pardinho River, RS, Brazil, using epilithic diatom assemblages and faecal coliforms as biological indicators. **Vie & Milieu**, v. 53, p. 46-53, 2004b.

LOBO, E. A., et al. Water quality study of Condor and Capivara streams, Porto Alegre municipal district, RS, Brazil, using epilithic diatoms biocenoses as bioindicators. **Oceanol. Hydrobiol. Stud.**, v. 33, p.77-93, 2004c.

LOBO, E. A. et al. Review of the use of microalgae in south America for monitoring Rivers, with special reference to diatoms. **Vie & Milieu**, Paris, v. 54, n. 2-3, p.105-114. 2004d.

LOBO, E. A. et al. Epilithic diatoms as indicators of water quality in the Gravataí river, Rio Grande do Sul, Brazil. **Hydrobiologia**, v. 559, p. 233-246, 2006.

LOWE, R.L.; PAN, Y. Benthic algal communities as biological monitors. (Apud: STEVENSON, R. J.; BOTHWELL, M. L.; LOWE, R. L. (eds.). *Algal Ecology: freshwater benthic ecosystems*. **Academic Press**, San Diego, pp. 705-739, 1996).

MARQUES, R. SOUZA, L.C. Matas ciliares a áreas de recarga hídrica. (apud ANDREOLI, C. V.; CARNEIRO, C. **Gestão integrada de manancias de abastecimento eutrofizados**. Curitiba: Sanepar, p, 161 – 188, 2005.

MORALES, E. A., SIVER P. A.; TRAINOR, F. R. Identification of diatoms (Bacillariophyceae) during ecological assessments: comparison between light microscopy and scanning electron microscopy techniques. **Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia**, v. 151, p. 95–103, 2001.

MORESCO, C et al . Diatomáceas perifíticas abundantes em três córregos com diferentes ações antrópicas em Maringá, PR, Brasil. **Rev. bras. Bot.**, São Paulo, v. 34, n. 3, Sept. 2011 .

MULHOLLAND P.J. Role in nutrient cycling in streams. (Apud STEVENSON R.J.; BOTHWELL M.L.; LOWE, R. L. *Algal Ecology: Freshwater Benthic Ecosystems* (Eds), pp. 605–639. **Academic Press**, San Diego, 1996).

NASCIMENTO, L. R. do et al . Diatom assemblage in a tropical lake of northeastern Brazil. **Braz. arch. biol. technol.**, Curitiba, v. 53, n. 1, Feb. 2010 .

OLIVEIRA, M. A., et al. Association of periphytic diatom species on artificial substrate in lotic environments in the Arroio Sampaio basin, RS, Brazil: relationships with abiotic variables. **Revista Braz. J. Biol.**, v. 61, p. 523-540, 2001.

PASSY, S. I. Spatial paradigms of lotic diatom distribution: A landscape ecology perspective. **Journal of Phycology**, v.37, p.370–378, 2001.

PATRICK, R.; REIMER, C. W. The diatoms of the United States. **Monographs of Philadelphia Academy of Natural Sciences**, v. 13, 688 pp. 1966

PICINSKA-FALTYNOWICZ, J., 2009. Diatom phytobenthos as a tool for assessing the ecological status of Polish rivers. **Oceanological and Hydrobiological Studies**, v.38, p.155–161, 2001.

POTAPOVA, M.; CHARLES, D. F. Distribution of benthic diatoms in US rivers in relation to conductivity and ionic composition. **Freshwater Biology**, v. 48, p. 1311–1328, 2003.

REYNOLDS, C.S. **The ecology of phytoplankton**. EBC series. Cambridge University Press, 535 p. 2006

Rimet, F. et al. Changes in diatom-dominated biofilms during simulated improvements in water quality: implications for diatombased monitoring in rivers. **European Journal of Phycology**, v. 44, p. 567–577, 2009.

ROCHA, A. Algae as biological indicators of water pollution. (Apud. CORDEIRO-MARINO, M., **Algae and Environment: A General Approach**. p. 34-52. Sociedade Brasileira de Ficologia, CETEBS, São Paulo, 1992).

RODRIGUES, L. M.; LOBO, E. A. Análise da estrutura de comunidades de diatomáceas epilíticas no Arroio Sampaio, Município de Mato Leitão, RS, Brasil. **Caderno de Pesquisa Série Botânica**, v. 12, n. 2, p. 5-27, 2000.

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

SALOMONI, S. **Diatomáceas epilíticas indicadoras da qualidade de água na bacia do Rio Gravataí, Rio Grande do Sul, Brasil**. Tese de Doutorado. São Carlos, Universidade Federal de São Carlos. 230 pp. 2004.

SALOMONI, S. E. et al. Epilithic diatoms as indicators of water quality in the Gravataí river, Rio Grande do Sul, **Hydrobiologia**, v. 559, n. 1, p. 233-246, 2006.

SALOMONI, S. E. et al . Application of water quality biological indices using diatoms as bioindicators in the Gravataí river, RS, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 71, n. 4, Nov. 2011 .

SAYER, C.D, ROBERTS, N. Establishing realistic restoration targets for nutrient-enriched shallow lakes: linking diatom ecology and palaeoecology at the Attenborough Ponds, UK. **Hydrobiologia**, v. 448, p. 117 – 142, 2001.

SILVA, da, A.M. **Diatomáceas com potencial indicador do estado trófico de dois reservatórios com diferentes padrões de trofia: Piraquara e Iraí**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná, 158 p. 2009

SILVA, da, A., M. et al. Diatomáceas perifíticas em um sistema eutrófico brasileiro (Reservatório do Iraí, estado do Paraná). **Acta Botanica Brasilica**. v. 24, n. 4, p. 997-1016, 2010.

SILVA, da. P. D. A. Biodiversidade e distribuição das diatomáceas planctônicas e de sedimento superficial nas represas de abastecimento do Sistema Alto Cotia (SP). Dissertação de mestrado. Instituto de Botânica da Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, SP, 2012.

SOININEN, J., NIEMELA, P. Inferring the phosphorus levels of rivers from benthic diatoms using weighted averaging. **Hydrobiol.** v. 154, p. 1–18, 2002.

SOMMER, U. Growth and survival strategies of planktonic diatoms. (Apud. SANDGREN, C. D. (Ed.). Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton. **Cambridge University Press**, p. 227-260. 1988

SOUZA, M. das G. M. de; SENNA, P. A.C.. Diatomáceas epilíticas da subordem Sellaphorineae do rio do Monjolinho, São Carlos, SP, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 23, n. 3, Sept. 2009 .

STEVENSON, R. J. Refining diatom indicators for valued ecological attributes & development of water quality criteria. (Apud. OGNJANOVA-RUMENOVA, N.; MANOYLOV K. (eds.), **Advances in Phycological Studies**. Pensoft Publishers, Moscow, Russia: 365–383, 2006.

STEVENSON, R. J., et al. Development of diatom indicators of ecological conditions for streams of the western US. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 27, p. 1000–1016, 2008.

STRAHLER, A.N. Quantitative analysis of watershed geomorphology. **Transactions of the American Geophysical Union**, v. 38, p. 913-920, 1957.

TAYLOR, J. C.; VUUREN, M. S. J. VAN; PIETERSE, A. J. H. The application and testing of diatom-based indices in the Vaal and Wilge Rivers, South Africa. **Water Research**, v. 33, p. 51–59, 2007

TISON, J.; GIRAUDEL, J. L.; COSTE, M. Evaluating the ecological status of rivers using an index of ecological distance: an application to diatom communities. **Ecological Indicators**, v. 8, p. 285–291, 2008.

TORGAN, L. C.; SALOMONI, S.E.; BICCA, A. B. Diatomáceas sobre *Limnoperna fortunei* (Dunker), molusco introduzido no Lago Guaíba, Sul do Brasil. **Revista brasileira Botânica**, São Paulo, v. 32, n. 1, Mar. 2009 .

TORNES, E. et al. Indicator taxa of benthic diatom communities: a case study in Mediterranean streams. *Annales de Limnologie – International Journal of Limnology*, v. 43, p. 1–11, 2007.

TUNDISI, J.G. **Água no século XXI: enfrentando a escassez**. São Carlos: RiMa Editora / Instituto Internacional de Ecologia. 247 p., 2003.

TUNDISI, J.G. Distribuição espacial, seqüência temporal e ciclo sazonal do fitoplâncton em represas: fatores limitantes e controladores. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 50, n. 4, p. 937-955, 1990.

TUNDISI, J.G.; MATSUMARA-TUNDISI, T. Plankton diversity in a warm monomitic lake. (Dom Helvecio, Minas Gerais) na a Polymitic reservoir (Barra Bonita); a comparative analysis of the intermediate disturbance hypotesis. **Anal da academia brasileira de ciências**, v. 66, n.1, p. 15-28, 1994.

TUNDISI, J. G. **Recursos hídricos no futuro: problemas e soluções**. Estud. av. São Paulo, v. 22, n. 63, 2008.

URREA, G.; SABATER, S. Epilithic diatom assemblages and their relationship to environmental characteristics in an agricultural watershed (Guadiana River, SW Spain). **Ecological Indicators**, 2008.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental / Universidade de Minas Gerais. 240 p. 1995.

WALLEY, W.; GRBOVIC, J.; EROSKY, S. D. A reappraisal of saprobic values and indicator weights based on Slovenian river quality data. **Water Research**, v. 35, p. 18, n. 4285–4292, 2001.

WENGRAT, S. **Biodiversidade e distribuição das diatomáceas no Complexo Billings, São Paulo: influência da compartimentalização espacial e do estado trófico**. Dissertação de Mestrado, Instituto de Botânica de São Paulo, 126p. 2011.

WETZEL, R. G. Opening remarks. (Apud. WETZEL, R. G. (Ed.). **Periphyton of freshwater ecosystems**. The Hague, Dr. W. Junk, Developments in Hydrobiology, v. 17, p. 3-4. 1983).

WETZEL, R. G. **Limnology: Lake and River Ecosystems**. 3 ed. Academic Press, San Diego. 1006 pp. 2001.

A URBANIZAÇÃO COMPROMETE A QUALIDADE DA ÁGUA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO VACACAÍ, SANTA MARIA, RS

Resumo

A bacia hidrográfica do rio Vacacaí no município de Santa Maria possui em alguns pontos grande influência antrópica, com isso esse trabalho foi conduzido com o objetivo de avaliar a qualidade das águas nessa bacia hidrográfica através de variáveis físicas e químicas da água. As amostras foram coletadas em seis pontos e a avaliação foi feita através da determinação de parâmetros físicos e químicos durante um período de doze meses (junho de 2011 a junho de 2012). Efetuou-se análises de demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), pH, sólidos suspensos (SS), condutividade, turbidez e oxigênio dissolvido. Os parâmetros foram comparados com as classes de uso da água prevista na resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA 357/2005). Foi realizada uma análise de componentes principais (PCA) utilizando o programa PC-ORD. Pode-se observar uma associação espacial dos parâmetros em relação às amostragens, evidenciando os efeitos da urbanização na qualidade da água.

Palavras-chave: ecossistemas lóticos, variáveis abióticas

URBANIZATION COMMITS THE QUALITY OF WATER VACACAÍ HYDROGRAPHICAL BASIN, SANTA MARIA, RS, BRAZIL.

Abstract

The river basin Vacacaí in Santa Maria has some great points anthropogenic influence, therefore the objective of this study was to evaluate the water quality in this watershed through physical and chemical parameters of the water. Samples were

collected in six sampling stations and physical and chemical variables were determined during a twelve month period (June 2011 until July 2012). The variables were: biochemical oxygen demand (BOD), chemical oxygen demand (COD), pH, suspended solids (SS), conductivity, turbidity, and dissolved oxygen. The results were compared to the water use categories determined by the National Council for the Environment (CONAMA) in a resolution issued in 2005. Also, a Principal Components Analysis (PCA) revealed the association of sampling stations rather than time of sampling, due to the effects of urbanization along the river course.

Introdução

A água constitui o insumo essencial a todas as formas de vida existentes no planeta, entretanto, nos últimos anos vem-se verificando a crescente exploração e degradação deste recurso natural.

As propriedades físicas, químicas e biológicas de um rio são influenciadas pelas condições climáticas e por atividades antrópicas que ocorrem na bacia hidrográfica, em grande parte pelo lançamento de esgotos. De acordo com Guimarães; Nour (2001), o aumento da carga orgânica pode ter um reflexo no aumento da demanda bioquímica de oxigênio e da demanda química de oxigênio e conseqüentemente, uma diminuição da concentração de oxigênio dissolvido, como resultado, principalmente, do metabolismo de microrganismos aeróbios.

A qualidade da água pode ser avaliada através de vários parâmetros, que expressam as suas principais características físicas, químicas e biológicas. Estes parâmetros podem ser: turbidez, pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido (OD), sólidos suspensos, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), entre outros.

A turbidez e os sólidos suspensos apresentam significados semelhantes em termos de qualidade de água. Referem-se à concentração de partículas suspensas presentes na massa líquida. A turbidez indica a dificuldade de um feixe de luz passar através da água que é proporcional a presença de partículas em suspensão (LIBÂNIO, 2005). Já os sólidos representam todas as impurezas presente na coluna d'água com exceção dos gases dissolvidos. Altas concentrações de sólidos em

suspensão reduzem a passagem de luminosidade, afetam organismos bentônicos e desequilibram as cadeias tróficas (TAVARES, 2005).

A condutividade elétrica também está relacionada com a presença de substâncias dissolvidas que se dissociam em ânions e cátions. É a capacidade que a água apresenta de conduzir corrente elétrica. De acordo com Libâno, (2005) é um indicador do lançamento de efluentes, por se relacionar à concentração de sólidos dissolvidos.

Já o pH (potencial hidrogeniônico), apresenta uma escala de variação entre 0 e 14, dando uma indicação da condição de acidez, neutralidade ou alcalinidade. É um indicativo da concentração de íons H⁺ que pode ter origem natural a partir da dissolução de rochas, dos processos de fotossíntese e da oxidação da matéria orgânica, ou pode ter origem antropogênica, a partir de despejos domésticos e industriais.

Quando se trata da avaliação da matéria orgânica na água, os parâmetros mais utilizados são a demanda bioquímica de oxigênio (DBO) a demanda química de oxigênio (DQO) e o oxigênio dissolvido (OD). O oxigênio dissolvido é um importante indicativo da presença de matéria orgânica na água, pois, durante a estabilização da mesma, as bactérias fazem uso do oxigênio nos seus processos respiratórios. É fundamental para a manutenção de vida dos organismos aeróbicos, (VON SPERLING, 2005). A quantidade de oxigênio dissolvido na água varia conforme a altitude e a temperatura, considera-se que ao nível do mar e a uma temperatura constante de 20° C a saturação é igual a 9,2 mg/L. Quando os valores de OD superam a saturação é um indicativo da presença de algas e quando são menores é uma evidência da presença de matéria orgânica. Peixes são organismos mais sensíveis à variação de OD, geralmente não conseguem sobreviver quando os valores forem igual a 2 mg/L e valores iguais a 0 mg/L tem-se condições de anaerobiose (VON SPERLING, 2005).

A DBO e a DQO quantificam o consumo de oxigênio dissolvido (OD) pela oxidação da matéria orgânica que é o efeito principal dos compostos orgânicos no ambiente aquático.

A proteção dos recursos hídricos é essencial para assegurar a qualidade da água para consumo humano e o equilíbrio ecológico do planeta. Neste sentido a resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA 357/2005) estabelece a classificação dos corpos de água no Brasil. Esta resolução classifica as águas

doces em cinco classes diferentes, cada classe possui valores máximos admissíveis de parâmetros e condições que devem ser respeitadas, para a proteção da qualidade da água. As classes relacionam os usos das águas, que incluem desde águas potáveis para consumo humano até baixos padrões de potabilidade, destinada somente para navegação e paisagismo.

