

UNIVERSIDADE DO VALE DO RIO DOS SINOS - UNISINOS  
UNIDADE ACADÊMICA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA  
DIVERSIDADE E MANEJO DA VIDA SILVESTRE

MESTRADO

DENISE PERESIN

EFEITOS DO GRADIENTE DE PRESERVAÇÃO DA MATA CILIAR SOBRE A  
ESTRUTURA DO POTAMOPLÂNCTON EM ECOSISTEMAS LÓTICOS  
SUBTROPICAIS (BACIA DO RIO DOS SINOS, RIO GRANDE DO SUL, BRASIL)

SÃO LEOPOLDO  
2012

Denise Peresin

EFEITOS DO GRADIENTE DE PRESERVAÇÃO DA MATA CILIAR SOBRE A  
ESTRUTURA DO POTAMOPLÂNCTON EM ECOSISTEMAS LÓTICOS  
SUBTROPICAIS (BACIA DO RIO DOS SINOS, RIO GRANDE DO SUL, BRASIL)

Dissertação apresentada como requisito parcial  
para a obtenção título de Mestre pelo Programa  
de Pós-Graduação em Biologia (Diversidade e  
Manejo da Vida Silvestre) da Universidade do  
Vale do Rio dos Sinos - UNISINOS  
Orientadora: Dr. Luciane Oliveira Crossetti

SÃO LEOPOLDO  
2012

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

**P437e Peresin, Denise**

Efeitos do gradiente de preservação da mata ciliar sobre a estrutura do potamoplâncton em ecossistemas lóticos subtropicais (Bacia do Rio dos Sinos, Rio Grande do Sul, Brasil) / Denise Peresin. - 2012.

56 p : il.; 30 cm.

Dissertação (Mestrado) - Universidade do Vale do Rio dos Sinos, Programa de Pós-Graduação em Biologia, 2012.

“Orientação Prof. Dra. Luciane Oliveira Crossetti.”

1. Ecossistemas subtropicais - Preservação - RS. 2. Vegetação ripária - Preservação. 3. Qualidade da água - Arroios. 4. Bacia do Rio dos Sinos - RS.  
I. Título.

CDU: 574(816.5)

Índice para o catálogo sistemático:

|    |  |               |
|----|--|---------------|
| 1. | Ecossistemas subtropicais - Preservação - RS | 574(816.5)    |
| 2. | Vegetação ripária - Preservação              | 504           |
| 3. | Qualidade da água - Arroios                  | 628.1         |
| 4. | Bacia do Rio dos Sinos - RS                  | 556.18(816.5) |

Catalogação na fonte elaborada pela bibliotecária  
Michele Marques Baptista – CRB 10/1633

Denise Peresin

EFEITOS DO GRADIENTE DE PRESERVAÇÃO DA MATA CILIAR SOBRE A  
ESTRUTURA DO POTAMOPLÂNCTON EM ECOSISTEMAS LÓTICOS  
SUBTROPICAIS (BACIA DO RIO DOS SINOS, RIO GRANDE DO SUL, BRASIL)

Dissertação apresentada como requisito parcial  
para a obtenção título de Mestre pelo Programa  
de Pós-Graduação em Biologia (Diversidade e  
Manejo da Vida Silvestre) da Universidade do  
Vale do Rio dos Sinos - UNISINOS

Aprovado em \_\_\_\_\_, do mês de \_\_\_\_\_ de 2012.

BANCA EXAMINADORA

---

Dra. Luciana Oliveira Crossetti – Universidade do Vale do Rio dos Sinos

---

Dra. Vanessa Becker – Universidade Federal do Rio Grande do Norte

---

Dra. Lezilda Carvalho Torgan – Fundação Zoobotânica do RS

*A todos que sabem valorizar e se preocupam em melhorar a qualidade de um de nossos bens mais valiosos: a água.*

## AGRADECIMENTOS

Aos que compartilharam desta caminhada e que me ajudaram com alegria, paciência, carinho e compreensão, demonstrando que é possível superar minhas limitações quando existe empenho, dedicação e principalmente confiança.

À Profa. Dra. Luciane Oliveira Crossetti pela orientação, parceria, conhecimentos compartilhados e especialmente por me mostrar o caminho da ciência.

À Profa. Dra. Lezilda Carvalho Torgan pela dedicação dispensada na orientação para identificação das diatomáceas.

À Doutoranda Dávia Talgatti pelas orientações para a confecção das lâminas permanentes para as diatomáceas.

Às colegas do Laboratório de Ecofisiologia e Cultura Vegetal, a Jaiana Malabarba, Juliana Bohnenberger, Gisele Ribeiro Fernandes, Andressa Wieliczko (as mais antigas da turma) pela amizade, carinho e estímulo, auxílio nas coletas de campo e favores prestados. Em especial a Jaiana, que esteve diretamente envolvida em diversas etapas do projeto.

Aos professores e colegas da Pós-Graduação, pela amizade e troca de conhecimentos.

Ao Projeto Verde Sinos (parceria Petrobrás Ambiental, Comitê Sinos e Unisinos), pelo financiamento do projeto.

À CAPES/PROSUP pela concessão da bolsa parcial.

Aos meus colegas de trabalho da UCS pelo incentivo ao desenvolvimento do trabalho. A Profa. Dra. Vania E. Schneider pela inserção no mundo da pesquisa, sempre confiando e investindo no meu potencial. A Aurélia D. Baccin, sempre com sábias e carinhosas palavras. A Gisele Cemin, com palavras embasadas na experiência de quem havia recentemente passado pela mesma provação e a Andréia Cristina Trentin com suas palavras de incentivo.

Ao Prof. Aldo Dillon, que foi o responsável pelo impulso final, para tomar a decisão de fazer mestrado.

Aos meus amados familiares: meus pais Maria e Laurino, meus irmãos, cunhados e sobrinhos, que com muita compreensão entenderam os momentos em que não pude estar presente, mas nunca deixaram de me apoiar e sempre torceram e continuam torcendo por mim.

Aos meus amigos e amigas que durante estes dois anos ouviram muitas vezes “eu não posso, tenho um trabalho para terminar, combinamos outro dia”. Obrigada pela compreensão.

À todos que por ventura não tenham sido citados, farei questão de agradecê-los pessoalmente.

*“A água de boa qualidade é como a saúde ou a liberdade: só tem valor quando acaba.”*

João Guimarães Rosa

## RESUMO

A qualidade das águas em sistemas lóticos ou lênticos sofre grande influência das atividades que são realizadas em suas margens, alterando a estrutura das comunidades biológicas. O presente estudo foi desenvolvido com vistas a avaliar se áreas com diferentes graus de preservação da mata ripária influenciam na estrutura da comunidade fitoplanctônica em arroios. O estudo foi desenvolvido em três arroios do trecho superior da Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos. Em cada arroio foram amostrados quatro áreas sob a influência de diferentes estágios de conservação da mata ciliar, em um gradiente variando do mais preservado (30m de vegetação) ao menos preservado (<5m), sendo as áreas amostradas distantes pelo menos 1 km um dos outros. Foram coletadas amostras em duas estações (inverno - agosto/2010 e verão - janeiro/fevereiro/2011), para análise de variáveis abióticas e biológicas. Os dados obtidos foram tratados através de testes estatísticos do tipo, Análise de Variância Simples (ANOVA *one way*), Análise de Componentes Principais (ACP), Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) e Análise de Correspondência Canônica (ACC). As análises das variáveis ambientais e bióticas indicaram que a sazonalidade é a principal determinante dos padrões de biomassa e presença ou ausência de espécies, independente do grau de preservação da mata ciliar. As classes Bacillariophyceae, Chlorophyceae e Cyanobacteria constituíram-se nos três principais grupos taxonômicos identificados, sendo que a classe Bacillariophyceae foi dominante. Na avaliação das espécies e dos grupos funcionais, apesar dos três arroios estarem localizados em regiões de cabeceira, os mesmos indicaram contaminação destes ambientes por nutrientes e matéria orgânica, classificando-os nos níveis de trofia entre meso e eutrófico. A comunidade fitoplanctônica dos arroios estudados respondeu satisfatoriamente as condições ambientais, no entanto, não foram significativamente influenciadas pelos diferentes graus de preservação da mata ripária, como era esperado. Porém a tendência de aumento da biomassa, riqueza e diversidade de espécies, e das concentrações de sólidos totais dissolvidos e condutividade, mesmo que não significativas, dão indicativos que os diferentes gradientes de preservação da mata ciliar estão influenciando a qualidade da água nos arroios estudados e conseqüentemente a estrutura do potamoplâncton.

**Palavras-chave:** vegetação ripária, qualidade da água, arroios.

## ABSTRACT

Water quality in lotic and lentic systems is greatly influenced by the activities performed at their margins, influencing the structure of biological communities. This study was conducted in order to assess whether different degrees of preservation of riparian forest influence potamoplankton community structure in subtropical streams. The study was conducted in three streams in the upper region of Rio dos Sinos Basin. Four sampling sites, distant 1 km from each other, with different degrees of riparian forest width, were considered, from the best (30 m) to the less preserved (5 m). Samplings were gathered for abiotic and biological analyses in summer (january/february 2011) and winter (august 2010). Statistical tests were performed Analysis of Variance – One-way (One-way ANOVA), Principal Component Analysis (PCA), Nonmetric Multidimensional Scaling (NMDS) e Canonical Correspondence Analysis (CCA). Analysis of environmental and biotic variables indicated that seasonality was the main determinant of biomass patterns, regardless of the degree of preservation of riparian vegetation. Bacillariophyceae, Chlorophyceae and Cyanobacteria constituted the three major taxonomic groups identified, and the class Bacillariophyceae was dominant. Descriptors species and functional groups indicated contamination of these environments by nutrients and organic matter. Potamoplankton community of the studied streams responded satisfactorily to environmental conditions, although lack of significant difference among the different degrees of riparian vegetation preservation has been found. Increasing trends on biomass, richness and diversity of species, and concentrations of total solid dissolved and conductivity, might indicate that the different gradients of preservation of riparian vegetation may influence water quality in subtropical streams and therefore the potamoplankton structure.