Com o desenvolvimento das indústrias e o crescimento populacional do município de Santa Maria torna-se importante conhecer os efeitos das ações antrópicas sobre a qualidade da água da Bacia hidrográfica dos Rios Vacacaí-Vacacaí Mirim, pois se percebe uma significativa emissão de efluentes domésticos nestes corpos de água.

Diante da importância dos recursos hídricos para a manutenção do equilíbrio biológico dos ecossistemas e da necessidade de preservar esse recurso para as futuras gerações, torna-se importante conhecer os parâmetros abióticos para que possam ser tomadas medidas visando à melhoria de sua qualidade. Portanto, o objetivo principal deste trabalho é fazer uma caracterização física e química da qualidade da água na Bacia hidrográfica dos Rios Vacacaí-Vacacaí Mirim no município de Santa Maria, RS.

Material e métodos

Caracterização da área de estudo

Na figura 1 observam-se as Bacias hidrográficas que fazem parte do Estado do RS, com destaque para a Bacia hidrográfica do rio Vacacaí na região central do Estado onde estão localizados os seis pontos de amostragem utilizados no desenvolvimento do estudo.

A área de estudo compreendeu a Bacia Hidrográfica dos Rios Vacacaí – Vacacaí Mirim. Essa Bacia faz parte da região hidrográfica do Guaíba, localizada na porção centro-ocidental do Estado do Rio Grande do Sul (Figura 1). Está situada entre as coordenadas geográficas: 29°35' a 30°45' de latitude Sul e 53°04' a 54°34' de longitude Oeste. Segundo a SEMA (2012), essa Bacia abrange as províncias geomorfológicas Depressão Central e Escudo Sul Rio-Grandense e possui uma área de 11.077,34 km², com uma população total de 384.657 habitantes, abrangendo

municípios como Caçapava do Sul, Júlio de Castilhos, Santa Maria e São Gabriel. Os principais usos da água se destinam a irrigação, dessedentação de animais e abastecimento público.

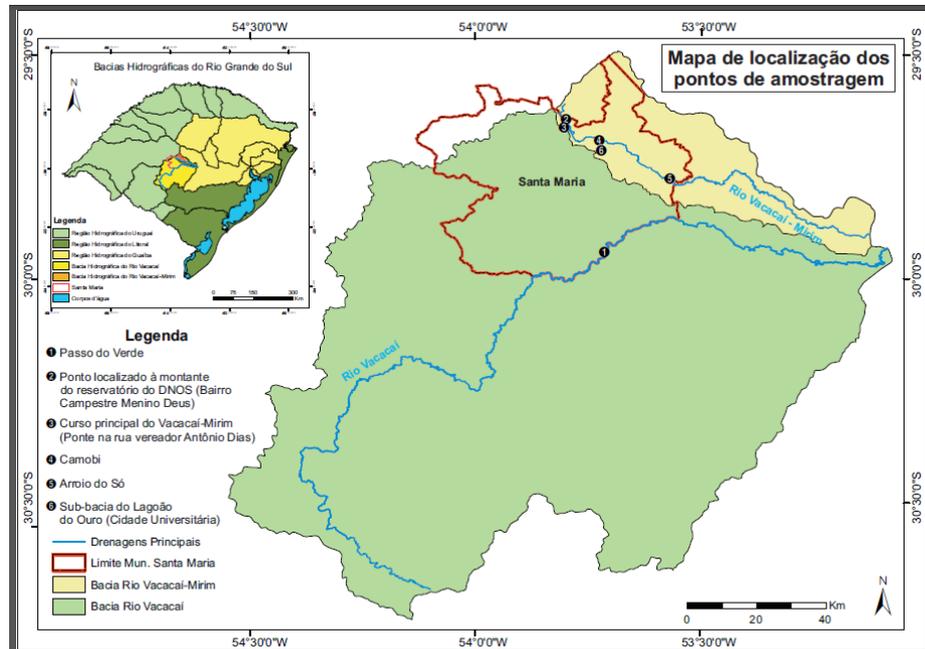


Figura 1. Localização dos seis pontos de amostragem, na bacia hidrográfica do Vacacaí, no Estado do Rio Grande do Sul, Brasil.

As coletas foram realizadas no município de Santa Maria. Foram selecionados seis pontos de amostragem, destes somente um ponto tem como localização o Rio Vacacaí. Este ponto (P1) localiza-se no trecho médio do rio, na altura do distrito de Passo do Verde, na ponte da rodovia BR 392, têm grande influência de atividades agrícolas, especialmente culturas de soja e arroz. Os demais pontos de amostragens localizam-se no rio Vacacaí-Mirim. Destes, foi escolhido um ponto (P2), onde as influências antrópicas são menores, em uma área pouco impactada segundo o estudo de Gastaldini *et al.* (2006), localizada à montante do reservatório do DNOS, no Bairro Campestre, representando um afluente de primeira ordem do Rio Vacacaí-Mirim. Ainda à montante do reservatório foi localizado outro ponto (P3), no curso principal do Vacacaí-Mirim na ponte da Rua Vereador Antônio Dias que possui influência de habitações bastante próximas. Outro ponto está localizado no Bairro Camobi (P4), estrada para a Cidade dos Meninos (Rua Angelin

Bortholuzzi). Este ponto recebe, além de esgotos, grande quantidade de resíduos sólidos que podem ser observados ao entorno de suas margens. Outro local de amostragem (P5) teve como localização o Distrito de Arroio do Só localizado ao leste da cidade, que sofre influência de atividades agrícolas, especialmente cultura de arroz. Foi escolhido também um ponto (P6) na área da cidade Universitária em um curso d'água da sub-bacia do Lagoão do Ouro, que serve como receptor de grande parte do esgoto produzido no Bairro Camobi.

Procedimentos de coleta e análise

As coletas das amostras de água foram realizadas mensalmente de junho de 2011 a maio de 2012, nos seis pontos de amostragem descritos acima. A concentração de oxigênio dissolvido e a temperatura da água foram determinadas no local da coleta com o auxílio de um oxímetro modelo Q-758P. Foram coletados aproximadamente cinco litros de água para as análises laboratoriais. As médias mensais de precipitação pluviométrica para o município de Santa Maria foram obtidas do portal INMET (INMET 2012). A parte analítica foi realizada no Laboratório de saneamento junto ao departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental/UFSM, onde foram realizadas as análises de condutividade elétrica, pH, DBO, DQO, sólidos totais, turbidez e temperatura da água. Todos os procedimentos analíticos foram realizados de acordo com APHA (1998).

A condutividade elétrica da água e o pH foram determinados com um condutivímetro/potenciômetro, modelo WTW Inolab Oxivel 2. A turbidez foi determinada com o auxílio de um turbidímetro modelo Orbeco-Hellige 966. A determinação de DBO foi feita pelo Método Modificado de Winkler, (APHA, 1998). A DQO foi determinada através do método do refluxo fechado (APHA, 1998). Para a determinação dos sólidos em suspensão foi utilizado o método gravimétrico, após filtragem das amostras utilizou-se membranas de celulose (0,45 µm) Millipore de acordo com APHA (1998).

Os resultados das variáveis de qualidade da água foram comparados com as classes para diferentes usos da água, de acordo com a Resolução CONAMA n.357 (BRASIL, 2005).

Para se identificar o efeito das variáveis abióticas nos seis pontos de amostragem aplicou-se técnica de estatística multivariada de Análise da

Componente Principal (PCA). Com a análise de PCA pretendeu-se detectar inter-relações entre as variáveis ambientais analisadas, condensando sua informação em um conjunto menor de variáveis estatísticas, também conhecidos como fatores e com isso diminuir a perda de informações (HAIR, 2009). A matriz de dados foi composta por 576 valores (8 variáveis amostradas em 6 pontos, de junho de 2011 a junho de 2012). Foi utilizando o programa PC-ORD, versão 5.0 (MCCUNE; MEFFORD, 1999).

Resultados e discussão

Os dados pluviométricos referentes ao período compreendido de 01 de junho de 2011 e 30 de junho de 2012 foram obtidos do portal INMET (INMET, 2012).

Na figura 2 está representada a precipitação mensal para o período mencionado.

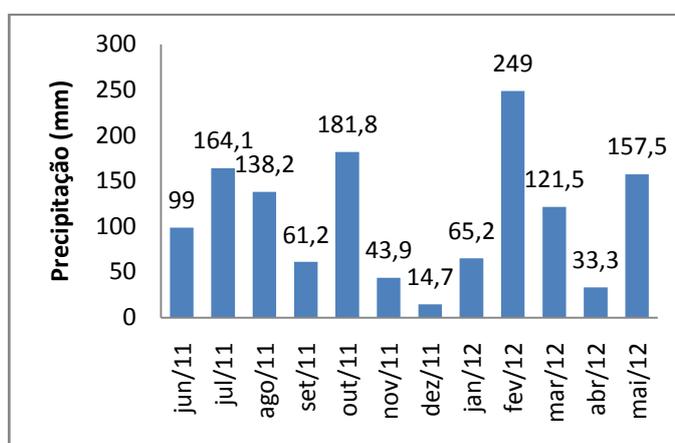


Figura 2. Histograma de precipitação mensal - Santa Maria –RS.

Verifica-se que na maior parte do período de estudo, teve-se condições tipicamente anormais com baixas precipitações. Esta situação foi ainda mais crítica nos meses de novembro, dezembro e janeiro, quando as temperaturas estavam bastante elevadas e teve-se os menores índices pluviométricos. Neste período pode-se observar em alguns pontos inclusive a morte de peixes observado 'in loco'. De acordo com Souza (2001) a média histórica para todo o mês de janeiro, em Santa Maria é 141,1 mm, acima do observado para janeiro de 2012. Todas as coletas foram realizadas em período seco e os dados pluviométricos correspondem

ao período entre cada coleta. A temperatura da água apresentou valores que variaram de 11°C à 26°C. Os menores valores foram registrados no inverno, principalmente nos meses de junho e julho e os maiores nos meses de janeiro e fevereiro, correspondente ao período do verão. A estatística descritiva dos dados encontra-se na Tabela 1.

Tabela 1 – Valores médios \pm desvio padrão; mediana; valores mínimos e máximos respectivamente, das variáveis da qualidade da água em 6 estações de amostragem na Bacia Hidrográfica do Vacacaí, município de Santa Maria, RS, durante 12 meses de amostragem: junho/2011 a junho/2012

Variáveis	P1	P2	P3	P4	P5	P6
OD (mg L⁻¹ O₂)	9,17 \pm 3,2 9,2 2,9-13,5	10,6 \pm 2,2 10,7 7,1-13,6	10,0 \pm 3,1 10,2 3,7-13,8	6,9 \pm 2,7 8,2 1,9-9,7	7,5 \pm 3,4 8,1 1,7-12,2	2,1 \pm 1,2 1,8 0,4-4,8
DBO (mg L⁻¹ O₂)	1,97 \pm 0,8 1,7 0,90-3,8	1,34 \pm 0,8 1,1 0,23-3,26	1,29 \pm 0,5 1,3 0,42-2,52	7,9 \pm 9,2 5,2 1,9-35,0	10,0 \pm 10,2 3,7 1,2-30,4	41,4 \pm 13,4 44,5 24,5-70,3
DQO (mg L⁻¹ O₂)	20,13 \pm 20,1 20,2 6,7-43,4	7,5 \pm 4,9 3,7 1,8-32,9	7,1 \pm 5,4 5,2 1,1-19,3	27,6 \pm 14,0 29,1 5,5-45,9	22,1 \pm 17,2 12,1 3,7-59,7	79,5 \pm 25,4 85,9 40,6-116,3
Condutividade μS cm⁻¹	94,6 \pm 27,5 95 58,6-143,3	101,07 \pm 20,8 97,1 80,5-140,7	112,2 \pm 27,8 105,7 81,6-160	261,5 \pm 87,8 265,5 99,2-395	116,1 \pm 56,3 101,7 61,4-249	443,9 \pm 163,6 418,5 166,8-686
Turbidez (uT)	54,09 \pm 20,4 48,1 27-84	24,07 \pm 30,5 9,2 4,1-102,1	9,64 \pm 6,8 7 3,9-25,5	26,4 \pm 46,4 11,4 6,1-173	54,7 \pm 45,1 33 20,3-158,2	33,3 \pm 20,9 26,4 12,9-86,8
SS	53,2 \pm 74,2 33,9 5-284	22,8 \pm 40,3 8,2 1-133	25,1 \pm 38,1 9,2 3,1- 135	33,3 \pm 73,1 12,5 3,5-264,0	50,5 \pm 54,6 28 7,3-185	25,1 \pm 23,7 17,1 8,5-94
pH	7,0 \pm 0,4 7,1 6,0-7,0	7,3 \pm 0,1 7,3 6,6-7,1	7,2 \pm 0,2 7,3 6,8-7,6	7,1 \pm 0,2 7,2 6,8-7,6	7,0 \pm 0,3 6,9 6,6-7,9	7,2 \pm 0,3 7,3 6,6-7,8
Temperatura	20,6 \pm 6,4 20,7 11-25	17,2 \pm 4,1 17,2 12,4-23	17,7 \pm 4,7 17,7 12,5- 25	19,2 \pm 5,4 19,2 13-26	20,1 \pm 5,9 20,2 13-26	20,4 \pm 4,6 20,3 14-26

Para definir a qualidade da água de mananciais hídricos, os corpos d'água foram enquadrados em classes para diferentes usos da água, de acordo com a Resolução CONAMA n.357 (BRASIL, 2005).

Oxigênio dissolvido

Os valores médios de OD variaram de 2,1 no ponto 6 a 10,6 no ponto 2, como apresentados na tabela 1. Na figura 3 mostram-se as concentrações de oxigênio dissolvido para as 12 campanhas de amostragem. Observou-se um decaimento destas concentrações nos meses de janeiro, fevereiro e março, período em que pode ser observada uma elevação dos valores de DBO e DQO e temperatura.

O ponto 6, durante 7 coletas teve seus valores de OD inferiores a 2 mg/L, ficando abaixo do estabelecido para a classe 4 da resolução do Conama que determina que seus valores não sejam inferiores a 2. Os demais pontos na maioria de suas coletas tiveram valores não inferiores a 6 mg/L, estabelecido para a classe 1 da resolução do Conama. O ponto 6 localiza-se em uma área que recebe grande aporte de matéria orgânica que provem de esgotos urbanos do Bairro Camobi.

Demanda bioquímica de oxigênio

Os valores variaram de 0,23 mg/L registrado no ponto 2 na coleta de junho de 2012 a 70,3 mg/L registrado do ponto 6 na coleta de junho de 2011. Os maiores valores médios de DBO foram verificados nos pontos 4, 5 e 6, evidenciados na tabela 1.

Na figura 3 mostram-se os valores da demanda bioquímica de oxigênio para as campanhas de monitoramento em todos os locais de coleta. Os pontos 1, 2 e 3 em todas as coletas indicaram valores inferiores aos estabelecidos para a classe 1 da Resolução CONAMA 357/05 (3 mg/L), entretanto os demais pontos apresentam valores que superam este limite e coincidem com os que apresentaram baixas concentrações de OD. O ponto 6 durante todas as coletas apresentou valores estabelecidos para a classe 4 dessa resolução.

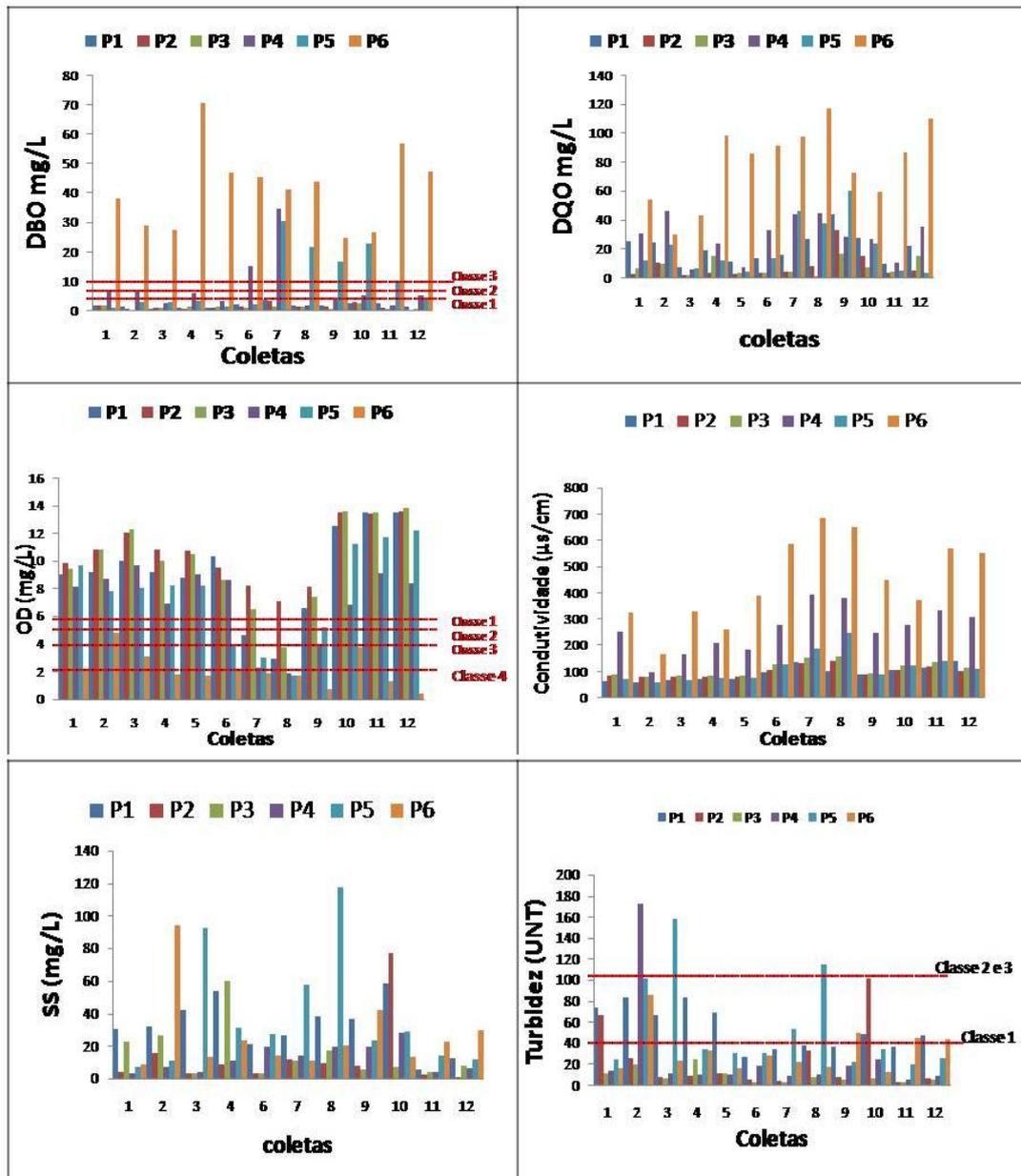


Figura 3. Variáveis de qualidade da água analisadas durante 12 meses em 6 pontos de amostragem da Bacia Hidrográfica do Vacacaí.

Demanda química de oxigênio

Nos valores da DQO observou-se um gradiente de variação, com tendência a elevação de seus valores de trechos superiores para os inferiores. Foi registrado um valor mínimo de 1,1 mg/L em fevereiro de 2012 no Ponto 3, semelhante aos valores observados no ponto 2 e um valor máximo de 116,3 mg/L no ponto 6 no mesmo período. A DQO também teve seus maiores valores médios encontrados nos pontos 4, 5 e 6 como evidenciado na Tabela 1. Esses pontos são os que

apresentam maior influência das atividades humanas, como o lançamento direto de esgotos e resíduos sólidos que são depositados ao seu entorno, observado 'in loco' o que justifica sua maior carga de matéria orgânica e conseqüentemente menor quantidade de oxigênio dissolvido, uma vez que este é utilizado pelos microrganismos para a degradação da matéria carbonácea.

Condutividade elétrica

O menor valor registrado de CE foi de 158,6 $\mu\text{S cm}^{-1}$ para o ponto 1 e o valor máximo foi de 686,0 $\mu\text{S cm}^{-1}$ para o ponto 6. Houve a tendência de aumento desse parâmetro nos meses de novembro, dezembro e janeiro (2011/12), possivelmente pelo aumento da temperatura. De acordo com Carvalho *et al.* (2000) a relação entre aumento da temperatura e condutividade elétrica na água, pode ocorrer em virtude de reações desencadeadas na fauna aquática, em virtude do aumento da temperatura.

pH

Os valores de pH para os pontos 1 e 2 tiveram seus valores entre 6 e 7,1 e nos demais pontos seus valores ficaram entre 6,6 e 7,9. Percebe-se valores de pH aceitáveis para o padrão do Conama pois todas as amostras estão dentro dos limites estipulados como ideais segundo as normas da Conama 357/05, que é de 6 a 9. Valores semelhantes também foram encontrados por Marchezam (2009) para os mesmos rios. O pH é influenciado principalmente pela quantidade de matéria orgânica a ser decomposta, sendo que quanto maior é a quantidade de matéria orgânica disponível, menor o pH, pois para haver a decomposição desses materiais, são produzidos ácidos.

Turbidez e Sólidos suspensos

De acordo com a tabela 1 os valores médios de turbidez e sólidos suspensos por pontos, mostraram tendência semelhante. Nos pontos 1 e 5, respectivamente,

foram registrados os maiores valores. Esses locais correspondem às amostragens realizadas nos maiores afluentes

Dentre os valores de Turbidez, os pontos 2 e 3 apresentaram valores permitidos na Resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiente-CONAMA 357/05 (águas de classe I a turbidez deve ser no máximo de 40 NTU), valores acima do limite estabelecido devem-se, provavelmente, a grandes quantidades de partículas erodidas do solo no período chuvoso. Os demais pontos tiveram valores variáveis, desde a classe 1 até a classe 4. Esta resolução não dispõe sobre limites para sólidos suspensos. De acordo com Von Sperling (2005) quando a turbidez for igual a 10 uT, pode-se visualizar uma pequena nebulosidade, já uma turbidez igual a 500 uT, a água é praticamente opaca.

Com relação aos parâmetros analisados, o ponto 6 enquadra-se na classe 4 da resolução do CONAMA 357/05. Segundo esta resolução nesta classe as águas podem ser destinadas apenas para navegação e harmonia paisagística. Os demais pontos tiveram valores estabelecidos principalmente para as classes 1 e 2 do CONAMA. Nestas classes, segundo a resolução as águas podem ser usadas para o consumo humano após desinfecção, para a preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas, pode também ser utilizado para recreação de contato primário, para irrigação de hortaliças e proteção das comunidades aquáticas.

A análise de componentes principais (PCA) foi realizada com intuito de avaliar as mudanças espaciais e temporais com relação às variáveis de qualidade da água nos diferentes pontos de monitoramento. Esta análise permite a redução do número de variáveis facilitando a obtenção de informações mais relevantes na avaliação da qualidade da água (ANDRADE *et al.*, 2007). Os valores elevados dos pesos fatoriais sugerem quais são as variáveis mais significativas em cada eixo.

De acordo com a PCA (Figura 4) ocorreu uma associação espacial dos parâmetros em relação às amostragens.

A componente principal 1 explicou 43,59% da variância e apresentou forte contribuição das variáveis, condutividade (0,4366), DBO (0,4769), DQO (0,4659) e temperatura (0,2959) foram positivamente relacionadas com o primeiro eixo, enquanto que o OD (-0,4864) esteve negativamente associado.

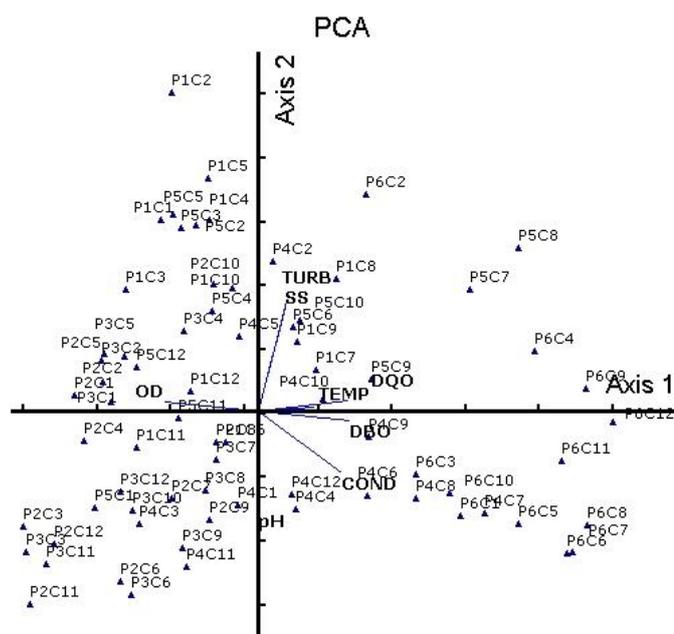


Figura 4. Análise de componentes principais (PCA), relacionando as amostragens realizadas nos 6 pontos, durante 12 meses com as variáveis ambientais.

Observa-se que a ocorrência da maioria das amostragens efetuadas nos pontos 4, 5 e 6, correspondentes a trechos inferiores estão associadas às variáveis, DBO, DQO, condutividade e temperatura. Já os pontos 1, 2 e 3, localizados em trechos superiores, estão associados a valores mais elevados de oxigênio dissolvido. A DBO e OD apresentam correlação inversa, uma vez que seus pesos aparecem em quadrantes opostos. Essa relação está de acordo com a dinâmica química dos sistemas aquáticos envolvendo o processo de consumo de oxigênio para degradação da matéria orgânica. Dessa forma percebe-se a presença de um gradiente ambiental evidenciando menores níveis de poluição orgânica em trechos superiores, com tendência a aumento desses parâmetros em trechos inferiores

A componente principal 2 explicou 24,6% do total da variância. As variáveis de maior peso foram o pH (-0,5239), a turbidez (0,5718) e sólidos suspensos (0,5359). O pH teve relação principalmente com algumas coletas do ponto 2 e 3 que tiveram valores levemente maiores. Já o ponto 1 e 5 em algumas coletas apresentaram valores maiores de turbidez e sólidos em suspensão, esses pontos correspondem aos maiores afluentes e locais onde pode-se observar um acelerado processo de erosão em suas margens decorrentes do desmatamento de matas ciliares e também de prática agrícola muito próximo ao leito do rio. Segundo Lopes et al. (2005) os diferentes usos do solo levam a diferentes graus de exposição deste,

favorecendo a incidência de processos erosivos, que carregam o material particulado para os cursos d'água, comprometendo sua qualidade devido ao aumento da turbidez.

Os parâmetros de qualidade da água que melhor diferenciaram os pontos estão relacionados com a poluição orgânica indicando a degradação da qualidade da água como consequência da urbanização e lançamento de esgoto na área, fato também observado por Brites (2005) para outras duas bacias hidrográficas do município de Santa Maria

Conclusão

Com os dados obtidos, percebe-se um maior comprometimento da qualidade da água em trechos inferiores da Bacia Hidrográfica, que teve os maiores valores médios de DBO, DQO e condutividade, em relação a trechos superiores que obtiveram altos valores médios de OD e menor valor médio de sólidos suspensos.

A degradação da qualidade da água da Bacia Hidrográfica do rio Vacacaí é pontual e tem como principal origem o processo de urbanização.

Referências

ANDRADE, E. M. et al. Seleção dos indicadores da qualidade das águas superficiais pelo emprego da análise multivariada. **Engenharia Agrícola**, v.27, p.683-690, 2007.

APHA, AWWA, WEF. **Standard methods for the Examination of water and Wastewater**. 20^a ed., Public Health Association Inc., New York, 1998. Brasil. **CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente**: Resolução nº 357. Diário Oficial da União 17/03/2005

Brites, A. P. Z. **Avaliação da qualidade da água e dos resíduos sólidos no sistema de drenagem urbana**. 2005. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2005.

CARVALHO, A.R.; SCHLITTLER, F.H.M.; TORNISIELO, V.L. Relações da atividade agropecuária com parâmetros físicos químicos da água. **Química Nova**, v.23, n.5, p. 618-622, 2000.

GASTALDINI, M., C., C., DO. et al. Diagnóstico da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Vacacaí Mirim. xxx congresso interamericano de ingeniería sanitaria y ambiental, 2006. Punta Del Este. **Anais...** Uruguay. 2006.

GUIMARÃES, R. J.; NOUR, A. A. Tratando nossos esgotos: processos que imitam a natureza. **Cadernos Temáticos de Química Nova na Escola (Meio Ambiente)**, n.1, p. 19-30, 2001.

Hair, J. F. J. et al. **Análise multivariada de dados**. 6º edição. Porto Alegre, 2009. INMET. **Instituto Nacional de Meteorologia**. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br/portal/>>. Acesso em: 20 out. 2012.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. Campinas, SP: Editora Átomo, 2005.

LOPES, F. W. A. et al. Análise da qualidade da água, Degradação Ambiental e Atividade Turística no entorno da Cachoeira da Fumaça, Carrancas- MG. In: **Simpósio Brasileiro de Geografia Física Aplicada**, São Paulo: USP. p. 4855-4862, 2005.

MARCHESAN, E. Qualidade de água dos rios Vacacaí e Vacacaí-Mirim no Estado do Rio Grande do Sul, Brasil. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.39, n.7, p.2050-2056, 2009.

MCCUNE, B.; MEFFORD, M. J. PC-ORD for windows (software). Multivariate analysis of ecological data, Version 4.14. **MjM Software, Gleneden Beach, OR, USA**, 1999.

SEMA. **Secretaria do meio ambiente do Estado do Rio Grande do Sul**. Disponível em: <<http://www.sema.rs.gov.br/>>. Acesso em 23 out. 2012.

SOUZA, B.S.P. **A qualidade da água de Santa Maria/RS: uma análise ambiental das sub bacias hidrográficas dos rios Ibicuí Mirim e Vacacaí Mirim**. 2001. Tese (Doutorado em Geografia)-Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2001.

TAVARES, A.R. **Monitoramento da qualidade das águas do rio Paraíba do Sul e diagnóstico de conservação**. 2005. 176f. Dissertação (Mestrado Instituto Tecnológico de Aeronáutica-ITA), São José dos Campos, São Paulo. 2005.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2005. 452p.

ECOLOGIA DA COMUNIDADE DE DIATOMÁCEAS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO VACACAÍ, SANTA MARIA RS

Resumo

Este trabalho foi conduzido com o objetivo analisar a composição e estrutura das comunidades de algas diatomáceas (Bacillariophyceae) na Bacia hidrográfica do Vacacaí, município de Santa Maria RS, Brasil. Foram realizadas coletas mensais de água e de diatomáceas epilíticas em substrato natural e no período de junho de 2011 a junho de 2012, em seis pontos de amostragem. As análises qualitativas e quantitativas das comunidades foram feitas após montagem de lâminas permanentes ao microscópio ótico. Para a estimativa da abundância relativa, todos os organismos encontrados sobre a lâmina foram identificados ao nível de espécie e contados até que 600 valvas, no mínimo, fossem registradas. No processamento da informação, foram empregadas análises multivariadas (análise de agrupamento, análise de correspondência canônica (CCA) e análise de espécies indicadoras), e descritores da estrutura das comunidades (cálculos de diversidade, riqueza de espécies, determinação das espécies abundantes e dominantes). Ao todo 171 espécies foram identificadas. A análise de agrupamento revelou uma separação espacial, onde pontos a montante foram separados de pontos a jusante. De acordo com a CCA também foi observada essa separação, sendo que os pontos a jusante foram correlacionados com maiores valores de DBO, DQO e condutividade e caracterizaram-se pela dominância de espécies de diatomáceas típicas de locais poluídos como *Sellaphora pupula*, *Nitzschia palea* e *Gomphonema parvulum*. Em trechos superiores, espécies como *Geissleria schimiditiae* e *Gomphonema pumilum* var. *rigidum*, comumente referidas para ambientes oligotróficos, foram dominantes.