**Key-words:** riparian forest, water quality, streams.

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

- Figura 1. Malha hídrica da Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos, localizando os arroios e áreas amostradas..... 21
- Figura 2. Ordenação pela ACP (eixos 1 e 2; 2 e 3) das variáveis abióticas e as áreas amostradas (três arroios – n = 4) nas estações do inverno e verão. A = Arroio Areias; C = Arroio Chuvisqueiro; P = Arroio Padilha; W = inverno; S = verão; 1, 2, 3, 4 = áreas amostradas. .... 29
- Figura 3. Representatividade das classes taxonômicas (riqueza de espécies) em cada arroio analisado e área amostrada, nas estações de inverno e verão. 1, 2, 3 e 4 = áreas amostradas. A. = Areias; B. = Chuvisqueiro; C. = Padilha. .... 31
- Figura 4. Biomassa ( $\text{mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$ ) estimada para cada arroio, área e estação do ano amostrada. A = arroio Areias; C = arroio Chuvisqueiro; P = arroio Padilha; 1, 2, 3, 4 = áreas amostradas..... 33
- Figura 5. Espécies descritoras em cada área amostrada e estação (inverno e verão). 1, 2, 3 e 4 = áreas amostradas. A. = Areias; B. = Chuvisqueiro; C. = Padilha..... 34
- Figura 6. Ordenação NMDS para as áreas amostradas em cada arroio e estação, nas estações de inverno e verão. A = Arroio Areias; C = Arroio Chuvisqueiro; P = Arroio Padilha; W = inverno; S = verão; 1, 2, 3, 4 = áreas amostradas. Alind = *Amphipleura lindheimeri*; Agran = *Aulacoseira granulata*; Cmoni = *Closterium moniliferum*; Cac = *Cocconeis placentula* var. *acuta*; Clinea = *Cocconeis placentula* var. *lineata*; Coensp. = *Coenocytis* sp.; Crysocsp. = *Crysococcus* sp.; Cyclosp. = *Cyclotella* sp.; Emini = *Encyonema minutum*; Encyosp. = *Encyonema* sp. 1; Euglesp. = *Euglena* sp.; Gparvu = *Gomphonema parvulum*; Hwhamp = *Hydrosera whampoensis*; Mvaria = *Melosira varians*; Namphi = *Nitzschia amphibia*; Perisp = *Peridinium* sp.; Phalong = *Phacus longicauda*; Phapleu = *Phacus pleuronectes*; Pdiver = *Pinnularia* cf. *divergens*; Psubg = *Pinnularia* cf. *subgibba*; Pinnsp = *Pinnularia* sp. 1; Ssplen = *Surirella splendida*; Tvolvo = *Trachelomonas volvocina*; Uulna = *Ulnaria ulna*..... 1
- Figura 7. Riqueza (nº de táxons) e diversidade (índice de Shannon-Weaver), aplicados aos dados de biomassa para as áreas amostradas e estação do ano. 1, 2, 3 e 4 = áreas amostradas; I = inverno; V = verão..... 37
- Figura 8. Grupos funcionais (biomassa relativa - %). 1, 2, 3 e 4 = áreas amostradas; A. = arroio Areias – inverno; B. = arroio Areias – verão; C. = arroio Chuvisqueiro – inverno; D. = arroio Chuvisqueiro – verão; E. = arroio Padilha – inverno; F. = arroio Padilha – verão..... 40
- Figura 9. Ordenação NMDS para as áreas amostradas em cada arroio e estação, nas estações de inverno e verão. A = Arroio Areias; C = Arroio Chuvisqueiro; P = Arroio Padilha; W = inverno; S = verão; 1, 2, 3, 4 = áreas amostradas. Grupos funcionais: B, D, H1, J, L<sub>O</sub>, P, Q, T<sub>B</sub>, W1e W2. .... 1
- Figura 10. Ordenação pela ACC (eixos 1 e 2) das áreas amostradas em função das variáveis ambientais e biológicas (espécies - bioamassa ( $\text{mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$ )). A = arroio Areias; C = arroio Chuvisqueiro; P = arroio Padilha; W = inverno; S = verão; 1, 2, 3, 4 = áreas amostradas. Alin = *Amphipleura lindheimeri*; Agran = *Aulacoseira granulata*; Cmoni = *Closterium moniliferum*; Cac = *Cocconeis placentula* var. *acuta*; Clin = *Cocconeis placentula* var. *lineata*; Coesp = *Coenocytis* sp.; Crys =

*Cryococcus* sp.; Cycsp = *Cyclotella* sp.; Emin = *Encyonema minutum*; Ency = *Encyonema* sp. 1;  
Eusp. = *Euglena* sp.; Gpar = *Gomphonema parvulum*; Hwha = *Hydrosera whampoensis*; Mvar =  
*Melosira varians*; Namp = *Nitzschia amphibia*; Persp = *Peridinium* sp.; Plong = *Phacus longicauda*;  
Ppleu = *Phacus pleuronectes*; Pdiv = *Pinnularia* cf. *divergens*; Psub = *Pinnularia* cf. *subgibba*;  
Pinnspl = *Pinnularia* sp. 1; Sspl = *Surirella splendida*; Tvol = *Trachelomonas volvocina*; Uuln =  
*Ulnaria ulna* ..... 44

## LISTA DE TABELAS

|   |    |
|---|----|
| Tabela 1. Classificação das áreas amostradas, quanto à ordem, segundo o Método de Strahler (1957).<br>.....   | 21 |
| Tabela 2. Valores mínimo, máximo, média e desvio padrão das variáveis abióticas para cada amostragem (estação do ano) em cada área amostrada (n=3). .....   | 25 |
| Tabela 3. Valores mínimo, máximo, média e desvio padrão das variáveis bióticas de clorofila <i>a</i> ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ), biomassa ( $\text{mm}^3\text{L}^{-1}$ ), riqueza (nº de táxons) e diversidade ( $\text{bits.mg}^{-1}$ ), para as áreas amostradas nas duas estações do ano. (n=3). ..... | 32 |
| Tabela 4. Espécie por grupos funcionais em cada arroio e estação do ano. ....   | 38 |

## SUMÁRIO

|  |    |
|--|----|
| INTRODUÇÃO .....                                 | 16 |
| MÉTODOS .....                                    | 20 |
| Delineamento e periodicidade amostral .....      | 20 |
| Caracterização dos arroios .....                 | 21 |
| Análises Abióticas.....                          | 22 |
| Análises Biológicas.....                         | 22 |
| Análise Qualitativa - Composição Florística..... | 22 |
| Espécies descritoras e Grupos funcionais .....   | 23 |
| Análises estatísticas.....                       | 23 |
| RESULTADOS.....                                  | 24 |
| Cenário Ambiental .....                          | 24 |
| Respostas biológicas .....                       | 30 |
| Análise integrada.....                           | 42 |
| DISCUSSÃO.....                                   | 45 |
| REFERÊNCIAS.....                                 | 50 |

EFEITOS DO GRADIENTE DE PRESERVAÇÃO DA MATA CILIAR SOBRE A ESTRUTURA DO POTAMOPLÂNCTON EM ECOSISTEMAS LÓTICOS SUBTROPICAIS (BACIA DO RIO DOS SINOS, RIO GRANDE DO SUL, BRASIL)<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Trabalho formatado preliminarmente segundo normas da Revista River Research and Applications

## INTRODUÇÃO

O uso de comunidades biológicas para acessar o estado ecológico dos ambientes é uma tendência cada vez mais observada nos dias de hoje, especialmente em ecossistemas aquáticos. O monitoramento convencional da qualidade das águas a partir da avaliação de parâmetros físicos e químicos tem sido apontado não mais como suficiente para inferir sobre a saúde destes ecossistemas (Karr, 1998). Métodos biológicos complementam estas medidas de avaliação das condições dos corpos hídricos. Parâmetros físico-químicos apresentam as características da água no ponto e no momento em que foi realizada a coleta, enquanto a partir da presença de determinada espécie indicadora é possível inferir sobre características do ambiente analisado, resultante de condições ocorrentes durante um determinado período.

O monitoramento biológico e a avaliação dos fatores de estresse que atingem os organismos, populações e comunidades são componentes essenciais na avaliação e no prognóstico das respostas desses organismos aos efeitos de alterações físicas, químicas e biológicas. O monitoramento biológico permite, também, até certo ponto, antecipar impactos, avaliar o risco ecológico e a consequência dos impactos. Qualquer tipo de estresse pelo qual passa um ecossistema aquático é refletido nos organismos, populações e comunidades, que são os componentes fundamentais do ecossistema (Tundisi & Tundisi, 2008).

A comunidade fitoplanctônica é a base da cadeia trófica dos sistemas aquáticos e qualquer modificação neste nível pode influenciar todos os demais níveis tróficos. As alterações nos sistemas aquáticos podem ocorrer em função de diversas situações como, por exemplo, descarte de efluentes, ocupação desordenada das áreas de margem, fragmentação de habitats, inserção de espécies exóticas, supressão da vegetação ciliar, entre outras, refletindo-se na estruturação desta comunidade.

As microalgas planctônicas desenvolveram estratégias para ocuparem habitats em diferentes condições ambientais, o que permitiu utilizá-las, eventualmente, como bioindicadores de qualidade ambiental. Por viverem em suspensão, esta comunidade responde rapidamente às alterações ambientais decorrentes da interferência antrópica ou natural, que provocam mudanças na sua estrutura e dinâmica. Segundo Padisák *et al.* (2006), o uso de espécies ou gêneros de algas planctônicas para a determinação da qualidade da água já tem uma longa história. O uso de microalgas como descritoras ambientais tem sido discutido há mais de 100 anos, sendo que o primeiro sistema indicador foi publicado em Kolkwitz & Marsson em 1908 (Kitner e Poulíčková, 2003).