Palavras-chave: diatomáceas epilíticas, variáveis abióticas, ecossistemas lóticos, perifíton, bioindicadores, qualidade da água

DIATOM COMMUNITY ECOLOGY IN THE RIVER VACACAÍ HYDROGRAPHIC BASIN, SANTA MARIA, RS, BRAZIL.

Abstract

The composition and structure of the diatom community (Bacillariophyceae) in the River Vacacaí hydrographic basin, Santa Maria municipal district, state of Rio Grande do Sul, Brazil, were analyzed as the main aim of the present study. Monthly field trips were carried out between June 2011 and July 2012 in six sampling stations along the river course, in order to collect epilithic diatoms in natural substrates as well as water samples. Qualitative and quantitative analyses of the communities were performed on permanent glass slides under a light microscope. The relative abundance of diatom species was obtained from the count of at least 600 valves on each slide, as well as identification of taxa to species and variety levels. Multivariate techniques (cluster, canonical correspondence and indicator species analyses) and community structure parameters (species richness, Shannon's Diversity Index, determination of abundant and dominant species in each sample) were used in order to describe environmental and biological patterns found. 171 species were identified in total. Cluster analyses resulted in groups comprising sampling stations rather than sampling dates, with the upstream sections separated from the downstream zones. Canonical correspondence analysis also resulted in a spatial separation with the downstream sites characterized by higher values of BOD (biochemical oxygen demand), COD (chemical oxygen demand) and conductivity as well as diatom species commonly referred as typical of eutrophic and organically enriched environments, such as *Sellaphora pupula*, *Nitzschia palea* and *Gomphonema parvulum*. At the upstream sites, *Geissleria schimiditiae* and *Gomphonema pumilum* var. *rigidum*, typical of oligotrophic waters, were dominant.

Key words: epilithic diatoms, abiotic variables, stream ecosystems, periphyton, biomarkers, water quality

Introdução

O crescimento populacional aliado ao desenvolvimento das cidades e centros industriais tem causado aumento dos impactos ambientais, especialmente nos recursos hídricos em função de servirem como despejo de esgotos industriais e domésticos. Sua qualidade pode ser monitorada por análises físicas, químicas e biológicas. Dentre as análises biológicas, diferentes tipos de organismos podem ser utilizados com essa finalidade.

De acordo com Wetzel (1983) o perífíton compreende toda a comunidade de microrganismos aquáticos como algas, bactérias, fungos e outros animais, bem como os detritos orgânicos e inorgânicos que estão aderidos a qualquer tipo de substrato.

Dentre os organismos que compõem o perífíton, estão às diatomáceas que são consideradas organismos sensíveis às variações ambientais (FEIO *et al.*, 2009; SELL; IRVINE, 2013) devido a diferenças na tolerância ecológica das espécies (ROUND, 1993) sendo conhecidas pelo seu potencial como bioindicadores de ambientes aquático.

Em países da União Européia, diatomáceas são largamente utilizadas em programas de biomonitoramento da qualidade da água, o que é previsto na Diretiva do Conselho das Águas (WALLEY *et al.*, 2001). No Brasil, agências públicas ambientais e de saneamento não utilizam formalmente estas técnicas, sendo que as informações sobre a ecologia destes organismos provêm de trabalhos desenvolvidos em instituições de pesquisa.

Na bacia hidrográfica do Vacacaí, no município de Santa Maria, RS, não existem trabalhos publicados sobre biodiversidade e ecologia de diatomáceas em sistemas lóticos. Neste sentido, o presente trabalho objetivou o estudo da ecologia e diversidade de comunidades de diatomáceas epilíticas (Bacillariophyceae) em diferentes trechos da Bacia Hidrográfica do Rio Vacacaí, no município de Santa Maria, RS, Brasil, em relação a variações na qualidade da água das estações de amostragem ao longo de um ciclo anual.

Material e métodos

Área de estudo e periodicidade de amostragem

Na figura 1 são apresentadas as bacias hidrográficas que fazem parte do Estado do RS, com destaque para a bacia hidrográfica do rio Vacacaí na região central do Estado onde estão localizados os seis pontos de amostragem utilizados no desenvolvimento do estudo. As coordenadas geográficas dos pontos estão listadas na tabela 1.

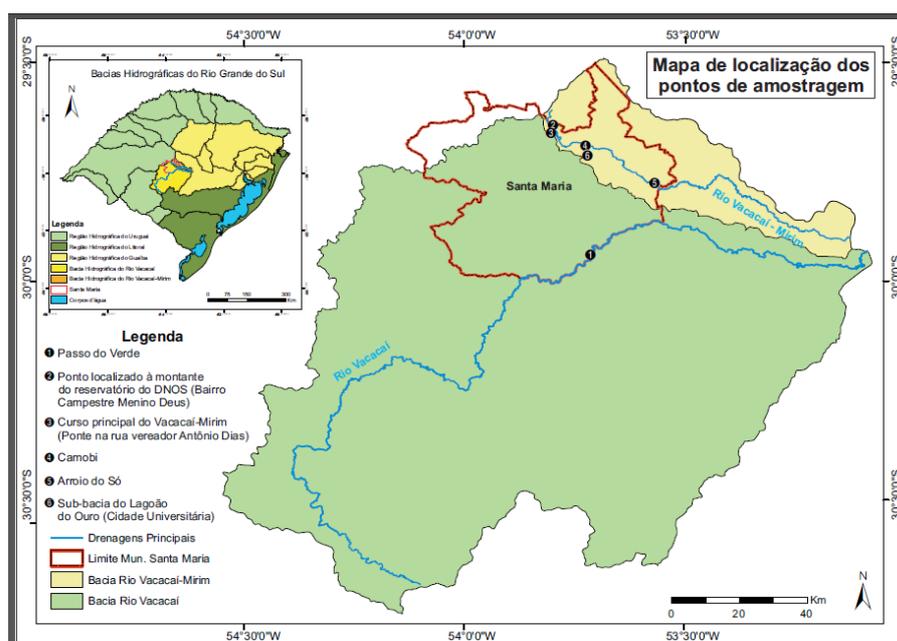


Figura 1. Localização dos seis pontos de amostragem na bacia hidrográfica do Vacacaí, no Estado do Rio Grande do Sul, Brasil.

A área de estudo compreendeu a Bacia Hidrográfica dos Rios Vacacaí–Vacacaí Mirim. Essa Bacia faz parte da região hidrográfica do Guaíba, localizada na porção centro-ocidental do Estado do Rio Grande do Sul (Figura 1). Está situada entre as coordenadas geográficas: 29°35' a 30°45' de latitude Sul e 53°04' a 54°34' de longitude Oeste. Segundo a SEMA (2012), essa Bacia abrange as províncias geomorfológicas Depressão Central e Escudo Sul Rio-Grandense e possui uma área de 11.077,34 km², com uma população total de 384.657 habitantes, abrangendo municípios como Caçapava do Sul, Júlio de Castilhos, Santa Maria e São Gabriel.

Os principais usos da água se destinam a irrigação, dessedentação de animais e abastecimento público.

Tabela 1. Coordenadas geográficas e localidades dos ambientes de amostragem na bacia hidrográfica do rio Vacacaí no município de Santa Maria.

Local	coordenadas	
	S	W
Distrito do Passo do Verde (P1)	29°56'20.2"	053°42'42.2"
Bairro Campestre menino Deus (P2)	29°39'20.7"	053°47'12.2"
Rua Vereador Antônio Dias (P3)	29°39'32,2"	053°47'22,3"
Rua AngelinBortholuzzi (P4)	29°41'27.7"	053°43'20.0"
Distrito de Arroio do Só (P5)	29°46'31.6"	053°33'52.3"
Sub-bacia do Lagoão do Ouro (P6)	29°42'40,0"	053°43'06,7"

A área de estudo compreendeu a Bacia Hidrográfica dos Rios Vacacaí– Vacacaí Mirim. Essa Bacia faz parte da região hidrográfica do Guaíba, localizada na porção centro-ocidental do Estado do Rio Grande do Sul (Figura 1). Está situada entre as coordenadas geográficas: 29°35' a 30°45' de latitude Sul e 53°04' a 54°34' de longitude Oeste. Segundo a SEMA (2012), essa Bacia abrange as províncias geomorfológicas Depressão Central e Escudo Sul Rio-Grandense e possui uma área de 11.077,34 km², com uma população total de 384.657 habitantes, abrangendo municípios como Caçapava do Sul, Júlio de Castilhos, Santa Maria e São Gabriel. Os principais usos da água se destinam a irrigação, dessedentação de animais e abastecimento público.

As coletas foram realizadas no município de Santa Maria. Foram selecionados seis pontos de amostragem, destes somente um ponto tem como localização o curso principal do Rio Vacacaí. Este ponto localiza-se no trecho médio do rio, na altura do distrito de Passo do Verde, na ponte da rodovia BR 392, e tem grande influência de atividades agrícolas, especialmente culturas de soja e arroz. Os demais pontos de amostragem localizam-se no rio Vacacaí-Mirim. Destes, foi

escolhido um ponto onde as influências antrópicas são menores, em uma área pouco impactada segundo o estudo de Gastaldini et al. (2006), localizada à montante do reservatório do DNOS, no Bairro Campestre, representando um afluente de primeira ordem do Rio Vacacaí-Mirim. Ainda à montante do reservatório foi localizado outro ponto, no curso principal do Vacacaí-Mirim na ponte da Rua Vereador Antônio Dias que possui influência de habitações bastante próximas. Outro ponto está localizado no Bairro Camobi, estrada para a Cidade dos Meninos (Rua Angelin Bortholuzzi). Este ponto recebe, além de esgotos, grande quantidade de lixo doméstico que pode ser observado ao entorno de suas margens. Outro ponto de amostragem teve como localização o Distrito de Arroio do Só ao leste da cidade, que sofre influência de atividades agrícolas, especialmente cultura de arroz. Foi escolhido também um ponto na área da cidade Universitária em um curso d'água da sub-bacia do Lagoão do Ouro, que serve como receptor de grande parte do esgoto produzido no Bairro Camobi.

Análises físicas e químicas da água

As coletas das amostras de água foram realizadas mensalmente de junho de 2011 a maio de 2012, nos seis pontos de amostragem descritos acima. A concentração de oxigênio dissolvido e a temperatura da água foram determinadas no local da coleta com o auxílio de um oxímetro modelo Q-758P. Foram coletados aproximadamente cinco litros de água para as análises laboratoriais. A parte analítica foi realizada no Laboratório de Saneamento junto ao departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental/UFSM, onde foram determinadas as análises de condutividade elétrica, pH, DBO, DQO e sólidos totais. Todos os procedimentos analíticos foram realizados de acordo com APHA (1998).

A condutividade elétrica da água e o pH foram determinados com um condutivímetro/potenciômetro, modelo WTW INOLAB OXIVEL 2. A turbidez foi determinada com o auxílio de um turbidímetro modelo Orbeco-Hellige 966. A determinação de DBO foi feita pelo Método Modificado de Winkler, (APHA, 1998). A DQO foi determinada através do método do refluxo fechado (APHA, 1998). Para a determinação dos sólidos em suspensão foi utilizado o método gravimétrico, após filtragem das amostras utilizou-se membranas de celulose (0,45 µm) Millipore de acordo com APHA (1998).

Tipo de Substrato, Identificação e quantificação das algas perifíticas

O estudo baseou-se em amostragem do epilítom. Para as análises qualitativas e quantitativas das comunidades, foram amostrados três seixos de aproximadamente 20 cm de diâmetro, em cada local de coleta. As coletas foram mensais, realizadas nos mesmos locais e períodos da obtenção de amostras para análise física e química.

Para a análise morfológica das diatomáceas ao microscópio óptico procedeu-se a oxidação do material, ao fogo brando com peróxido de hidrogênio P. A (KELLY, *et al.* 1998), efetuando-se posteriormente, sucessivas lavagens com água destilada. Entre cada lavagem as amostras permaneciam por 24 horas em repouso para a sedimentação das valvas e remoção do peróxido de hidrogênio. Para a confecção das lâminas permanentes utilizou-se a resina Naphrax (I.R. = 1,74). O posicionamento taxonômico baseou-se no sistema de Round *et al.* (1990). A abundância relativa de cada espécie foi calculada a partir da contagem de 600 valvas conforme recomendação de Kobayasi; Mayama (1982).

Análises Multivariadas

Na análise dos dados obtidos, foram utilizadas as seguintes técnicas multivariadas: Análise de Correspondência Canônica (ACC), Análise de Agrupamento, e Análise de Espécies Indicadoras (IndVal) através das quais procurou-se identificar possíveis padrões de distribuição das espécies. Estas análises foram realizadas no software PcOrd 5.0. McCune, B. and M. J. Mefford. 2006. PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data. Version 5. MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, U.S.A.

A análise de correspondência canônica (ACC) (TER BRAAK, 1986), foi desenvolvida com o intuito de identificar quais variáveis ambientais que melhor explicassem a distribuição das diatomáceas nos seis pontos de amostragem ao longo da Bacia hidrográfica do Vacacaí. Esta análise envolve a obtenção de um conjunto de pesos para as variáveis dependentes e independentes, correlacionando-as (HAIR *et al.* 2009).

A análise de agrupamento (Cluster) utilizou a distância Euclidiana como medida de similaridade e a variância mínima (WARD, 1963) como método de

agrupamento. Esta análise é utilizada para classificar uma amostra de indivíduos em um número menor de grupos, com base na similaridade entre as entidades (HAIR *et al.* 2009).

Na análise de espécies indicadoras (Indval) (DUFRENE; LEGENDRE, 1997), foi utilizada uma matriz de abundância específica com o intuito de indicar possíveis espécies que apresentassem preferência por algum dos locais pesquisados. O método combina informação sobre a abundância e frequência de ocorrência de um táxon em um determinado grupo de unidades amostrais. Valores indicativos são calculados para cada espécie dentro dos grupos e estes são testados para a significância estatística usando o teste de Monte Carlo com 999 permutações e $p < 0,05$ (Manly, 1991). Os valores indicativos variam de 0 a 100, sendo que o valor máximo é alcançado quando todos os indivíduos da espécie ocorrem em todas as unidades que compõem um único grupo. Neste caso, a variável categórica adotada foi à localização das estações amostrais na Bacia Hidrográfica do Rio Vacacaí.

Também foram desenvolvidas análises de diversidade e riqueza, estimadas pelo índice de Shannon (H') e pelo número total de espécies presentes na amostra. Foi realizado o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis para verificar diferenças significativas e posteriormente o teste de Comparações Múltiplas de Dunn, para os contrastes entre pares. Foi utilizado o Software PAST versão 1.8 (HAMMER *et al.* 2001) para o cálculo do índice de Shannon e o software Graph Pad InStat para as comparações. As espécies abundantes e dominantes foram determinadas de acordo com o critério de Lobo; Leighton (1986), que consideram abundantes aquelas espécies cujas densidades superam a abundância média da amostra e dominantes aquelas espécies cujas abundâncias superam 50% da abundância total da amostra.

Resultados e discussão

Variáveis climatológicas

Na figura 2 são apresentados os dados pluviométricos referentes ao período de 01 de junho de 2011 e 30 de junho de 2012 obtidos do portal INMET (INMET, 2012). Os valores correspondem ao período compreendido entre cada coleta realizada. Os resultados evidenciam que esse período compreendido entre 2011 e 2012 foi atípico com precipitação pluviométrica abaixo do normal. De acordo com

Souza, (2001) a média histórica para todo o mês de janeiro, em Santa Maria é 141,1 mm, acima do observado para janeiro de 2012.

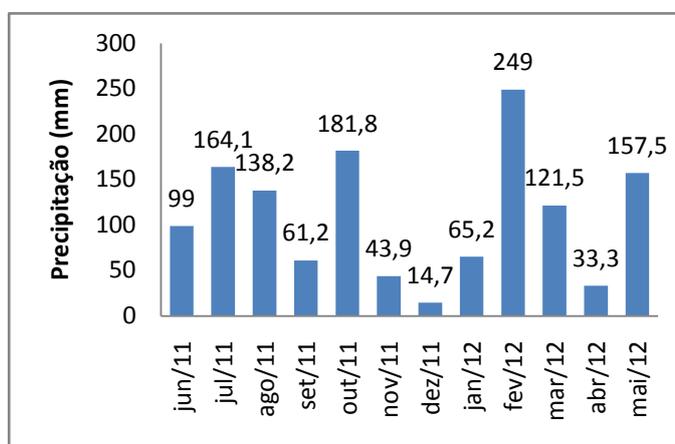


Figura 2. Histograma de precipitação mensal - Santa Maria -RS

Composição taxonômica

A comunidade de diatomáceas perifíticas da bacia hidrográfica do Rio Vacacaí, no período de estudo, esteve composta por 171 táxons distribuídos em 46 gêneros, sendo *Nitzschia* Hassal com 19 espécies o mais representativo, seguido de *Gomphonema* com 17 espécies. Muitas espécies do gênero *Gomphonema* Ehrenberg já foram citadas como características de ambientes com grande quantidade de nutrientes (KELLY; WHITTON, 1995; LOBO *et al.* 2004; SCHNECK *et al.* 2007).

Com relação à riqueza o teste de Kruskal-Wallis seguido do teste de Dunn, mostrou diferença significativa ($p < 0,05$) do ponto 6 com os demais pontos, exceto com o ponto 1. Também foi significativa a diferença entre o ponto 3 com os pontos 1 e 2 e entre o ponto 3 e 4. A riqueza de espécies de diatomáceas epilíticas nas seis estações de amostragem da Bacia hidrográfica do Vacacaí durante o período de estudo pode ser visualizado na Tabela 2.

Os valores da diversidade de espécies de diatomáceas estão contidos na Tabela 3. Os valores do índice variaram de um mínimo de 2,0, obtidos para o ponto 6 no mês de abril de 2012, a um valor máximo de 3,5 no ponto 3 durante o mês de

janeiro de 2012. De acordo com o teste de hipótese não há diferenças significativas entre as abundâncias relativas das comunidades quando comparadas cada estação de amostragem entre os meses do ano, no entanto pode-se observar variação espacial principalmente do ponto 6 em relação ao demais, que de acordo com o teste de Kruskal-Wallis seguido do teste de Dunn foi significativamente diferente ($p < 0,05$) de todos os pontos exceto do ponto 2. Além disso, o ponto 3 também foi significativamente diferente do ponto 1 e do ponto 2 e também o ponto 3 apresentou diferença significativa em relação ao ponto 4. Salomoni (2004) trabalhando com diatomáceas epilíticas do rio Gravataí também relatou que a diferença espacial se sobrepôs à temporal naquele sistema aquático.

Tabela 2. Valores da riqueza de táxons de diatomáceas epilíticas nas 6 estações de amostragem da Bacia hidrográfica do Vacacaí, em Santa Maria no período de junho de 2001 a junho de 2012. P1 - ponto 1; P2 – ponto 2; P3 - ponto 3; P4 – ponto 4; P5 – ponto 5; P6 – ponto 6; C1 – coleta 29/06/2011; C2 – coleta 27/07/2011; C3 – coleta 26/08/2011; C4 – coleta 30/09/2011; C5 – coleta 04/11/2011; C6 – coleta 07/12/2011; C7 – coleta 04/01/2012; C8 – coleta 01/02/2012; C9 – coleta 07/03/2012; C10 – coleta 20/04/2012; C11 – coleta 16/05/2012; C12 – coleta 29/06/2012.

Coletas	P1	P2	P3	P4	P5	P6
C1	49	51	60	50	51	21
C2	42	49	69	52	48	24
C3	50	46	75	52	61	21
C4	45	55	69	58	52	24
C5	44	51	72	53	60	17
C6	53	51	74	48	63	21
C7	57	52	76	52	58	23
C8	36	59	68	50	61	23
C9	61	58	65	48	52	23
C10	44	50	62	54	57	17
C11	46	49	61	50	48	21
C12	57	55	58	40	59	20

Tabela 3. Valores do índice de diversidade de diatomáceas epilíticas nas 6 estações de amostragem da Bacia hidrográfica do Vacacaí, em Santa Maria no período de junho de 2001 a junho de 2012. P1 - ponto 1; P2 – ponto 2; P3 - ponto 3; P4 – ponto 4; P5 – ponto 5; P6 – ponto 6; C1 – coleta 29/06/2011; C2 – coleta 27/07/2011; C3 – coleta 26/08/2011; C4 – coleta 30/09/2011; C5 – coleta 04/11/2011; C6 – coleta 07/12/2011; C7 – coleta 04/01/2012; C8 – coleta 01/02/2012; C9 – coleta 07/03/2012; C10 – coleta 20/04/2012; C11 – coleta 16/05/2012; C12 – coleta 29/06/2012.

Coletas	P1	P2	P3	P4	P5	P6
C1	2,823	2,129	3,139	2,799	2,781	2,219
C2	2,689	2,739	3,401	2,808	2,681	2,292
C3	2,82	2,684	3,377	2,871	3,081	2,312
C4	2,722	3	3,346	2,959	2,798	2,309
C5	2,79	2,317	3,396	2,849	3,008	2,13
C6	2,969	2,73	3,426	2,704	3,186	2,266
C7	2,968	2,692	3,503	2,793	2,995	2,241
C8	2,671	2,71	3,52	2,757	3,154	2,242
C9	3,031	3,134	3,095	2,823	2,94	2,232
C10	2,755	2,799	3,069	2,908	2,985	2,049
C11	2,871	2,81	3,205	2,938	2,823	2,2
C12	2,999	3,095	3,14	2,708	3,009	2,182

A análise de agrupamento com dados da abundância relativa da comunidade de diatomáceas revelou uma separação espacial, onde pontos a montante foram separados de pontos a jusante. Foi possível identificar quatro grupos distintos no dendrograma resultante da análise, representado na Figura 3. O primeiro grupo, identificado na figura 3 como grupo A, foi constituído por unidades amostrais do ponto 1; este ponto corresponde ao curso principal do rio Vacacaí. O segundo agrupamento (B) inclui os pontos 4 e 5, embora o primeiro localiza-se em área urbana e o segundo em área rural, ambos correspondem a trechos inferiores da bacia e apresentam grande quantidade de matéria orgânica oriunda respectivamente de esgotos e atividades agrícolas. O terceiro grupo (C) inclui o ponto 6, que é um dos pontos que recebe maior quantidade de esgotos. No quarto agrupamento (D) estão os pontos 2 e 3, que localizam-se em trechos superiores e estão menos suscetíveis a poluição ambiental. Estes agrupamentos revelam a existência de uma distribuição espacial das diatomáceas epilíticas, em função do uso e ocupação do solo em torno desses pontos de amostragem. Salomoni *et al.* (2006) também observou um gradiente ao longo do rio Gravataí caracterizado por uma parte superior com condições oligotróficas e trechos inferiores com condições eutróficas além de qualidade sanitária deficiente.

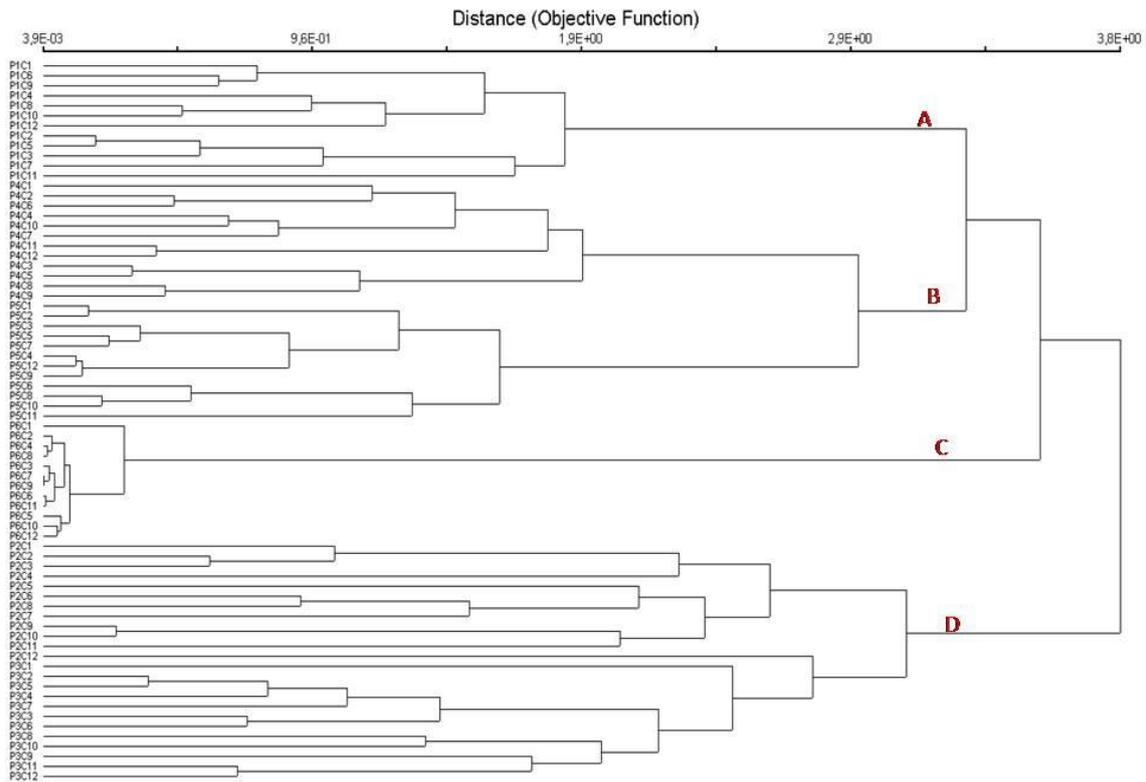


Figura 3. Dendrograma da análise de agrupamento de unidades amostrais, baseada nas abundâncias relativas das espécies abundantes da comunidade de diatomáceas epilíticas. Ao lado esquerdo estão os pontos (P1-P6) com as coletas realizadas (C1 – C12). À direita, as letras correspondem: (A = agrupamento formado pelo Ponto 1); (B = agrupamento formado pelos Pontos 4 e 5); (C = agrupamento formado pelo Ponto 6); (D = agrupamento formado pelos Pontos 2 e 3)

A grande maioria dos estudos com diatomáceas perifíticas em ambientes lóticos no Brasil (SALOMONI *et al.*, 2006, LOBO *et al.*, 2004, SILVA *et al.*, 2010, MORESCO *et al.*, 2011, BERE; TUNDISI, 2011a,b) foi desenvolvida com amostragens sazonais. O presente trabalho, na tentativa de descrever em maiores detalhes as influências temporais, foi desenvolvido com esforço amostral mensal. Ainda assim esta amostragem intensiva não revelou uma periodicidade marcada da comunidade de diatomáceas, pois a variação no gradiente espacial ainda se sobrepôs à influência nos meses do ano. Esse fato deve-se provavelmente em virtude da baixa precipitação pluviométrica, sem uma estação mais chuvosa, o que determinou condições mais homogêneas ao longo do ano, uma vez que diminui o carreamento de partículas e o transporte de nutrientes, mantendo ao longo do tempo condições limnológicas mais estáveis, além disso, a grande diferença espacial

observada deve-se aos diferentes usos do solo que levam a diferentes graus de exposição deste.

As figuras 4 e 5 apresentam o resultado da análise de correspondência canônica (ACC), correlacionando os parâmetros obtidos para as variáveis abióticas nos diferentes períodos de amostragem e os locais de coleta. A CCA resumiu 26% da variabilidade total dos dados das espécies de diatomáceas abundantes nos dois primeiros eixos.

A correlação espécie-ambiente (correlação de Pearson) no eixo 1 teve um valor mais elevado (0,887) indicando forte relação entre as abundâncias de diatomáceas e as variáveis ambientais. Para o segundo eixo o valor também foi semelhante (0,744). O resultado do teste de Monte Carlo mostrou significância estatística para os dois eixos da ordenação.

No primeiro eixo, explicando 16,8 % dos dados, estão estabelecidos os altos valores de DBO ($r= 0,595$), DQO ($r=0,617$) e condutividade ($0,786$). Neste eixo estão posicionadas as estações 4, 5 e 6 (lado positivo). De acordo com a CCA, as espécies que tiveram maior valor no primeiro eixo foram: *Sellaphora pupula* Kützing, *Nitzschia palea* (Kützing) W. Smith, *Neidium affine* var. *longiceps* (Gregory) Cleve, *Gomphonema parvulum* (Kützing) Kützing, *Cocconeis placentula* Ehrenberg var. *placentula*, *Gomphonema brasiliense* Grunow, *Gomphonema lujanense* Reichardt, *Nitzschia frustulum* (Kützing) Grunow, *Nitzschia coarctata* Grunow e *Eolimna minima* (Grunow) Lange-Bertalot.

Além disso, no lado negativo o oxigênio dissolvido foi uma variável forte ($r= -0,675$) estando associado às estações 1, 2 e 3, tendo maior peso as espécies *Gomphonema gracile* Ehrenberg, *Achnanthes parexigua* D. Metzeltin, *Navicula germainii* Wallace, *Navicula symmetrica* Patrick, *Nitzschia amphibia* Grunow, *Naviculadicta seminulum* Grunow Lange-Bert, *Neidium ampliatum* (Ehrenberg) Krammer.

No segundo eixo explicando 9,2% a correlação Inter-Set foi maior para o pH ($0,329$) no lado negativo e positivamente para sólidos suspensos ($r=0,452$) e turbidez ($r= 0,706$), destacando-se principalmente o ponto 5.

As espécies possuem preferências ambientais determinadas de acordo com a localização das unidades amostrais. Esta relação pode ser observada ao longo dos eixos de ordenação, por exemplo, P2 e P3 situam-se próximos a extremidade negativa do eixo 1, mostrando uma maior afinidade de suas espécies para esses

ambientes mais oxigenados. Esses pontos localizam-se em trechos superiores da bacia hidrográfica, apresentando menor influência de atividades humanas. Em contraste P4 e P6 estão na extremidade positiva do eixo 1, mostrando uma maior afinidade de suas espécies para locais com alta condutividade, DBO e DQO. Esses dois pontos fazem parte de trechos inferiores da bacia hidrográfica e localizam-se em área urbana, apresentando grande influencias de atividades humanas.

71,1% da variação total das espécies permaneceram inexplicadas, o que poderia ser respondido com dados de nutrientes ou algum outro fator não mensurado. Esta variabilidade alta é esperada em pesquisas a campo, onde um grande número de variáveis não controladas e não medidas exercem influência sobre os processos que determinam a estrutura das comunidades bióticas.