Muitos estudos já apontaram a eficiência das microalgas como bioindicadoras ambientais, tais como os estudos de Padisák *et al.* (1991), Padisák e Palavage (1994), Thebault e Qotbi (1999), Carpenter e Waite (2000), O'Farrell *et al.* (2002), Kitner e Poulíčková (2003), Álvarez-Góngora e Herrera-Silveira (2006), Ngearnpat e Peerapornpisal (2007), Crossetti e Bicudo (2008), Resende *et al.* (2009), Boyer *et al.* (2009), Nöges *et al.* (2010) e Kireta *et al.* (2012).

Trabalhos abordando a comunidade algal em ambientes lóticos e suas relações com parâmetros ambientais foram descritos no mundo inteiro. Citam-se como exemplos os estudos focados no monitoramento e estado ecológico de rios utilizando o potamoplâncton como bioindicador (Padisák *et al.*, 1991; Borics *et al.*, 2007; Twiss *et al.*, 2010), dinâmica, estrutura e ecologia do fitoplâncton (O'Farrell, 1993; Reynolds, Descy e Padisák, 1994; O'Farrell, 1994; Tavernini, Pierobon, Viaroli, 2011) e de algas planctônicas e bênticas (Solari e Claps, 1996), estrutura da comunidade de diatomáceas (Centis, Tolossi e Salmasso, 2010), bem como estudos abordando gradientes de poluição e diferentes usos do solo utilizando o fitoplâncton em geral e as diatomáceas (Giorgio *et al.*, 2005; Vázquez, Aké-Castillo e Fávila, 2011). No Brasil, destacam-se os estudos com abordagem taxonômica (Bittencourt-Oliveira e Castro, 1993; Bittencourt-Oliveira, 1993a, b; Mendes-Câmara *et al.*, 200; Soares *et al.*, 2007), os estudos enfocando a diversidade (Bittencourt-Oliveira, 2002; Borges *et al.*, 2003) e a estrutura e dinâmica do fitoplâncton (Train e Rodrigues, 1998; Train e Rodrigues, 2001; Soares, Huszar e Roland, 2007), além dos estudos com diatomáceas epilíticas e suas respostas aos gradientes ambientais (Lobo *et al.*, 2004; Lobo *et al.*, 2010). Grande parte dos estudos em ecossistemas lóticos são realizados com algas perifíticas. Historicamente, o fitoplâncton de ambientes lóticos tem recebido menos atenção em estudos limnológicos (Rodrigues, Torgan e Schwarzbald, 2007), embora alguns já tenham demonstrado que ambas as assembléias de fitoplâncton e perifíton são bioindicadores apropriados para grandes rios (Kireta *et al.*, 2012).

A classificação funcional de espécies do fitoplâncton por Reynolds (1997), Reynolds *et al.* (2002) e revisada por Padisák, Crossetti e Naselli-Flores (2009), mostrou-se como uma importante ferramenta de poder preditivo, amplamente utilizada em trabalhos realizados em ambientes lênticos e recentemente aplicada com sucesso a ambientes lóticos (Borics *et al.* 2007; Soares, Huszar e Roland, 2007; Devercelli, 2010; Tavernini, Pierobon, Viaroli, 2011). Os sistemas lóticos distinguem-se principalmente dos sistemas lênticos, em função do fluxo permanente das águas. Como em outros corpos de água, as populações fitoplanctônicas desenvolvem-se onde e quando tiverem oportunidade, podendo ser autóctones e não necessariamente originadas em outros ambientes (Reynolds e Descy, 1996). O maior

desenvolvimento se dá na parte média do rio (área de baixa corrente), onde o fluxo não é tão intenso como nas cabeceiras e a turbidez é menor do que à jusante (Reynolds e Descy, 1996). Nestes ecossistemas, os dois principais fatores limitantes da produção fotossintética são a turbidez (Dokulil, 1994) e o fluxo da água (Reynolds e Descy, 1996), sendo que a alteração destes e demais fatores ambientais, além da disponibilidade de inóculos, podem ocorrer ao longo do canal do rio (Borics *et al.*, 2007), influenciando a estrutura da comunidade.

A maior produção fitoplanctônica na parte média do rio, como descrito por Reynolds e Descy (1996), vai ao encontro da Teoria do Rio Contínuo (*River Continuum Concept*), proposta por Vanotte *et al.* (1980) que coloca que em riachos de baixa ordem o número de espécies seria menor e aumentaria no sentido da desembocadura do rio, atingindo o máximo de riqueza em arroios de ordem intermediária, decrescendo novamente em arroios de ordem maior. Em outras palavras, este conceito postula que, da cabeceira à foz do rio, existe um aumento gradual de tamanho, acompanhado de gradiente biológico (heterotrófico à autotrófico) ao longo do aumento de incidência luminosa, temperatura e sais dissolvidos na água.

O termo potamoplâncton, como citado por Wehr e Sheath (2003) foi criado por Zacharias (1898) para a denominação utilizada para fitoplâncton de rio, e refere-se aos organismos suspensos no fluxo da água. Os fatores reguladores do desenvolvimento do potamoplâncton são os mesmos fatores físicos (luz, temperatura), químicos (troca de gases, nutrientes inorgânicos, íons) e bióticos (por exemplo, herbivoria) considerados para lagos e reservatórios, diferindo, porém, quanto às respostas a esses fatores ambientais, devido ao fluxo unidirecional a que estão submetidos (Silva, Train e Rodrigues, 2001). A sobrevivência das algas suspensas em ambientes com fluxo unidirecional se dá devido a mecanismos de retenção da água ('storage zones') que mantém os inóculos e promovem o reforço das populações à jusante (Reynolds, 1994). Nestas zonas, onde o tempo de retenção é maior a biomassa das microlagas é inversamente correlacionada com as taxas de descarga e turbidez, e positivamente com nutrientes (Reynolds, Descy e Padisák, 1994). As primeiras pesquisas realizadas com o potamoplâncton focaram as comunidades fitoplanctônicas verdadeiras (populações que sobrevivem e reproduzem em rios), como oposto às formas bentônicas deslocadas ou plâncton carregados de lagos com contato com o arroio (Wehr e Sheath, 2003).

As espécies de potamoplâncton são selecionadas por investirem em um rápido crescimento e por terem desenvolvido habilidades para sobreviver em sistemas turbulentos com alta flutuação de luminosidade (ex. diatomáceas e clorofíceas), apresentando baixa biomassa quando comparado com lagos (Reynolds, Descy e Padisák, 1994). Dentre os

grupos de algas encontrados em águas correntes, as diatomáceas são usualmente o grupo que mais prevalece e o mais diverso (Rojo *et al.*, 1994) e incluem as diatomáceas planctônicas e bênticas (Kireta *et al.*, 2012).

A presença de vegetação ripária em ecossistemas lóticos é fator importante a ser considerado em trabalhos com abordagem limnológica. Áreas de florestas ripárias são fundamentais para a retenção de nitrogênio, fósforo e sedimentos em ecossistemas lóticos (Lowrance *et al.*, 1997; Storey e Cowley, 1997; Sabater *et al.*, 2003; Naiman, Décamps e McClain, 2005, Dosskey, Helmers e Eisenhauer, 2011), sendo que a sua largura interfere no controle de nutrientes (nitrogênio e fósforo) e contaminantes químicos (Borin *et al.*, 2004; Gorsevski *et al.*, 2008, Newbold *et al.*, 2010), influenciando a estrutura e dinâmica das comunidades biológicas associadas. Mudanças de carga de nutrientes provocadas pelo desmatamento de até 50% de florestas ripárias podem potencializar a eutrofização nos corpos d'água de bacias hidrográficas e provavelmente aumentar a frequência de florações de algas, como demonstrado por Perry *et al.* (1999).

Alguns estudos já mencionaram a influência da mata ciliar na qualidade de água e a consequente resposta da comunidade fitoplanctônica (Naiman, Décamps e McClain., 2005; Dudgeon, 2008). A influência de diferentes usos da terra sobre a comunidade de diatomáceas em rios tropicais e temperados (Vázquez, Aké-Castillo e Fávila, 2011; Gabel, Wehr e Truhn, 2012) já foi observada, sendo que o aumento na proporção de N e P em comparação ao Si, pode resultar no declínio das diatomáceas (Conley e Malone, 1992; Cugier *et al.*, 2005).

Assim, sabendo-se da importância e da influência da vegetação ripária sobre a dinâmica dos ecossistemas lóticos e, conseqüentemente sobre as comunidades biológicas, estudos que enfoquem estes temas contribuindo para a geração de conhecimento em ecossistemas lóticos subtropicais são de interesse para fins de manejo e preservação.

Hipoteticamente, neste estudo espera-se verificar nas áreas com mata ciliar preservadas, água com melhor qualidade, indicada pela menor concentração de nutrientes e maior transparência, além de uma menor biomassa, riqueza e diversidade de espécies da comunidade fitoplanctônica. Estas condições serão possíveis em decorrência da capacidade da mata ciliar de reter nutrientes e sedimentos, além de proporcionar um maior sombreamento. Em contrapartida, nas áreas sem mata ciliar ou com mata ciliar comprometida, espera-se verificar uma maior concentração de nutrientes, turbidez e luminosidade. Em consequência destas condições, será verificada uma maior biomassa fitoplanctônica, riqueza e diversidade de espécies, indicando assim um recurso hídrico de pior estado ecológico. Nesse contexto, o

objetivo deste trabalho foi avaliar os efeitos do gradiente de preservação da mata ciliar sobre a estrutura do potamoplâncton em arroios subtropicais.

## MÉTODOS

### *Delineamento e periodicidade amostral*

O delineamento amostral do presente estudo baseia-se nas diretrizes do projeto temático ao qual se vincula: Projeto VerdeSinos (parceria Petrobrás Ambiental, Comitê Sinos e Unisinos).

A Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos localiza-se na porção leste do Estado do Rio Grande do Sul. Frente à divisão hidrográfica do Estado, a Bacia do Rio dos Sinos – denominada G-20 – localiza-se na Região Hidrográfica do Guaíba, sendo que faz divisa a oeste e norte com as Bacias do Rio Caí e Taquari Antas (esta última em pequena porção), ao sul com a Bacia do Baixo Jacuí e Lago Guaíba e a Leste com a Bacia do Rio Gravataí e Bacia do Rio Tramandaí. As amostras foram coletadas em 3 arroios no trecho superior da Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos, denominado Alto Sinos. Na região do Alto Sinos, são notadas as maiores altitudes (acima de 1.000m do nível do mar), sendo que neste trecho toda a ocupação é rarefeita e o uso do solo é predominantemente rural, corresponde a cerca de 47,5% da Bacia. Pequenas cidades como Caraá, Rolante e Riozinho estão nesta porção da Bacia.

Os arroios avaliados foram: (i) arroio Padilha, localizado no município de Taquara; (ii) arroio Areias, localizado no município de Rolante; (iii) arroio Chuvisqueiro, localizado entre os municípios de Riozinho e Rolante. Em cada um dos três arroios foram amostradas quatro áreas com diferentes estados de conservação da vegetação ciliar. As áreas foram numeradas com base no seguinte gradiente: área 1 – mata ciliar bem conservada, com mais de 30 m de largura, mais próxima à nascente, ponto mais à montante; área 2 – mata ciliar parcialmente conservada, com largura entre 15 e 30 m; área 3 – mata ciliar pouco conservada, com largura entre 5 e 15 m; área 4 – mata ciliar degradada (< que 5m de largura) ou sem mata ciliar, ponto mais a jusante. As áreas escolhidas apresentaram, no mínimo, 1 km de comprimento e 1 km de distância entre uma área e outra, além das mesmas características nos dois lados das margens e profundidade máxima de 1,5 m.

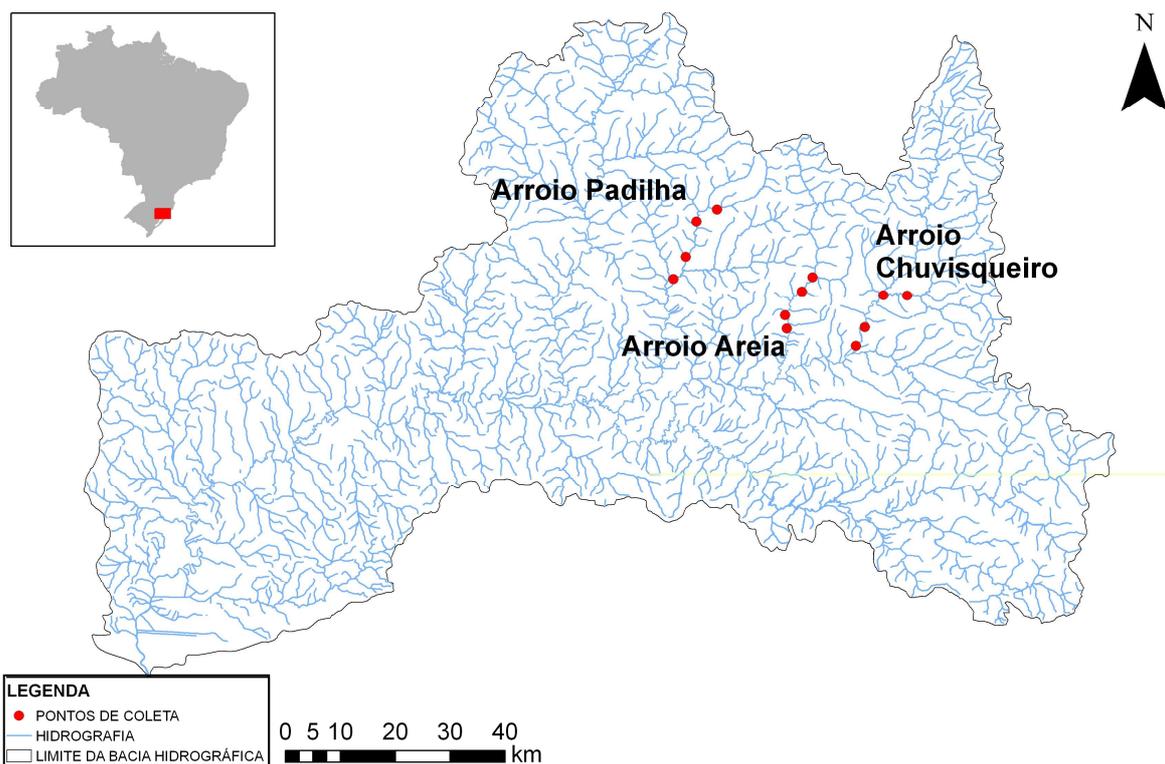


Figura 1. Malha hídrica da Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos, localizando os arroios e áreas amostradas. Fonte: Elaborado pelo projeto.

As coletas foram realizadas em duas campanhas, abrangendo as estações de inverno (agosto de 2010) e verão (janeiro/fevereiro de 2011).

#### *Caracterização dos arroios*

Nos três arroios analisados os usos do solo que se destacaram foram à agricultura e as pastagens. As áreas 3 e 4 do arroio Padilha, diferenciam-se por apresentarem uma maior ocupação humana, comparado aos demais arroios.

Na Tabela 1 é apresentada a classificação das áreas amostradas, quanto à ordem, segundo o método de Strahler (Strahler, 1957)

Tabela 1. Classificação das áreas amostradas, quanto à ordem, segundo o Método de Strahler (1957).

| Área                 | Areias /<br>Ordem | Chuvisqueiro /<br>Ordem | Padilha/<br>Ordem |
|----------------------|-------------------|-------------------------|-------------------|
| 1 (mais preservado)  | 4                 | 4                       | 2                 |
| 2                    | 4                 | 4                       | 3                 |
| 3                    | 4                 | 5                       | 3                 |
| 4 (menos preservado) | 4                 | 5                       | 4                 |

### *Análises Abióticas*

Foram coletadas *in situ* dados de pH (pH), oxigênio dissolvido (OD), temperatura da água (Temp. H<sub>2</sub>O), condutividade (Cond), potencial redox (ORP), sólidos totais dissolvidos (STD) e turbidez (Turb), com o auxílio da sonda multiparâmetros; velocidade da água (Vel. H<sub>2</sub>O), utilizando o equipamento Flow Mate; largura do arroio (Larg. arroio) no ponto amostrado. Amostras de água foram coletadas para análise, em laboratório, de ortofosfato (SRP), fósforo total (PT), nitrogênio total (NT), nitrogênio orgânico (NO), amônia (N-NH<sub>3</sub><sup>-</sup>), nitrito (N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) (APHA, 2005) e nitrato (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) (Método do Salicilato). No período do verão foram incluídas as análises de fósforo orgânico (PO), clorofila *a* (C<sub>loa</sub>) e sílica (Si) (APHA, 2005).

### *Análises Biológicas*

A análise quantitativa da comunidade fitoplânctônica foi realizada com amostras coletadas na subsuperfície da água (ca. de 10 cm abaixo da lâmina d'água), em cada ponto selecionado, utilizando frascos plásticos. As amostras foram fixadas com solução de lugol acético a 1%. A quantificação do potamoplâncton foi realizada em microscópio invertido (aumento de 400 x) conforme Utermöhl (1958) e o tempo de sedimentação seguiu Lund et al. (1958), que definiu 4 h para cada centímetro de altura da câmara de sedimentação.

O cálculo para a densidade dos organismos (indivíduos.mL<sup>-1</sup>) foi feito segundo Ros (1979) a partir das quantificações efetuadas. O biovolume ( $\mu\text{m}^3.\text{mL}^{-1} \rightarrow \text{mm}^3.\text{mL}^{-1}$ ) de cada espécie foi calculado tomando como base o(s) sólido(s) geométrico(s) que mais se aproxima(m) da forma celular, isolado ou combinados, segundo Sun & Liu (2003) e Hillebrand et al. (1999).

### *Análise Qualitativa - Composição Florística*

As amostras para determinação da composição florística da comunidade fitoplânctônica foram coletadas com rede de plâncton (40 passadas manuais) e fixadas com solução aquosa de formalina a 3-5% (Bicudo, 1990) e armazenadas em frascos plásticos. O exame do material foi realizado usando um microscópio óptico binocular, com aumento de 400 x ou 1000 x, quando necessário. Os organismos foram identificados com o auxílio de bibliografia especializada em nível de específico ou infraespecífico. O sistema de classificação adotado foi o de Van-den-Hoek et al. (1998). A identificação de cianobactérias seguiu Anagnostidis & Komárek (1988) e Komárek e Anagnostidis (1989, 1999, 2005).

Para a identificação de diatomáceas, o material coletado foi clarificado conforme a descrição Técnica de Müller-Melches & Fernando (1956), sem a adição de ácido sulfúrico. As lâminas permanentes foram montadas utilizando Naphrax, que é uma resina com índice de refração de 1.65. Para cada amostra, foram montadas duas lâminas permanentes, que serão tombadas Herbário Prof. Dr. Alarich Schultz (HAS) da Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul. As lâminas foram examinadas em microscópio óptico, com aumento de 400 x e 1000 x. A identificação de diatomáceas foi realizada com auxílio de bibliografia específica.

A partir dos dados gerados foi calculada riqueza (nº de táxons) e diversidade (H') (Shannon & Weaver, 1963) de espécies.

#### *Espécies descritoras e Grupos funcionais*

Foram consideradas como espécies descritoras aquelas que mais contribuíram para a biomassa total (>5%) de cada arroio e em cada área, e juntas representaram em média 55% da biomassa do total de cada amostra.

Todas as espécies identificadas (descritoras ou não) foram classificadas em grupos funcionais, conforme a abordagem de Reynolds *et al.* (2002) e Padisák, Crossetti e Naselli-Flores (2009). Foram considerados para as análises, os grupos funcionais (GF) com biomassa relativa superior a 1% em cada arroio (dados de verão e inverno agrupados).

#### *Análises estatísticas*

Para comparação entre as variáveis abióticas e áreas amostradas ou arroios amostrados, bem como entre as variáveis bióticas e áreas amostradas ou arroios amostrados foi aplicada Análises de Variância Simples (ANOVA “one way”).

As análises de variância foram realizadas utilizando o programa estatístico SYSTAT 12 para *Windows*, versão 12.00.08 (SYSTAT Software, 2007).

Foi realizada análise multivariada das variáveis abióticas dos três arroios analisados, nas duas estações através da Análise de Componentes Principais (ACP), com os dados transformados (log *ranging*).

Uma análise DCA foi efetuada para indicar a necessidade do uso de método unimodal ou linear de ordenação. Após o resultado da DCA (comprimento do gradiente: 5.0), a Análise de Correspondência Canônica (ACC) foi realizada a partir das principais variáveis ambientais transformadas (log *ranging*) e biológicas transformadas (log x + 1), evitando-se colinearidade.

Utilizou-se o programa estatístico PC-ORD, versão 5.15 (McCune e Mefford, 2006) para a execução destas análises.

O ordenamento através da técnica de Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS), foi utilizado para ilustrar as similaridades pareadas entre os táxons com maior biomassa com cada área amostrada, bem como entre os principais grupos funcionais, com cada área amostrada. As análises foram realizadas utilizando a função ‘metaMDS’ do pacote ‘vegan’ do programa R versão 2.14.0. Como medida de dissimilaridade foi utilizado o índice de Bray-Curtis.

## RESULTADOS

### *Cenário Ambiental*

Os dados físico-químicos coletados apresentados na Tabela 2, indicam as condições das áreas amostradas nos três arroios analisados.

Tabela 2. Valores mínimo, máximo, média e desvio padrão das variáveis abióticas para cada amostragem (estação do ano) em cada área amostrada (n=3).

| Áreas amostradas                                     | Coleta de inverno                 |                                   |                                   |                                   | Coleta de verão                   |                                   |                                   |                                   |
|--|-----------------------------------|-----------------------------------|-----------------------------------|-----------------------------------|-----------------------------------|-----------------------------------|-----------------------------------|-----------------------------------|
|  | 1                                 | 2                                 | 3                                 | 4                                 | 1                                 | 2                                 | 3                                 | 4                                 |
| Temp H <sub>2</sub> O (°C)                           | 10,0 - 12,2<br>(11,2; ± 1,2)      | 11,0 - 12,6<br>(11,9; ± 0,8)      | 11,4 - 12,8<br>(12,0; ± 0,7)      | 12,0 - 13,3<br>(12,7; ± 0,7)      | 21,6 - 24,2<br>(22,8; ± 1,3)      | 22,8 - 24,4<br>(23,8; ± 0,9)      | 22,2 - 24,5<br>(23,6; ± 1,3)      | 22,9 - 24,6<br>(23,8; ± 0,9)      |
| OD (mg.L <sup>-1</sup> )                             | 12,7 - 15,1<br>(14,1; ± 1,2)      | 12,2 - 14,7<br>(13,7; ± 1,3)      | 12,1 - 15,4<br>(13,8; ± 1,6)      | 12,0 - 13,5<br>(12,8; ± 0,8)      | 7,7 - 9,3<br>(8,7; ± 0,9)         | 7,3 - 8,1<br>(7,7; ± 0,4)         | 7,5 - 7,6<br>(7,5; ± 0,0)         | 7,2 - 8,6<br>(7,8; ± 0,7)         |
| Cond (ms.cm <sup>-1</sup> )                          | 0,036 - 0,046<br>(0,040; ± 0,006) | 0,037 - 0,052<br>(0,043; ± 0,008) | 0,039 - 0,057<br>(0,045; ± 0,010) | 0,044 - 0,061<br>(0,053; ± 0,009) | 0,040 - 0,048<br>(0,044; ± 0,004) | 0,040 - 0,053<br>(0,047; ± 0,007) | 0,044 - 0,057<br>(0,049; ± 0,007) | 0,045 - 0,065<br>(0,053; ± 0,011) |
| STD (g.L <sup>-1</sup> )                             | 0,023 - 0,030<br>(0,026; ± 0,004) | 0,024 - 0,034<br>(0,028; ± 0,006) | 0,025 - 0,037<br>(0,029; ± 0,007) | 0,029 - 0,040<br>(0,035; ± 0,006) | 0,026 - 0,031<br>(0,028; ± 0,003) | 0,026 - 0,035<br>(0,031; ± 0,005) | 0,029 - 0,037<br>(0,032; ± 0,005) | 0,030 - 0,042<br>(0,034; ± 0,007) |
| pH   | 7,1 - 8,4<br>(7,5; ± 0,7)         | 7,2 - 7,5<br>(7,3; ± 0,2)         | 7,2 - 7,6<br>(7,4; ± 0,2)         | 7,2 - 7,5<br>(7,4; ± 0,2)         | 7,1 - 7,2<br>(7,2; ± 0,1)         | 7,0 - 7,6<br>(7,3; ± 0,3)         | 7,0 - 7,7<br>(7,3; ± 0,3)         | 7,1 - 7,6<br>(7,3; ± 0,3)         |
| Turb (NTU)   | 2,4 - 10,1<br>(6,6; ± 3,9)        | 3,0 - 8,0<br>(4,7; ± 2,8)         | 3,0 - 8,0<br>(4,7; ± 2,8)         | 4,0 - 11,3<br>(7,7; ± 3,7)        | 0,3 - 12,2<br>(5,9; ± 6,0)        | 1,3 - 12,4<br>(6,1; ± 5,7)        | 0,4 - 14,5<br>(6,3; ± 7,3)        | 0,5 - 14,3<br>(6,3; ± 7,2)        |
| ORP (mV)   | 239 - 255<br>(249; ± 9,0)         | 211 - 245<br>(225; ± 18,0)        | 212 - 251<br>(230; ± 19,8)        | 253 - 259<br>(257; ± 3,5)         | 171 - 208<br>(188; ± 18,6)        | 163 - 301<br>(225; ± 70,2)        | 151 - 203<br>(184; ± 28,4)        | 168 - 184<br>(176; ± 8,0)         |
| Larg. arroio (m)                                     | 0,26 - 0,38<br>(0,32; ± 0,06)     | 0,30 - 0,40<br>(0,34; ± 0,05)     | 0,16 - 0,22<br>(0,19; ± 0,03)     | 0,17 - 0,22<br>(0,20; ± 0,03)     | 0,22 - 0,35<br>(0,31; ± 0,08)     | 0,18 - 0,41<br>(0,26; ± 0,13)     | 0,07 - 0,42<br>(0,28; ± 0,18)     | 0,26 - 0,38<br>(0,30; ± 0,07)     |
| SRP (µg.L <sup>-1</sup> )                            | 9 - 80<br>(39; ± 37)              | 3 - 80<br>(34; ± 40)              | 4 - 40<br>(25; ± 19)              | 12 - 50<br>(31; ± 19)             | 20 - 60<br>(37; ± 21)             | 30 - 30<br>(30; ± 0)              | 30 - 60<br>(43; ± 15)             | 20 - 40<br>(30; ± 10)             |
| PT (µg.L <sup>-1</sup> )                             | 110 - 190<br>(147; ± 40)          | 100 - 180<br>(140; ± 40)          | 130 - 200<br>(173; ± 38)          | 110 - 190<br>(140; ± 44)          | 27 - 37<br>(33; ± 6)              | 23 - 38<br>(31; ± 8)              | 34 - 66<br>(45; ± 18)             | 23 - 33<br>(27; ± 5)              |
| PO (µg.L <sup>-1</sup> )                             | -                                 | -                                 | -                                 | -                                 | 1 - 6,2<br>(4; ± 3)               | 1 - 8,1<br>(4; ± 4)               | 1 - 4,5<br>(3; ± 2)               | 1 - 6,3<br>(3; ± 3)               |
| N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (µg.L <sup>-1</sup> ) | 450 - 560<br>(503; ± 55)          | 400 - 750<br>(527; ± 194)         | 350 - 820<br>(513; ± 266)         | 370 - 520<br>(420; ± 87)          | 200 - 540<br>(326,7; ± 185,8)     | 200 - 560<br>(320,0; ± 207,8)     | 200 - 900<br>(443,3; ± 395,8)     | 200 - 220<br>(206,7; ± 11,5)      |
| N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (ug.L <sup>-1</sup> ) | 1,2 - 2,3<br>(1,7; ± 0,6)         | 0,3 - 3,4<br>(2,0; ± 1,6)         | 0,1 - 2,5<br>(1,2; ± 1,2)         | 2,2 - 3,4<br>(2,7; ± 0,6)         | 10 - 13<br>(11; ± 2)              | 10 - 12<br>(11; ± 1)              | 10 - 10<br>(10; ± 0)              | 10 - 14<br>(11; ± 2)              |
| N-NH <sub>3</sub> <sup>-</sup> (µg.L <sup>-1</sup> ) | 90 - 110<br>(103; ± 12)           | 80 - 140<br>(107; ± 31)           | 80 - 220<br>(147; ± 70)           | 70 - 150<br>(120; ± 44)           | 230 - 420<br>(320; ± 95)          | 300 - 1.420<br>(763; ± 584)       | 420 - 1.460<br>(793; ± 579)       | 190 - 1.570<br>(740; ± 731)       |