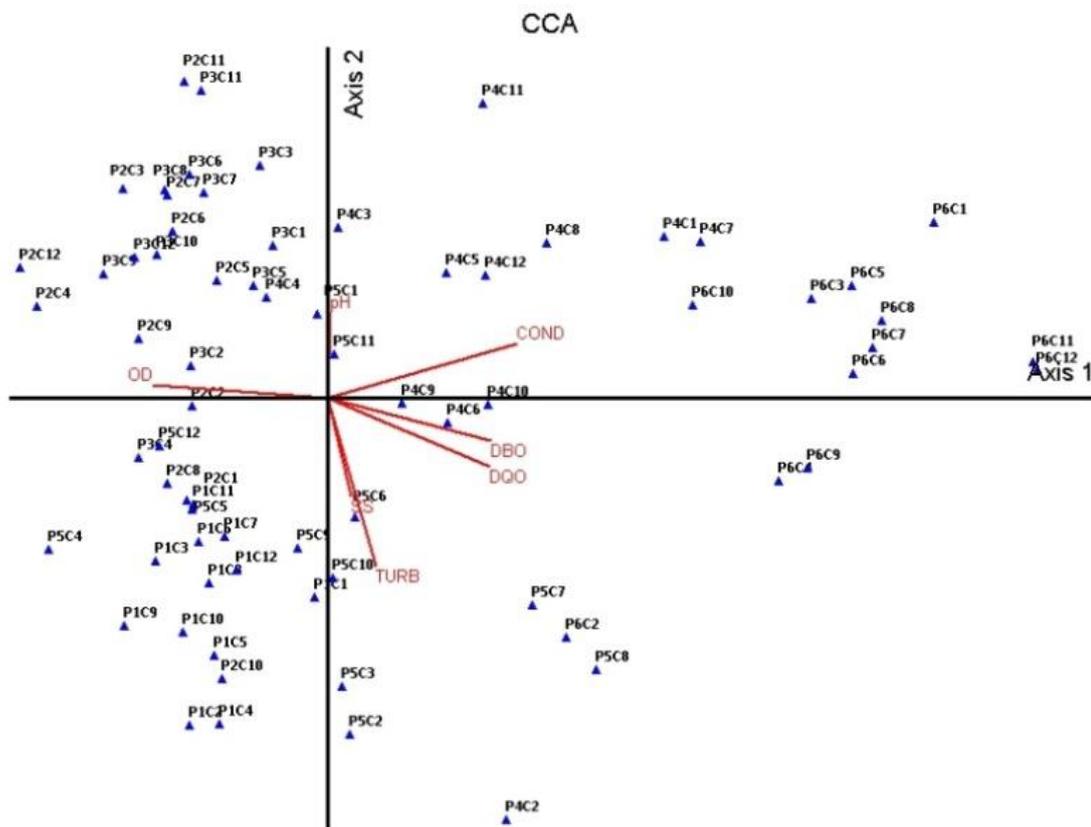


Figura 4. Escores derivados da ACC utilizando espécies dominantes e abundantes das algas perifíticas e dados ambientais. O símbolo Δ indica a unidade de amostragem. Os códigos das variáveis limnológicas abreviados são: pH: potencial hidrogeniônico; SS: sólidos em suspensão; TURB: turbidez; DBO: demanda bioquímica de oxigênio; DQO: demanda química de oxigênio; COND: condutividade; OD: oxigênio dissolvido. P e C, com seus respectivos números indicam: o local onde foram feitas as coletas (P) e a periodicidade das coletas (C).

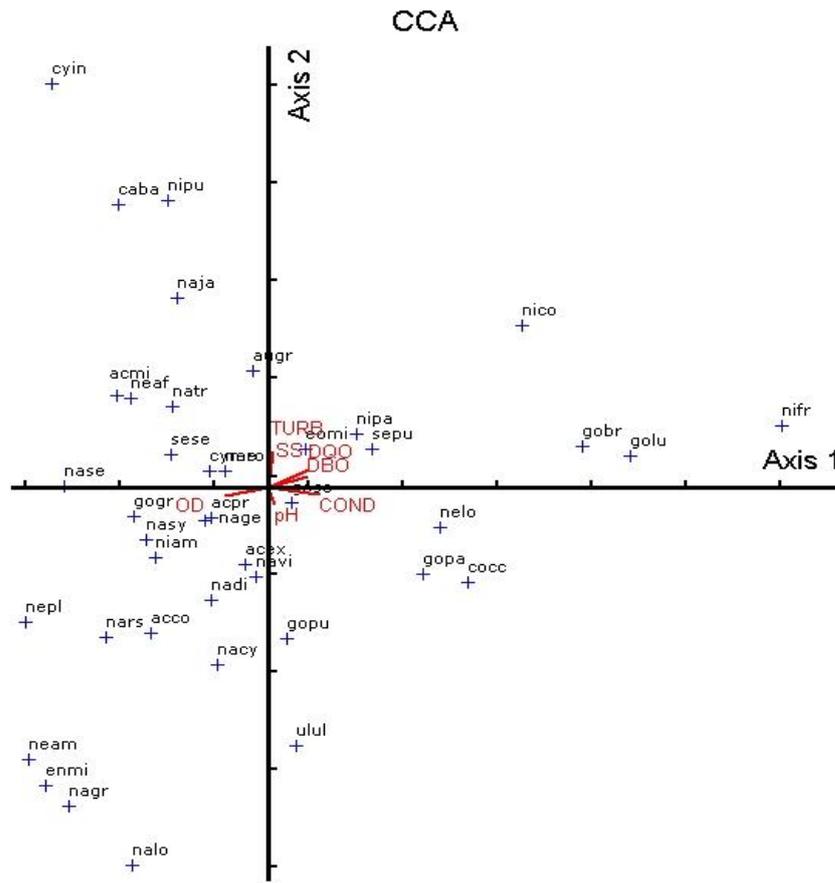


Figura 5. Escores derivados da ACC utilizando espécies dominantes e abundantes das algas perifíticas e dados ambientais. O símbolo + e as letras indicam as espécies apresentadas na Tabela 2. Os códigos das variáveis limnológicas abreviados são: pH: potencial hidrogeniônico; SS: sólidos em suspensão; TURB: turbidez; DBO: demanda bioquímica de oxigênio; DQO: demanda química de oxigênio; COND: condutividade; OD: oxigênio dissolvido.

Na análise de espécies indicadoras (IndVal), um total de 130 espécies foi significativamente ($P < 0,05$) correlacionado com diferentes pontos de amostragem. Entretanto muitas das espécies de diatomáceas que compõem os biótopos ocorrem em proporções baixas. Sua pequena expressividade pode ter como consequência, a possibilidade de uma espécie considerada indicadora não ter sido amostrada em outros locais. Contudo, um grande número de espécies indicadoras analisadas em conjunto aumenta a confiabilidade sobre as características físicas e químicas de um local.

Um valor indicativo máximo é alcançado quando todos os indivíduos da espécie ocorrem em todas as unidades que compõem um único grupo. Esse valor é determinado a partir do cálculo da abundância relativa e da frequência de ocorrência de cada espécie em cada um dos setores. Os valores obtidos na análise são

testados estatisticamente, de forma a diferenciá-los do acaso, pelo teste de Monte Carlo com 1000 repetições (MCCUNE; MEFFORD, 1997).

No grupo 1, que foi constituído pelas unidades amostrais do ponto 1, (trecho médio do Rio Vacacaí, distrito de Passo do Verde) foram indicadoras as espécies: *Achnanthydium minutissimum* (Kütz.) Czarnecki, *Aulacoseira granulata* var. *granulata*, *Aulacoseira granulata* (Ehrenberg) Simonsen var. *angustissima*, *Eolimna subminuscula* (Manguin) Gerd Moser, *Gyrosigma scalproides* Hassall, *Gomphonema pseudoaugur* Lange-Bertalot, *Hantzschia abruptirostrata* Lange-Bertalot; Metzeltin, *Melosira varians* Agardh, *Navicula germani* Wallace, *Naviculadicta seminulum* (Grunow) Lange-Bertalot, *Neidium affine* (Ehrenberg) Pfitzer, *Nitzschia clausii* (morfotipo I) Hantzsch, *Nitzschia reversa* W. Smith, *Placoneis elegans* Metzeltin, Lange-Bertalot; *Placoneis abundans* Metzeltin, Lange-Bertalot; García-Rodríguez, *Placoneis Witkowskii* Metzeltin, Lange-Bertalot; García-Rodríguez, *Thalassiosira weissflogii* (Grunow) G. Fryxell; Hasle e *Tryblionella perversa* Grunow.

No grupo 2, considerado o menos impactado, destacam-se como indicadoras, *Achnanthydium lanceolata* ssp. *freqüentíssima* Kützing, *Aulacoseira distans* (Ehrenberg) Simonsen, *Cavinula monoculata* Hustedt, *Cocconeis placentula* var. *lineata* (Ehr.) Van Heurck, *Craticula ambigua* Grunow, *Discotella pseudostelligera* (Hustedt) Houk e Klee, *Encyonema minutum* (Hilse) D.G. Mann, *Geissleria schimiditiae* Lange-Bertalot, *Gomphonema angustatum* (Kützing) Rabenhorst, *Gomphonema pumilum* var. *rigidum* Reichardt e Lange-Bertalot, *Neidium amphigomphus* (Ehrenberg) Pfitzer, *Neidium ampliatum* (Ehrenberg) Krammer, *Nitzschia amphibia* Grunow, *Nitzschia gracilis* Hantzsch, *Nupela praecipua* (Reichardt) Reichardt, *Planothidium frequentissimum* (Lange-Bertalot) Lange-Bertalot, *Planothidium rostratum* (Lange-Bertalot) Lange-Bertalot, *Pinnularia acoricola* var. *pumilio* Wydrzycka e *Pinnularia spec. cf. divergens* var. *subblacillaris* Smith.

No grupo 3, ponto localizado em trecho superior porém com bastante influência de área urbana, destacam-se *Amphora copulata* (Kützing), *Amphora commutata* Grunow, *Amphipleura lindheimeri* Kützing, *Achnanthydium exigua* Grunow, *Achnanthydium paraexigua* Grunow, *Aulacoseira granulata* var. *curvata* Simons, *Luticola goeppertiana* (Bleisch in Rab.) D.G. Mann, *Navicula cryptocephala* Kützing, *Navicula gregaria* Donkin, *Navicula viridula* var. *rostellata* Kützing, *Naviculadicta difficillima* Hustedt, *Nitzschia fonticola* Grunow in Cleve et

Möller, *Nitzschia goetzeana* Otto Müller, *Nitzschia perminuta* (Grunow) M.Peragallo, *Nitzschia sigma* (Kützing) W.Smith, *Placoneis disparilis* (Hustedt) D.Metzeltin; Lange-Bertalot, *Pinnularia acoricola* Hustedt, *Sellaphora cf. paenepupula* Metzeltin e Lange – Bertalot sensu Metzeltin *et al* (2005), *Sellaphora laevissima* (Kützing) D. G. Mann e *Ulnaria lanceolata* (Kützing) P.Compère.

No grupo 4, ponto localizado em trecho médio da bacia hidrográfica e com bastante influência de atividades humanas, destacam-se *Cyclotella atomus* Hustedt, *Cyclotella meneghiniana* Kützing, *Diadsmis lacunosa* Kützing, *Eunotia incisa* Gregory, *Geissleria aikenensis* (Patrick) Torgan e Oliveira, *Gomphonema anglicum* Ehrenberg, *Gomphonema parvulum* Kützing, *Navicula cryptotenella* Lange-Bertalot, *Neidium affine var. longiceps* (Gregory) Cleve, *Nitzschia inconspicua* Grunow, *Nitzschia microcephala* Grunow, *Pinnularia latevittata* Cleve, *Pinnularia gibba* Ehrenberg, *Pinnularia viridiformis* Krammer, *Pinnularia silviasala* e Metzeltin, Lange-Bertalot e García-Rodríguez *Nitzschia ulna* Compère.

No grupo 5, foram indicadoras, *Achnantheidium lanceolata ssp biporoma*, *Achnantheidium lanceolata*, *Eunotia camelus*, *Fragilaria capucina var. rumpens* (Kütz.) Lange-Bert. ex Bukht, *Geissleria neosubtropica*, *Gyrosigma obtusatum* Hassall, *Gomphonema exillissimum* (Grunow) Lange-Bertalot e Reichardt, *Hantzschia abundans*, *Navicula angusta* Grunow, *Navicula jacobii* Manguin, *Navicula rostellata* Kützing, *Navicula trivialis* Lange-Bertalot, *Nitzschia linearis* West, *Nitzschia linearis var. subtilis* (Agardh) W. Smith, *Nitzschia nana* Grunow, *Nitzschia pumila* Hustedt, *Nitzschia scalpelliformis* Grunow, *Nupela lesothensis* (Schoeman) Lange-Bertalot, *Placoneis scharffi* Lange-Bertalot, U.Rumrich, *Planothidium biporomum* (Hohn e Hellerman) Lange-Bertalot, *Platessa hustedtii* (Krasske) Lange-Bertalot, *Pinnularia latarea* Krammer, *Fragilaria capucina var. rumpens* (Kütz.) Lange-Bert. ex Bukht, *Pinnularia marchica* Ilka Schönfelder, *Pinnularia stomatophora var. salina*, *Pinnularia subcapitata var. semicruciatæ* *Sellaphora seminulum* (Grunow) Mann.

No grupo 6, considerado o mais poluído destacam-se, *Luticola mutica* (Kützing) D.G.Mann, *Navicula cryptotenelloides* Lange-Bertalot, *Nitzschia frustulum* (Kützing) Grunow, *Nitzschia coarctata* Grunow, *Nitzschia palea* (Kützing)W. Smith, *Sellaphora pupula* Kützing, *Gomphonema brasiliense* Grunow e *Gomphonema lagenula* Kützing.

A análise de espécies indicadoras permitiu relacionar as espécies aos ambientes com os quais apresentam maior afinidade ecológica, auxiliando na

compreensão da adaptação destes organismos aos sistemas aquáticos locais, sobre os quais a informação ecológica ainda é escassa. A partir desta análise, é possível destacar algumas espécies, e discutir brevemente sobre suas preferências ecológicas.

Gomphonema parvulum que apresentou alto valor indicativo para o ponto 4 e é dominante principalmente nos pontos 4 e 6 é referido por Cox (1986), Lobo *et al.* (2002) Palmer (1980), Ferrari (2010) e Bere (2011) como uma espécie característica de águas muito poluídas por matéria orgânica. Esses pontos situam-se em área urbana e estão entre os pontos que apresentaram maiores valores de DBO e DQO.

Sellaphora pupula também foi indicadora do ponto 6, sendo dominante deste ambiente, provavelmente por ser uma espécie bastante tolerante à poluição orgânica. Lange-Bertalot (1979), Lobo *et al.* (2010) e Bere (2011) descreveram essa espécie como abundante para ambientes altamente poluídos.

Nitzschia palea foi abundante em quase todos os pontos, com exceção dos pontos 2 e 3. Essa espécie foi referida por Bere (2011), Lobo *et al.* (1996) para ambientes com alta poluição orgânica.

Achnanthydium minutissimum apresenta grande importância global e é uma espécie comum em água doce de todo o mundo (KING *et al.*, 2000; POTAPOVA; CHARLES, 2002; CHARLES *et al.*, 2006;. POTAPOVA; HAMILTON, 2007; ALBERT *et al.*, 2009; KERNAN *et al.* 2009; GOTTSCHALK; KAHLERT, 2012). Potapova, Hamilton (2007) diferenciaram vários grupos morfológicos de *A. minutissimum*, com preferências ecológicas variadas. Besse; Lototskaya *et al.* (2011) referem *A. minutissimum* como um taxon não totalmente compreendido quanto às suas preferências tróficas. Neste trabalho *A. minutissimum*, foi indicadora do ponto 1 onde mostrou-se dominante em todas as coletas, nos demais pontos apresentou baixa ocorrência, o que indica, no caso da população do Rio Vacacaí, uma preferência ambiental por ambientes com bastante influência de atividades humanas, de locais sem proteção por mata ciliar e com suas margens bastante comprometidas.

Cocconeis placentula var. *lineata* foi abundante ou dominante em todos os pontos durante todo o período de coletas. Esta espécie foi registrada em locais altamente poluídos por Lange-Bertalot (1979), Krammer; Lange-Bertalot (1986), Bere (2011). Para Moore (1975), Steinman (1992), *Cocconeis placentula* apresenta formas prostradas com forte aderência ao substrato, dificultando a remoção por parte dos predadores. Desta forma a presença de matéria orgânica na água e

adaptações típicas da espécie dificultando sua predação podem ter contribuído para sua abundância em todos os pontos de coleta. Além disso, espécies de hábito prostrado, são freqüentes e abundantes em ambientes lóticos, onde há influência da correnteza.