|                              |                               |                               |                                 |                               |                                   |                                     |                                   |                                   |
|------------------------------|-------------------------------|-------------------------------|---------------------------------|-------------------------------|-----------------------------------|-------------------------------------|-----------------------------------|-----------------------------------|
| NO ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )  | 100 - 300<br>(200; $\pm$ 100) | 80 - 530<br>(283; $\pm$ 228)  | 160 - 270<br>(220; $\pm$ 56)    | 100 - 250<br>(197; $\pm$ 84)  | 270 - 1.900<br>(850; $\pm$ 911)   | 120 - 2.480<br>(1.043; $\pm$ 1.556) | 150 - 360<br>(273; $\pm$ 110)     | 140 - 770<br>(437; $\pm$ 317)     |
| NT ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ )  | 380 - 450<br>(403; $\pm$ 40)  | 120 - 650<br>(443; $\pm$ 284) | 430 - 660<br>(563; $\pm$ 119)   | 140 - 770<br>(547; $\pm$ 353) | 610 - 2.210<br>(1.170; $\pm$ 902) | 690 - 4.260<br>(1.897; $\pm$ 2.047) | 780 - 1.610<br>(1.067; $\pm$ 471) | 600 - 2.340<br>(1.213; $\pm$ 977) |
| NID ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ) | 562 - 671<br>(608; $\pm$ 56)  | 500 - 833<br>(635; $\pm$ 175) | 430 - 1.041<br>(661; $\pm$ 332) | 512 - 593<br>(543; $\pm$ 44)  | 440 - 863<br>(658; $\pm$ 212)     | 780 - 1.992<br>(1.094; 789)         | 660 - 2.370<br>(1.247; $\pm$ 973) | 400 - 1.804<br>(958; $\pm$ 745)   |
| Si ( $\text{mg.L}^{-1}$ )    | -                             | -                             | -                               | -                             | 4,83 - 7,24<br>(6,2; $\pm$ 1,2)   | 6,43 - 8,29<br>(7,2; $\pm$ 1,0)     | 6,71 - 9,32<br>(7,8; $\pm$ 1,4)   | 6,80 - 8,57<br>(7,5; $\pm$ 0,9)   |

Avaliando a variação dos dados físico-químicos entre os gradientes de preservação da mata observaram-se tendências de aumento, da área 1 (mais preservada) para a área 4 (menos preservada), das variáveis de temperatura da água (inverno 1= 11,2 °C e 4= 12,7 °C; verão 1= 22,8 °C e 4= 23,8 °C), condutividade (inverno 1= 0,040 ms.cm<sup>-1</sup> e 4=0,053 ms.cm<sup>-1</sup>; verão 1= 0,044 ms.cm<sup>-1</sup> e 4= 0,053 ms.cm<sup>-1</sup>), STD (inverno 1= 0,026 g.L<sup>-1</sup> e 4=0,035 g.L<sup>-1</sup>; verão 1= 0,028 g.L<sup>-1</sup> e 4= 0,034 g.L<sup>-1</sup>) e turbidez (inverno 1= 6,6 e 4= 4,77; verão 1= 5,9 e 4= 6,3). E tendência de redução da concentração de OD que diminuiu da área 1 para a área 4 (inverno 1= 103 µg.L<sup>-1</sup> e 4= 120 µg.L<sup>-1</sup>; verão 1= 320 µg.L<sup>-1</sup> e 4= 740 µg.L<sup>-1</sup>). A avaliação estatística das tendências observadas apresentaram valores de *p* não significativos. Dentre as variáveis analisadas observou-se as tendências entre temperatura da água e N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> coincidiram com maiores valores na estação do verão, enquanto o OD e PT apresentaram maiores concentrações na estação do inverno. A temperatura da água apresentou uma elevação ao redor de 11 °C do inverno para o verão e de 1 °C entre a área 1 e 4. A média da temperatura da água nos três arroios avaliados esteve entre 11 e 12 °C no inverno e entre 23 e 24 °C no verão (Tabela 2). Os dados indicaram tendência a uma menor temperatura nas áreas mais preservadas (mais próximas à cabeceira – área 1) e uma pequena elevação nas áreas menos preservadas (mais à jusante – área 4), embora as diferenças não tenham sido significativas (*p* > 0,05). As menores concentrações de OD foram verificadas no verão (médias entre 7 e 8 mg.L<sup>-1</sup>) e as maiores no inverno (médias entre 12 e 14 mg.L<sup>-1</sup>). O N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> apresentou uma concentração cerca de 100 vezes maior no verão, período em que os arroios apresentaram níveis mais baixos de OD. Na estação do verão as concentrações de PT foram similares entre áreas analisadas, enquanto no inverno mostraram-se diferentes. sendo que este nutriente foi encontrado em maior concentração no arroio Chuvisqueiro e menor concentração no arroio Areias. Comparativamente, observou-se um incremento de 3 a 5 vezes de PT no inverno em relação ao verão. O arroio Padilha, quando comparado aos outros dois arroios, apresentou um padrão diferenciado em relação à série de nitrogênio (*p* < 0,001). Na coleta de inverno verificaram-se neste arroio médias inferiores para as variáveis N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, NO e NT, enquanto na estação do verão todas as formas nitrogenadas apresentaram altas concentrações, quando confrontadas aos demais. A velocidade da água, medida nas áreas onde foram realizadas as coletas, teve médias para as 4 áreas analisadas entre 0,16 a 0,38 m.s<sup>-1</sup> no inverno e de 0,18 a 0,42 m.s<sup>-1</sup> no verão. Em ambas as estações, o arroio Chuvisqueiro apresentou o maior desvio padrão relacionado à velocidade da água entre as quatro áreas amostradas, apontando como característica deste arroio possuir áreas de corredeira e de remanso. O arroio Chuvisqueiro diferenciou-se ainda dos demais arroios, por apresentar a calha mais larga (média de 18,5 m;

Areias = 14,4 m; Padilha = 12,1 m). As concentrações de Si no verão não se mostraram limitantes durante o estudo.

Os resultados das análises de variância (ANOVA) para cada arroio entre as quatro áreas amostradas (dados agrupados de verão e inverno) indicaram significância apenas para os padrões de condutividade e STD do arroio Padilha (respectivamente  $F = 35.095$ ,  $F = 51.778$ ;  $p < 0,005$ ), que aumentaram suas concentrações com a redução do gradiente de preservação da mata ciliar. Considerando-se as áreas com diferentes graus de preservação (agrupando dados dos três arroios;  $n = 3$ ), separadamente para as estações do verão e inverno, observou-se diferença significativa na velocidade da água ( $F = 10.780$ ;  $p < 0,005$ ), no inverno. Nos outros dois arroios, nenhuma variável ambiental apresentou variação significativa entre as áreas amostradas. Para as análises realizadas entre arroios os padrões de condutividade, STD, SRP e NT ( $p < 0,001$ ), além de pH e turbidez ( $p < 0,005$ ), indicaram variância significativa, agrupando-se os resultados das duas estações.

A análise de componentes principais (ACP) avaliou as principais tendências entre as variáveis abióticas e as áreas amostradas nas estações do inverno e verão dos três arroios estudados. A análise explicou 78,3% da variabilidade dos dados, em seus três primeiros eixos (Figura 2).

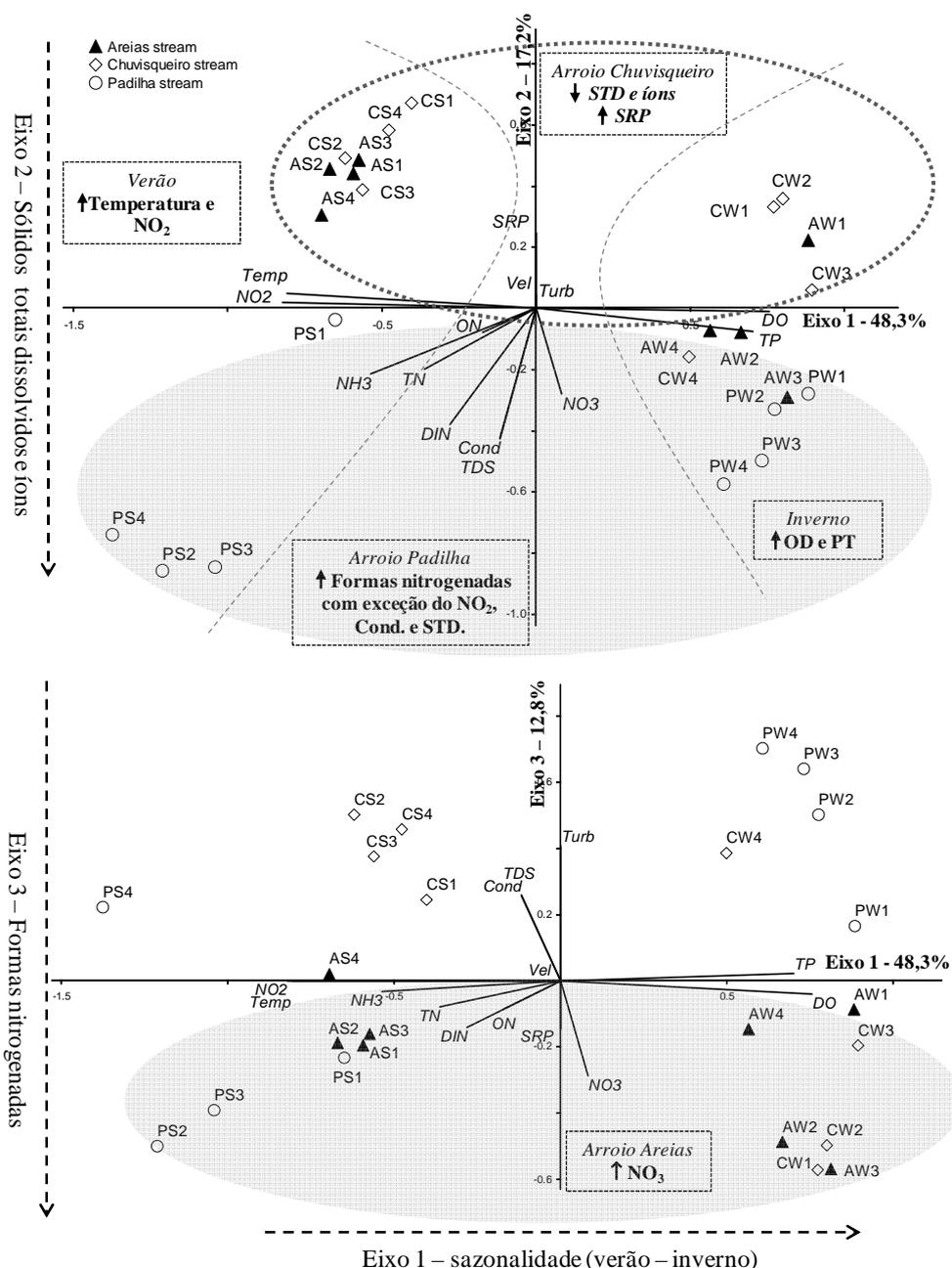


Figura 2. Ordenação pela ACP (eixos 1 e 2; 2 e 3) das variáveis abióticas e as áreas amostradas (três arroios – n = 4) nas estações do inverno e verão. A = Arroio Areias; C = Arroio Chuvisqueiro; P = Arroio Padilha; W = inverno; S = verão; 1, 2, 3, 4 = áreas amostradas.