Aulacoseira granulata var. *granulata* e *Aulacoseira granulata* var. *angustissima*, foram abundantes no ponto 1 que é um canal maior, de maior vazão que os demais pontos de amostragem. Essas espécies são comumente planctônicas e podem estar relacionadas com a alta turbulência. Têm sido registradas como abundantes no plâncton do reservatório do DNOS no Vacacaí-Mirim, portanto típicas da bacia hidrográfica, conforme observado pela autora em estudo não-publicado. De acordo com Gomes *et al.* (2003) a resistência de suas frústulas poderia relacionar-se aos processos de abrasão e dissolução em ambientes turbulentos, uma vez que é fortemente silicificada. Nascimento (2012) também descreve essas espécies para ambientes turbulentos.

Cyclotella meneghiniana Kützing foi uma espécie indicadora do ponto 4 que teve grande dominância, mas também foi observada como abundante ou mesmo como dominante nos demais pontos com exceção do ponto 6 onde não foi observada. *Cyclotella meneghiniana* é comumente descrita como tolerante à poluição orgânica (LOBO, 2004; YANG *et al.*, 2008; HASSAN, 2009, FERRARI, 2010; LOBO *et al.*, 2010, WENGRAT, 2011, COSTA-BÖDDEKER *et al.*, 2012). Entretanto, já foi encontrada em ecossistemas oligotróficos (FONTANA, BICUDO 2009, WETZEL 2011).

Eolimna mínima foi abundante ou dominante em todas as amostragens. Essa espécie já foi descrita como tolerante a altas concentrações de nutrientes, crescendo em ambientes eutróficos (HOFMANN, 1994; VAN DAM *et al.*, 1994; DELL'UOMO, 2004).

Em trechos superiores do rio, com características mais preservadas pode-se observar a dominância de espécies de diatomáceas abundantes como *Geissleria schimiditiae*, *Gomphonema pumilum* var. *rigidum*, já em trechos inferiores observa-se aumento da dominância de espécies descritas na literatura como características de ambientes eutróficos como *Cocconeis placentula* var. *lineata*, *Gomphonema parvulum*, *Nitzschia palea*, *Sellaphora pupula*. Considerando que o trecho inferior possui grande quantidade de matéria orgânica, este se torna um ambiente seletivo, favorecendo apenas espécies mais tolerantes. De acordo com Sommer (1988)

essas espécies toleram amplas variações nas flutuações ambientais e também possuem maior habilidade competitiva comparadas com espécies características de ambientes menos enriquecidos.

Kelly (2012) apresenta uma argumentação sobre a necessidade ou não de ainda se desenvolverem métricas para a avaliação do estado trófico de rios utilizando diatomáceas no continente Europeu, onde esta metodologia alcança o seu maior desenvolvimento, com anos de utilização. O autor questiona as relações de causalidade entre o aumento nas concentrações de nutrientes e mudanças observadas nas comunidades de diatomáceas: talvez ocorra uma importante ação de outras variáveis, tais como o declínio do oxigênio dissolvido ou mesmo a seleção por espécies heterotróficas, fatores que, por sua vez, são correlacionados com o conteúdo nutricional da água. O autor conclui ser necessário que os diatomólogos vislumbrem maneiras de utilizar as diatomáceas como sinalizadores precoces confiáveis de processos que possam alterar o status ecológico de sistemas aquáticos continentais, especialmente em processos decisórios de gerenciamento de recursos hídricos. Mas de que forma esta preocupação do autor, que tem sido um dos principais pesquisadores na aplicação das diatomáceas como bioindicadores na Europa (KELLY, 2012; KELLY; WHITTON, 1995; KELLY *et al.* 1998; KELLY 1998; KELLY *et al.* 2009; KELLY, ECTOR 2012), se relaciona com a pesquisa aqui apresentada? A questão principal é que os estudos no Brasil quanto à aplicação destas técnicas continuam incipientes, apesar dos excelentes resultados registrados no hemisfério norte. Se em 1996 podia-se afirmar que a informação sobre as comunidades perifíticas no Brasil era recente e escassa Oliveira (1996), apesar do desenvolvimento de diversos estudos desde então, o conhecimento atual não permite ainda uma ampla utilização dos organismos perifíticos, tendo a comunidade de diatomáceas como *proxy*, para a descrição do estado trófico de bacias hidrográficas. Assim, estudos de característica básica ainda se justificam em ambientes sul americanos, em especial na bacia hidrográfica do Vacacaí onde inexistem trabalhos publicados sobre a ecologia destes organismos considerados como uma importante ferramenta ao biomonitoramento ambiental.

Conclusão

Os impactos antrópicos da urbanização promovem alterações na bacia hidrográfica que ocasionam alterações na composição física, química e biológica da água e promovem uma variação espacial em virtude do maior ou menor grau de impacto. Pode-se verificar na Bacia hidrográfica do Vacacaí, uma grande variação espacial dos parâmetros físicos e químicos e conseqüentemente da comunidade de diatomáceas em virtude da influência de atividades humanas. Observaram-se menores níveis de impactos em trechos superiores da bacia hidrográfica. A maior parte das espécies indicadoras encontradas neste estudo é descritas na literatura como tolerantes a altas concentrações de nutrientes, adaptadas a ambientes eutróficos.

Fica evidente que a comunidade perifítica é influenciada pelas características limnológicas que dependem fortemente do uso e ocupação da bacia hidrográfica. Desenvolver mais estudos que avaliem quais os principais nutrientes e também os principais pesticidas oriundos das atividades agrícolas acabam atingindo os ecossistemas aquáticos é importante para um melhor conhecimento da ecologia desses organismos e do nível de poluição da bacia hidrográfica.

Os resultados deste estudo indicam forte relação entre as espécies de diatomáceas e as características físicas e químicas de cada ambiente. O estudo contribuiu para o conhecimento inicial da comunidade de diatomáceas da Bacia hidrográfica do Vacacaí, que até o momento eram desconhecidas.

Referências

ALBERT, R. L.; KORHOLA, A.; SORVARI, S. Analysis of factorscontrolling epilithic diatom community compositions insubarctic lakes of Finnish Lapland. **Advances in Limnology**, v. 62, p.125–151, 2009.

BERE, T.; TUNDISI, J., G. The Effects of Substrate Type on Diatom-Based MultivariateWater Quality Assessment in a Tropical River (Monjolinho), BESSELOTOTSKAYA, A. et al. Evaluationof European diatom trophic indices. **Ecol. Indic.** v.11, p. 456–467, 2011a.

BERE, T., TUNDISI, J., G. Influence of land-use patterns on benthic diatom communities and water quality in the tropical Monjolinho hydrological basin, São Carlos-SP, Brazil. **Water Air Soil Pollut**, v. 37, n. 1, Jan. 2011b

CHARLES, D. F., F. W. et al. Large-scale regional variation in diatom–water chemistry relationships: rivers of the eastern United States. **Hydrobiologia**, v.561, p. 27–57, 2006.

COSTA-BÖDDEKER, S. et al. Paleolimnologically inferred eutrophication of a shallow tropical urban reservoir, southeast Brazil. **Journal of Paleolimnology**, 2012.

COX, E.J. **Identification of Freshwater Diatoms From Live Material**. London, Chapman e Hall, 158 p. 1986.

Dell’Uomo, A. L’Indice Diatomico di Eutrofizzazione/ Polluzione (EPI-D) nel monitoraggio delle acque correnti. **Linee Guida**. APAT, CTN AIM, Roma. 2004

Dufrêne, M., and P. Legendre. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. **Ecological Monographs**, v. 67, n. 345–366, 1997.

FERRARI, F. **Estrutura e dinâmica da comunidade de algas planctônicas (com ênfase nas diatomáceas) em reservatórios oligotrófico e hipertrófico (Parque estadual das fontes do Ipiranga, São Paulo)**. Tese de Doutorado, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro. 335p, 2010.

FONTANA, L.; BICUDO, D. C. Diatomáceas (Bacillariophyceae) de sedimentos superficiais dos reservatórios em cascata do Rio Paranapanema (SP/PR, Brasil): Coscinodiscophyceae e Fragilariophyceae. **Hoehnea**, v.36, n. 3, p. 375-386, 2009.

GASTALDINI, M.C. C. et al. Diagnóstico da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Vacacaí Mirim. **XXX CONGRESSO INTERAMERICANO DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL**. Punta del Este – Uruguay, 2006.

GOMES, D. F.; BRICHTA, A.; SILVA, E. M.; FERNANDES, L. F. Diatomáceas como indicadores de mudanças ambientais da Baía de Iguape, Baixo Paraguaçu (Bahia, Brasil). In: **IX Congresso da ABEQUA** – Associação de Estudos do Quaternário. CD-ROM de resumos expandidos, nº 168, 2003.

GOTTSCHALK, S.; KAHLERT, M. Shifts in taxonomical and guild composition of littoraldiatom assemblages along environmental gradients. **Hydrobiologia**, v. 694, p. 41–56, 2012.

Hammer, Ø., Harper, D.A.T., Ryan, P.D. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. **Paleontologia Electronica**, v. 4, n.1, 9pp, 2001.

HASSAN, G., S.; TIETZE, E.; FRANCESCO De C. G. Modern diatom assemblages in surface sediments from shallow lakes and streams in southern Pampas (Argentina). **Aquat.Sci.** v. 71, p. 487–499, 2009.

HOFMANN, G. A. Diatomeen in Seen und ihre Eignung als Indikatoren der Trophie. **Bibliotheca Diatomologica**, v. 30, n. 1, p. 241, 1994.

KELLY, M. G. et al. Recommendations for the routine sampling of diatoms for water quality assessments in Europe. **Journal of Applied Phycology**, v. 10, p. 215–224, 1998.

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

KELLY, M., C. et al. A comparison of national approaches to setting ecological status boundaries in phytobenthos assessment for the European Water Framework Directive: results of an intercalibration exercise. **Hydrobiologia**, v. 621, p. 169–182, 2009.

KELLY, M., C. et al. A comparison of national approaches to setting ecological status boundaries in phytobenthos assessment for the European Water Framework Directive: results of an intercalibration exercise. **Hydrobiologia**, v. 621, p. 169–182, 2009.

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

Kelly, M.G. Use of the trophic diatom index to monitor eutrophication in rivers. **Water Res.**, v. 32, p. 236–242, 1998.

KERNAN, M., M. et al. Regionalisation of remote European mountain lake ecosystems according to their biota: environmental versus geographical patterns. **Freshwater Biology**, v. 54, p. 2470–2493, 2009.

KING, L.; BARKER, P.; JONES, R. I. Epilithic algal communities and their relationship to environmental variables in lakes of the English Lake District. **Freshwater Biology**, v. 45, p. 425–442, 2000.

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

KRAMMER, K.; LANGE-BERTALOT, H. **Freshwater flora of Central Europe. Bacillariophyceae: Naviculaceae.** In Ettl, H., et al. (Eds.). Süßwassereflora von Mitteleuropa. Stuttgart: G. Fischer, 876p. 1986.

Lange-Bertalot, H. Pollution tolerance of diatoms as criteria for water quality estimation. **Nova Hedwigia**, v.64, p.283–304, 1979.

LOBO, E. A. et al. Response of epilithic diatom communities to environmental gradients in subtropical temperate Brazilian rivers. **Limnetica**, v.29, n. 2, p. 323-340, 2010.

LOBO, E. A. et al. Response of epilithic diatom communities to environmental gradients in subtropical temperate Brazilian rivers. **Limnetica**, v. 29, n. 2, p. 323-340, 2010.

LOBO, E. A. et al. Use of epilithic diatoms as bioindicators from lotic systems in southern Brazil, with special emphasis on eutrophication. **Acta Limnológica Brasiliensia**, v.16, n. 1, p. 25-40, 2004.

LOBO, E. A., CALLEGARO, V. L. BENDER, P. **Utilização de algas diatomáceas epilíticas como indicadores da qualidade da água em rios e arroios da Região Hidrográfica do Guaíba, RS, Brasil.** Santa Cruz do Sul: EDUNISC. 126 p. 2002.

LOBO, E. A., et al. Pollution tolerant diatoms from rivers located in the Jacuí Basin, Rio Grande do Sul, Brazil, **Iheringia Sér, Bot**, v. 47, p. 43-70, 1996.

LOBO, E. A.; LEIGHTON, G. Estruturas comunitarias de las fitocenosis planctonicas de los sistemas de desembocaduras de rios y esteros de la zona central de Chile. **Revista de Biologia Marinha**, Valparaiso, v. 22, n.1, p. 1-29, 1986.

MANLY, B. **Randomization and Monte Carlo Methods in Biology**. Ed. Chapman and Hall. 281 pp. 1991.

MCCUNE, B. M. J.; MEFFORD, M.J. **PC-ORD Multivariate analysis of ecological data, Version 3,0, MJM, Software design, Oregon**, 47p, 1997.

METZELTIN, D.; LANGE-BERTALOT, H.; GARCÍA-RODRÍGUEZ, F. Diatoms of Uruguay. **Iconographia Diatomologica**, v. 15, n. 1, p. 736, 2005.

MOORE, J. W. The role of algae in the diet of *Asellus aquaticus* L. and *Gammarus pullex* L. **Journal of Animal Ecology**, v. 44, n. 3, p. 719-730, 1975.

NASCIMENTO, M. DE. N. **Biodiversidade e distribuição das diatomáceas planctônicas e de sedimento superficial em represa profunda oligotrófica (Sistema Cantareira, Represa Jaguari-Jacareí)**, 2012. Dissertação de mestrado. Instituto de Botânica da Secretaria do Meio Ambiente, São Paulo, 2012.

PALMER, M.W. **Algae and Water Pollution**. Castle House Publications. 123pp, 1980.

POTAPOVA, M. G.; CHARLES, D. F. Benthic diatoms in USArivers: distributions along spatial and environmental gradients. **Journal of Biogeography**, v. 29, p. 167–187, 2002.

POTAPOVA, M.; HAMILTON, P. B. Morphological and ecological variation within the *Achnantheidium minutissimum* (Bacillariophyceae) species complex. **Journal of Phycology**, v. 43, p. 561–575, 2007.

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**, 63p. 1993

ROUND, F.E.; CRAWFORD, R.M.; MANN, D.G. The diatoms. Biology & morphology of the genera. New York, **Cambridge University Press**. p. 1-129, 1990.

SALOMONI, S. E. **Diatomáceas epilíticas indicadoras da qualidade de água na Bacia do rio Gravataí, Rio Grande do Sul, Brasil**. São Carlos: Universidade Federal de São Carlos - UFSCar,. 230p. Tese de Doutorado, 2004.

SALOMONI, S. E. et al. Epilithic diatoms as indicators of water quality in the Gravataí river, Rio Grande do Sul, Brazil. **Hydrobiologia**, v. 559, p. 233–246, 2006.

SCHNECK, F.; TORGAN, L.C.; SCHWARZBOLD, A. Epilithic diatom community in a high altitude stream impacted by fish farming in southern Brazil. **Acta Limnologica Brasílica**, v.19, n. 3, p. 341-355, 2007.

SOMMER, U. Growth and survival strategies of plankton succession. In SOMMER, U., ed. *Plankton Ecology - Succession in Plankton Communities*. **Springer Series in Contemporary Bioscience**. p. 57-106, 1988.

STEINMAN, A. D. Does an increase in irradiance influence periphyton in a heavily-grazed woodland stream? **Oecologia**, 91:163-170, 1992.

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

VAN DAM, H.; MERTENS A.; SINKELDAM J. A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from The Netherlands. Netherlands **Journal of Aquatic Ecology**, v. 28, n. 117, p. 133, 1994.

WALLEY, W.; GRBOVIC, J.; EROSKY, S.D. A reappraisal of saprobic values and indicator weights based on Slovenian river quality data. **Water Research**, v. 35, n. 18, p. 4285–4292, 2001.

WARD, J.H. Hierarchical Grouping to Optimise an Objective Function. **Journal of the American Statistical Association**, v. 58, p. 236-244, 1963.

Wengrat, S. **Biodiversidade e distribuição das diatomáceas no Complexo Billings, São Paulo: influência da compartimentalização espacial e do estado trófico**. 2011. Dissertação de Mestrado. Instituto de Botânica da Secretaria do Meio Ambiente. São Paulo. 113 p, 2011.

Wetzel, C.E. **Biodiversidade e distribuição de diatomáceas (Ochrophyta, Bacillariophyceae) na bacia hidrográfica do Rio Negro, Amazonas, Brasil**. 2011. Tese de Doutorado. Instituto de Botânica da Secretaria do Meio Ambiente. São Paulo. 1876 p. 2011.

WETZEL, R. G. Opening remarks. In: Wetzel, R.G. (Ed.). **Periphyton offreshwater ecosystems**.The Hague, Dr.W. Junk, a. p. 3-4.(Developments in Hidrobiology, 17),1983.

Yang, X.; Anderson, N. J.; Dong, X.; Shen, J. I.Surface sediment diatom assemblages and epilimnetic total phosphorus in large, shallow lakes of the Yangtze floodplain: their relationships and implications for assessing long-term eutrophication. **Freshw Biol**, v. 53, p. 1273-1290, 2008.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A análise das características físicas e químicas ao longo da Bacia hidrográfica do Vacacaí avaliadas neste estudo revelou a existência de um gradiente espacial bem marcado de trechos superiores em direção aos trechos inferiores, caracterizado pela diminuição da concentração de oxigênio dissolvido, aumento da demanda bioquímica e química de oxigênio e aumento da condutividade.

Trechos superiores da Bacia Hidrográfica com pouca influência humana apresentaram valores mais amenos de poluição orgânica, entretanto trechos inferiores apresentaram altos valores indicativos de poluição orgânica, com um desses pontos apresentando inclusive oxigênio abaixo do necessário para a sobrevivência de organismos aeróbicos

A comunidade de diatomáceas perifíticas da Bacia Hidrográfica do Rio Vacacaí, no período de estudo, apresentou diferença espacial, respondendo as características físicas e químicas de cada local.

Não foi observada uma periodicidade marcada na estrutura destas comunidades, pois mais uma vez a variação no gradiente espacial - evidente pelas variáveis físicas e químicas - se sobrepôs à influência dos meses do ano.

O local considerado o mais poluído teve predominância de espécies comumente referidas na literatura como tolerantes a condições de poluição orgânica e eutrofização: *Luticola mutica*, *Navicula cryptotenella*, *Nitzschia frustulum*, *Nitzschia coarctata*, *Nitzschia palea*, *Sellaphora pupula*, *Gomphonema brasiliense*, *Gomphonema lagenula* e *Gomphonema parvulum*.

Observaram-se menores níveis de impactos em trechos superiores da bacia hidrográfica. Em trechos superiores do rio, com características mais preservadas pode-se observar a dominância de espécies de diatomáceas abundantes como *Geissleria schimiditiae* e *Gomphonema pumilum* var *rigidum*.

O ponto considerado mais impactado é o da sub-bacia do Lagoão do Ouro tendo como localização o campus da Universidade Federal de Santa Maria, que recebe grande parte do esgoto não tratado do bairro Camobi.

Sugere-se que mais estudos sejam desenvolvidos prevendo amostragem de dados físicos e químicos mais detalhados, com quantificação de nutrientes para uma

melhor avaliação das interferências ambientais sobre a comunidade perifítica de diatomáceas, progredindo para estudos de tolerância e bioindicação.

APÊNDICES

APÊNDICE 1. Lista das espécies de diatomáceas com as siglas, registradas na Bacia Hidrográfica do Vacacaí.

<i>Amphora copulata</i> (Kützing) Schoeman & Remarchibald	amco
<i>Amphora commutata</i> Grunow	amcm
<i>Amphora montana</i> Krasske	ammo
<i>Amphipleura lindheimeri</i> Kützing	amli
<i>Achananthidium lanceolata</i> ssp <i>biporoma</i>	acla
<i>Achananthidium lanceolata</i> ssp <i>frequentissima</i>	acfr
<i>Achananthidium lanceolata</i>	achl
<i>Achananthidium exigua</i>	acex
<i>Achnanthidium exiguum</i> var. <i>constrictum</i> (Grunow) Andresen, Stoermer e Kreis	acco
<i>Achnanthidium minutissimum</i> (Kütz.) Czarnecki	acmi
<i>Achananthidium paraexigua</i>	acpa
<i>Achnanthes minutissima</i> Kützing	achm
<i>Achnanthes modestiforme</i> (Lange-Bertalot) Van de Vijver	acmd
<i>Achnanthes paraexigua</i> Grunow	acpr
<i>Aulacoseira distans</i> (Ehrenberg) Simonsen	audi
<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>curvata</i>	auge
<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>granulata</i>	augr
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen var. <i>angustissima</i>	caba
<i>caloneis bacillum</i>	calb
<i>cavinula monoculata</i>	camo
<i>Cyclotella atomus</i> Hustedt	cyat
<i>Cyclosteghanus invisitatus</i>	cyci
<i>Cyclostephanus</i>	CY
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing	cyme
<i>Cymbella tumida</i> Agardh	cytu
<i>Capartogramma crucicula</i> (grunow ex cleve) Ross	cacr
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>lineata</i> (Ehr.)VanHeurck	copl
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>acuta</i> Ehrenberg	cocp
<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg var. <i>placentula</i>	cocc
<i>Craticula ambigua</i> Grunow	cram
<i>Diadesmis confervacea</i> Kützing	dico
<i>Diadesmis contenta</i> (Grunow ex V. Heurck)	diac
<i>Diadesmis lacunosa</i> Kützing	dila
<i>Diploneis subovalis</i>	disu
<i>Discostella meneguina</i>	dime
<i>Discotella pseudostelligera</i> (Hustedt) Houk e Klee	dips
<i>Discotella stelligera</i> (Clevee Grunow) Houk e Klee	dist
<i>Encyonema neomesianum</i> Kützing	enne
<i>Eolimna minima</i> (Grunow) Lange-Bertalot	eomi
<i>Eolimna subminuscula</i>	eosu

<i>Encyonema minuta</i>	enmi
<i>Encyonema neomesianum</i>	enne
<i>Encyonema silesiacum</i> (Bleisch in Rabh.) Mann	ensi
<i>Eunotia camelus</i>	euca
<i>Eunotia incisa</i>	euin
<i>Eunotia pseudosudetica</i>	eups
<i>Eunotia subarcuatoidea</i>	eusu
<i>Fallacia monoculata</i> Stickle & D.G. Mann in Round	famo
<i>Fragilaria bidens</i> Heib.	frbi
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>vaucheriae</i> (Kützing)Lange-Bertalot	frca
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>rumpens</i> (Kütz.) Lange-Bert. ex Bukht	frru
<i>Frustulia guayanensis</i> Rabenhorst	frgu
<i>Frustulia pumilo</i> Rabenhorst	frpu
<i>Frustulia vulgaris</i>	frvu
<i>Geissleria aikenensis</i> (Patrick) Torgan e Oliveira	geai
<i>Geissleria schimiditiae</i>	gesc
<i>Geissleria neosubtropica</i>	gene
<i>Gyrosigma acuminatum</i>	gyac
<i>Gyrosigma obtusatum</i> Hassall	gyob
<i>Gyrosigma scalproidea</i> Hassall	gysc
<i>Gomphonema angustum</i> Agardh	goan
<i>Gomphonema anglicum</i> Ehrenberg	goam
<i>Gomphonema affinopsis</i> Metzeltin, Lange-Bertalot e García-Rodríguez	goaf
<i>Gomphonema angustatum</i>	goma
<i>Gomphonema brasiliense</i> Grunow	gobr
<i>Gomphonema brasiliense</i> Metzeltin, Lange-Bertalot e García-Rodríguez	gode
<i>Gomphonema capitatum</i>	goca
<i>Gomphonema exillissimum</i> (Grunow) Lange-Bertalot e Reichardt	goex
<i>Gomphonema gracile</i> Ehrenberg	gogr
<i>Gomphonema laticollum</i> Reichardt	gola
<i>Gomphonema lagenula</i>	goml
<i>Gomphonema lujanense</i> Reichardt	golu
<i>Gomphonema parvulum</i> Kützing	gopa
<i>Gomphonema parvulum</i> var. <i>parvulum</i> f. <i>saprophilum</i> Lange-Bertalot e Reichardt	gosa
<i>Gomphonema pumilum</i> var. <i>rigidum</i> Reichardt e Lange-Bertalot	gopu
<i>Gomphonema pseudoaugur</i> Lange-Bertalot	gops
<i>Gomphonema turris</i> Frenguelli	gotu
<i>Hantzschia amphiosys</i> (Ehrenberg) Grunow	haam
<i>Hantzschia abrupti</i> rostrata	haab

<i>Hantzschia abundans</i>	hana
<i>Hippodonta capitata</i> (Ehrenberg) Lange-Bertalot	hica
<i>Luticola goeppertiana</i> (Bleisch in Rab.) D.G. Mann	lugo
<i>Luticola mutica</i>	lumu
<i>Luticola peguana</i> Mann in Round et al.	lupe
<i>Melosira varians</i> Agardh	meva
<i>Navicula angusta</i> Grunow	naan
<i>Navicula antonii</i>	naan
<i>Navicula cryptotenelloides</i>	nacr
<i>Navicula cryptotenella</i> Lange-Bertalot	navi
<i>Navicula cryptocephala</i> Kützing	nacy
<i>Navicula longicephala</i>	nalo
<i>Navicula germani</i>	nage
<i>Navicula jacobii</i>	naja
<i>Navicula rostellata</i>	naro
<i>Navicula symmetrica</i> Patrick	nasy
<i>Navicula gregaria</i> Donkin	nagr
<i>Navicula trivialis</i>	natr
<i>Navicula viridula</i> var. <i>rostellata</i> Kützing	nars
<i>Naviculadicta difficillima</i> Hustedt	nadi
<i>Naviculadicta seminulum</i>	nase
<i>Neidium affine</i> (Ehrenberg) Pfitzer	neaf
<i>Neidium affine</i> var. <i>longiceps</i> (Gregory) Cleve	nelo
<i>Neidium amphigomphus</i>	neam
<i>Neidium ampliatum</i>	nepl
<i>Nitzschia frustulum</i>	nifr
<i>Nitzschia coarctata</i>	nico
<i>Nitzschia amphibia</i> Grunow	niam
<i>Nitzschia linearis</i>	nili
<i>Nitzschia linearis</i> var. <i>subtilis</i> (Agardh) W. Smith	nitl
<i>Nitzschia fonticola</i> Grunow in Cleve et Möller	nifo
<i>Nitzschia gracilis</i>	nigr
<i>Nitzschia germani</i>	nige
<i>Nitzschia goetzeana</i>	nigo
<i>Nitzschia inconspicua</i> Grunow	niin
<i>Nitzschia microcephala</i>	nimi
<i>Nitzschia nana</i>	nina
<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W. Smith	nipa
<i>Nitzschia perminuta</i>	nipe
<i>Nitzschia pumila</i> Hustedt	nipu
<i>Nitzschia sigma</i>	nisi
<i>Nitzschia clausii</i> (morfortipo I) Hantzsch	nicl
<i>Nitzschia reversa</i>	nire
<i>Nitzschia scalpelliformis</i> Grunow	nisc
<i>Nupela lesothensis</i> (schoeman) Lange-Bertalot	nule

<i>Nupela praecipua</i> (Reichardt) Reichardt	<i>nupr</i>
<i>Placoneis elegans</i>	<i>plel</i>
<i>Placoneis abundans</i> Metzeltin, Lange-Bertalot e García-Rodríguez	<i>plab</i>
<i>Placoneis disparilis</i>	<i>pldi</i>
<i>Placoneis ovillus</i> Metzeltin, Lange-Bertalot e García-Rodríguez	<i>plov</i>
<i>Placoneis scharffi</i>	<i>plsc</i>
<i>Placoneis Witkowskii eis ovillus nov. spec.</i>	<i>plwi</i>
<i>Placoneis Witkowskii nov. spec.</i>	<i>plac</i>
<i>Placoneis merinensis</i>	<i>plme</i>
<i>Planothidium biporum</i> (Hohn e Hellerman) Lange-Bertalot	<i>plbi</i>
<i>Planothidium dubium</i> (Grunow) Round e Bukhtiyarova	<i>plfr</i>
<i>Planothidium frequentissimum</i> (Lange-Bertalot) Lange-Bertalot	<i>plro</i>
<i>Planothidium rostratum</i> (Lange-Bertalot) Lange-Bertalot	<i>plst</i>
<i>Planothidium straubii</i>	<i>plra</i>
<i>Planantidium sp.</i>	<i>PL</i>
<i>Platessa hustedtii</i> (Krasske) Lange-Bertalot	<i>plhu</i>
<i>Platessa conspícua</i> (A. Mayer) Lange-Bertalot	<i>plco</i>
<i>Pleurosira laevis</i> (Ehrenberg) Compere	<i>plla</i>
<i>Pinnularia acrosphaeria</i> W. Smith	<i>piac</i>
<i>Pinnularia acoricola</i>	<i>pinn</i>
<i>Pinnularia acoricola var. pumilia</i>	<i>pipu</i>
<i>Pinnularia latevittata</i>	<i>pila</i>
<i>Pinnularia latarea</i> Krammer sensu Metzeltin et. al (2005)	<i>pita</i>
<i>Pinnularia gibba</i> Ehrenberg	<i>pigi</i>
<i>Pinnularia marchica</i>	<i>pima</i>
<i>Pinnularia viridiformis</i>	<i>pivi</i>
<i>Pinnularia spec cf. divergens var subblacillaris</i>	<i>pidi</i>
<i>Pinnularia stomatpophora var. salina</i>	<i>pist</i>
<i>Pinnularia silviasalae</i> Metzeltin, Lange-Bertalot e García-Rodríguez	<i>pisi</i>
<i>Pinnularia subcapitata var. semicrucata</i>	<i>pisu</i>
<i>Pinnularia microstaurum</i> (Ehr.) Clevei	<i>pimi</i>
<i>Pinnularia microstaurum var. rostrata</i>	<i>piro</i>
<i>Sellaphora cf. paenepupula</i> Metzeltin e Lange – Bertalot sensu Metzeltin et al (2005)	<i>sepa</i>
<i>Sellaphora lambda</i>	<i>sela</i>
<i>Sellaphora laevissima</i> (Kützing) D. G. Mann	<i>sella</i>
<i>Sellaphora pupula</i> Kützing	<i>sepu</i>
<i>Sellaphora seminulum</i> (Grunow) Mann	<i>sese</i>
<i>Surirella angusta</i> Kützing	<i>suan</i>
<i>Surirella linearis</i> Smith	<i>suli</i>
<i>Thalassiosira Weisflogii</i>	<i>thwe</i>

<i>Tryblionella perversa</i> Grunow	<i>trpe</i>
<i>Ulnaria lanceolata</i>	<i>ulla</i>
<i>Ulnaria Ulna</i> (Nitzsch.) Compère	<i>Ulul</i>

APÊNDICE 2. Fotos dos pontos de amostragem na bacia hidrográfica do Vacacaí, Santa Maria, RS. (Fotos: Durigon, M)

Ponto 1 - Rio Vacacaí sob a ponte da rodovia BR 392 (Distrito Passo do Verde)



Ponto 2 - À montante do Reservatório do DNOS (Bairro Campestre Menino Deus)



Ponto 3 - curso principal do Vacacaí-Mirim (Ponte da Rua Vereador Antônio Dias)



Ponto 4 - Bairro Camobi



Ponto 5 - Distrito de Arroio do Só (Próximo à Rodovia RST 287).



Ponto 6 - cidade Universitária (sub-bacia do Lagoão do Ouro).