As variáveis de temperatura, OD, PT e  $N-NO_2^-$  foram as que mais contribuíram com a ordenação do primeiro eixo ( $r > 0,9$ ). A ordenação do segundo eixo ocorreu em função das variáveis condutividade, STD e NID (0,689, 0,701 e 0,661, respectivamente). Turbidez (0,686) e  $N-NO_3^-$  (0,574), que foram as principais variáveis na ordenação do eixo 3 (Figura 2).

O diagrama de ordenação indicou que as unidades amostrais de inverno de todos os arroios foram ordenados no lado positivo do eixo 1, associados aos maiores valores de OD e PT, enquanto as unidades amostrais de verão foram ordenadas no lado negativo deste mesmo

eixo, associadas às altas temperatura e concentrações de  $\text{N-NO}_2^-$ . O eixo 2 ordenou os arroios em função dos STD e íons (condutividade), ao passo que o eixo 3 segregou os arroios com maior turbidez e disponibilidade de  $\text{N-NO}_3^-$ .

De uma forma geral, os arroios e áreas amostradas apresentaram uma distribuição principalmente em decorrência da sazonalidade, ou seja, inverno e verão (Figura 2). A ACP indicou ainda que as variáveis ambientais não diferenciam as áreas amostradas em função do gradiente da mata ciliar, evidenciando a distinção entre os arroios. O eixo 2 indicou que o arroio Padilha nas duas amostragens apresentou as maiores concentrações das formas nitrogenadas (exceção  $\text{N-NO}_2^-$ ), condutividade e STD. O arroio Chuvisqueiro diferenciou-se dos demais por exibir as menores concentrações de STD e íons dissolvidos.

### *Respostas biológicas*

Foram identificadas 151 táxons distribuídos em 10 classes taxonômicas, considerando os três arroios e as duas estações do ano. A classe Bacillariophyceae apresentou o maior número de táxons (29% dos táxons), seguido das classes Chlorophyceae (26%), Euglenophyceae (12%) e Cyanobacteria (10%).

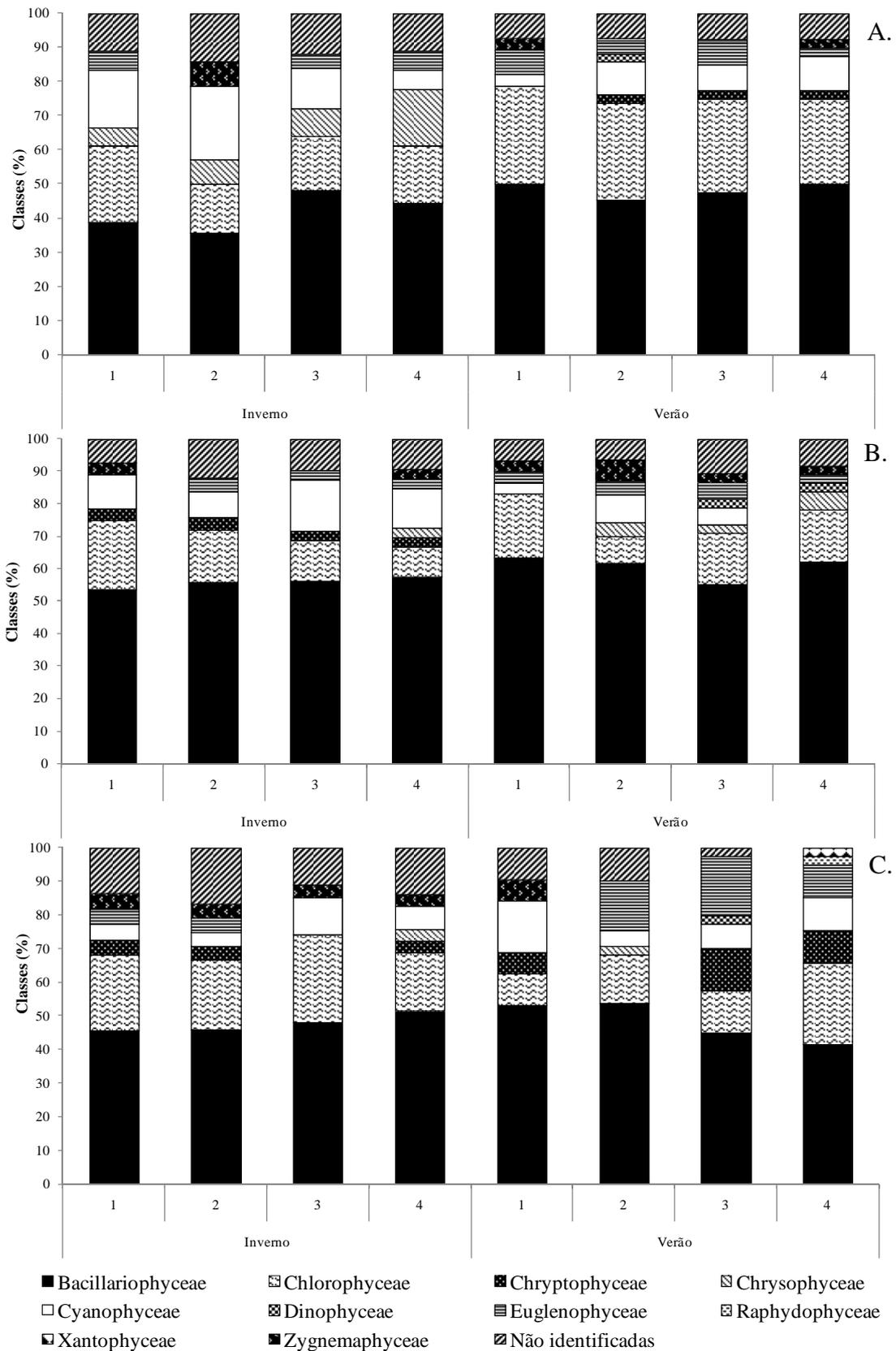


Figura 3. Representatividade das classes taxonômicas (riqueza de espécies) em cada arroio analisado e área amostrada, nas estações de inverno e verão. 1, 2, 3 e 4 = áreas amostradas. A. = Areias; B. = Chuvisqueiro; C. = Padilha.

Em termos de riqueza a classe Bacillariophyceae, foi a que apresentou o maior percentual em todas as coletas, seguida pelas classes Chlorophyceae e Cyanobacteria (Figura 3). No arroio Chuvisqueiro identificaram-se os percentuais mais elevados da classe Bacillariophyceae que estiveram entre 53 e 63%, nas quatro áreas amostradas e nas duas estações, e no arroio Areias os menores percentuais que ficaram entre 36 e 50%. A classe Chlorophyceae apresentou percentuais variando entre 14 a 29%, 9 a 21% e 9 a 26% respectivamente para os arroios Areias, Chuvisqueiro e Padilha, nas quatro áreas amostradas e nas duas estações. Em relação à classe Cyanobacteria, os percentuais variaram entre 4 a 21% para o arroio Areias, 0 a 16% para o Arroio Chuvisqueiro e 4 a 15% para o arroio Padilha. A Classe Euglenophyceae teve maior representatividade no arroio Padilha - no verão, onde verificaram-se percentuais entre 10 e 18%, enquanto no arroio Chuvisqueiro, em ambas as estações teve percentuais em torno de 0 a 5% e no arroio Areias entre 0 e 8%.

Os dados de biomassa indicaram um aumento significativo no verão em comparação ao inverno (Tabela 3 e Figura 4). Observou-se que para o arroio Chuvisqueiro no verão e nos outros dois arroios, houve tendência ao aumento da biomassa da área 1 (mais preservado) para a área 4 (menos preservado) (Figura 4), porém não foram estatisticamente significativos. O arroio Chuvisqueiro apresentou os maiores valores de biomassa algal, em ambas as estações do ano, com média de  $0,022 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$  no inverno e  $0,098 \text{ mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$  no verão. Neste arroio também, como observado na Figura 3, foi verificada a maior biomassa relativa (%) da classe Bacillariophyceae.

Tabela 3. Valores mínimo, máximo, média e desvio padrão das variáveis bióticas de clorofila *a* ( $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ ), biomassa ( $\text{mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$ ), riqueza (nº de táxons) e diversidade ( $\text{bits} \cdot \text{mg}^{-1}$ ), para as áreas amostradas nas duas estações do ano. (n=3).

|                   | Áreas amostradas | Cloa<br>( $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ ) | Biomassa<br>( $\text{mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$ ) | S<br>(nº táxons)            | H'<br>( $\text{bits} \cdot \text{mg}^{-1}$ ) |
|-------------------|------------------|---|---|-----------------------------|--|
| Coleta de inverno | 1                | -   | 0,001 - 0,038<br>(0,015; $\pm 0,020$ )            | 10 - 11<br>(11; $\pm 0,6$ ) | 1,7 - 2,0<br>(1,8; $\pm 0,1$ )               |
|                   | 2                | -   | 0,001 - 0,011<br>(0,006; $\pm 0,005$ )            | 8 - 13<br>(10; $\pm 2,6$ )  | 1,5 - 1,9<br>(1,7; $\pm 0,2$ )               |
|                   | 3                | -   | 0,003 - 0,022<br>(0,011; $\pm 0,010$ )            | 9 - 14<br>(12; $\pm 2,6$ )  | 1,5 - 2,0<br>(1,8; $\pm 0,3$ )               |
|                   | 4                | -   | 0,001 - 0,017<br>(0,009; $\pm 0,008$ )            | 12 - 17<br>(14; $\pm 2,6$ ) | 2,1 - 2,5<br>(2,2; $\pm 0,2$ )               |
| Coleta de verão   | 1                | 0,50 - 0,50<br>(0,5; $\pm 0,0$ )              | 0,026 - 0,063<br>(0,039; $\pm 0,021$ )            | 13 - 16<br>(15; $\pm 2$ )   | 1,9 - 2,4<br>(2,1; $\pm 0,3$ )               |
|                   | 2                | 0,50 - 1,03<br>(0,8; $\pm 0,3$ )              | 0,038 - 0,105<br>(0,060; $\pm 0,038$ )            | 13 - 17<br>(15; $\pm 2$ )   | 2,0 - 2,2<br>(2,1 $\pm 0,1$ )                |
|                   | 3                | 0,59 - 1,32<br>(1,0; $\pm 0,4$ )              | 0,030 - 0,177<br>(0,079; $\pm 0,084$ )            | 6 - 20<br>(14; $\pm 7$ )    | 0,6 - 2,7<br>(1,9; $\pm 1,1$ )               |

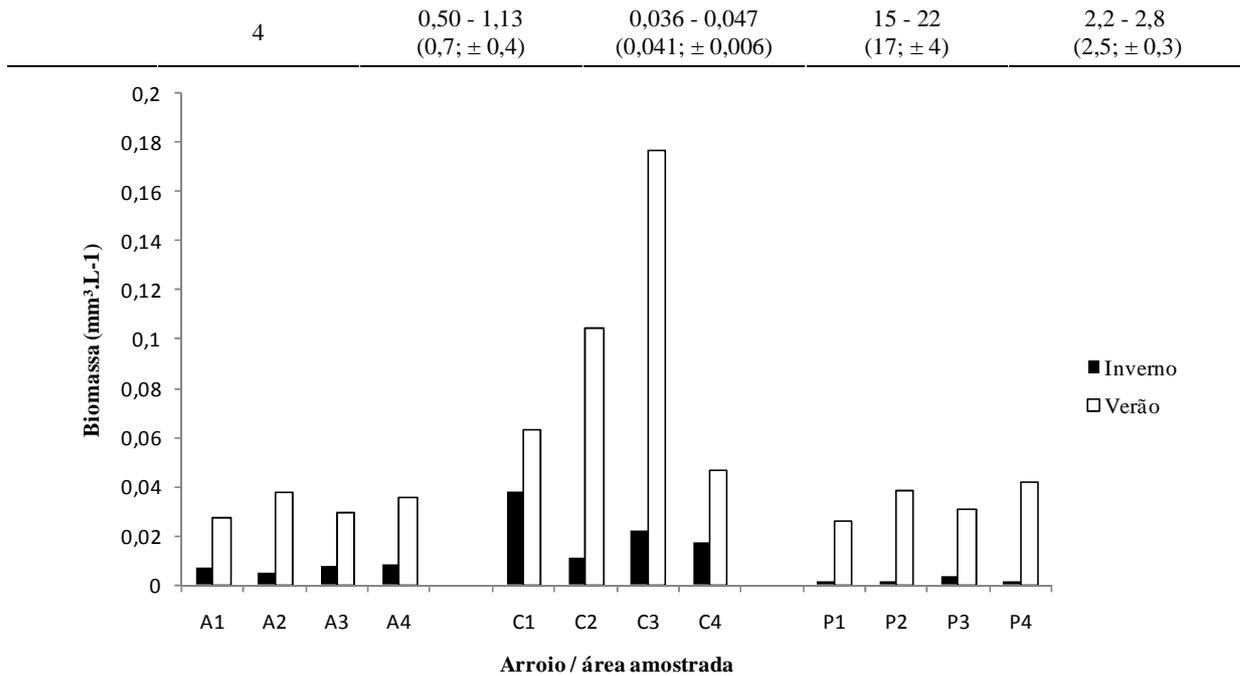


Figura 4. Biomassa ( $\text{mm}^3\cdot\text{L}^{-1}$ ) estimada para cada arroio, área e estação do ano amostrada. A = arroio Areias; C = arroio Chuvisqueiro; P = arroio Padilha; 1, 2, 3, 4 = áreas amostradas.

Foram identificadas 27 espécies descritoras (Figura 5). Citam-se como espécies de ocorrência comum nos três arroios analisados: *Cocconeis placentula* var. *acuta*, *Ulnaria ulna*, *Amphipleura lindheimeri*, *Gomphonema parvulum*, *Melosira varians* e *Pinnularia* cf. *divergens*. Espécies como *Closterium moniliferum* e *Aulacoseira granulata* foram comuns nos arroios Areias e Chuvisqueiro.

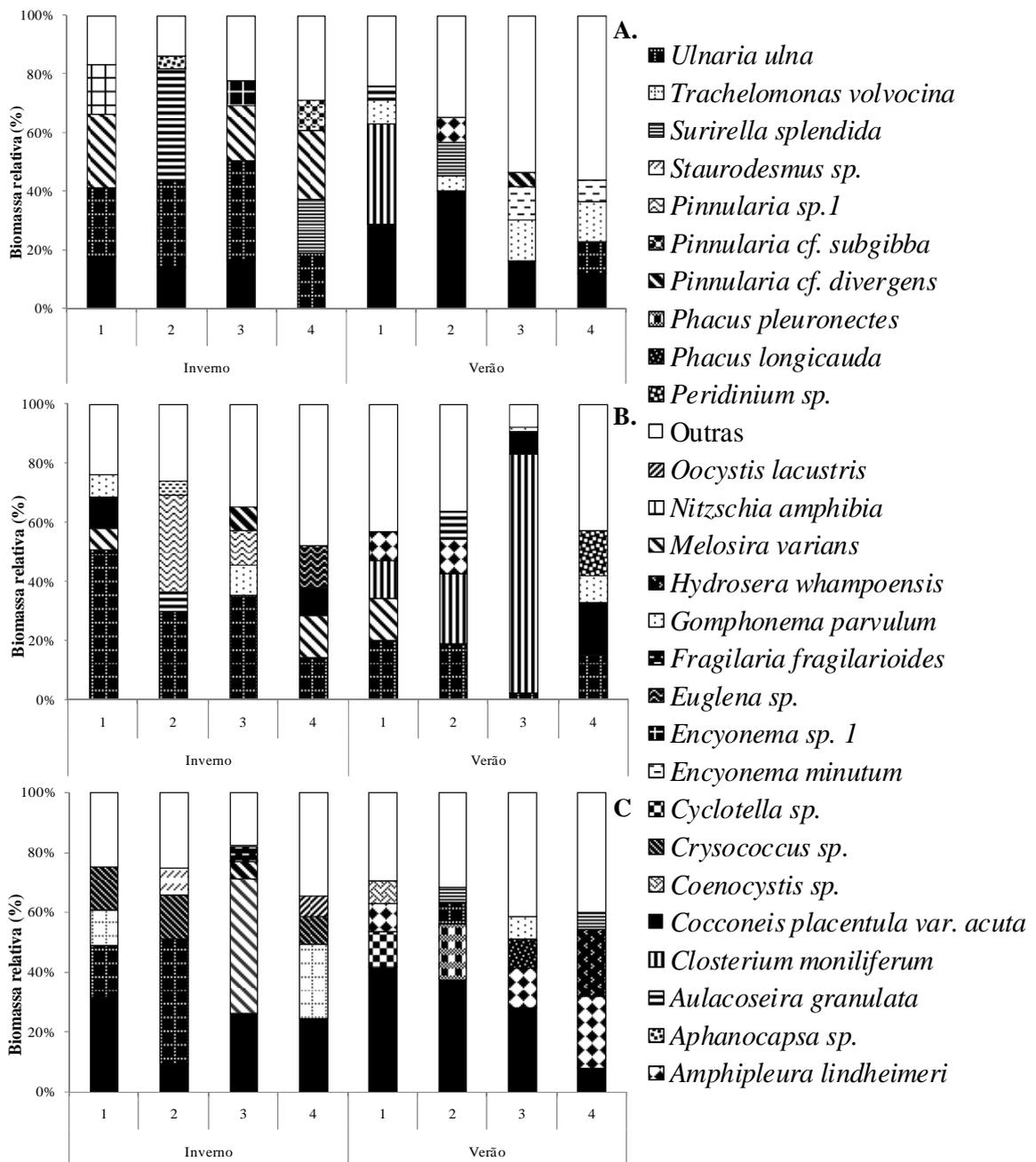


Figura 5. Espécies descritoras em cada área amostrada e estação (inverno e verão). 1, 2, 3 e 4 = áreas amostradas. A. = Areias; B. = Chuvisqueiro; C. = Padilha.

Analisando as informações por área amostrada em cada arroio, não foi observada preferência das espécies pelas áreas com mata ciliar mais ou menos preservada. Comparando-se as duas estações amostradas (Figura 5), observou-se a substituição da maior parte das espécies descritoras em cada área analisada. Algumas espécies como *Cocconeis placentula var. acuta* e *Ulnaria ulna* não apresentaram preferência por uma das estações, ocorrendo tanto no verão quanto no inverno. Outras espécies como *Amphipleura lindheimeri*, *Gomphonema*

*parvulum* e *Closterium moniliferum* apresentaram preferência pelo verão, no qual ocorreram as maiores temperaturas e concentrações de PT.

A ordenação NMDS para a biomassa das espécies descritoras e as áreas amostradas (resultado com três dimensões, estresse = 0.08 (excelente), Figura 6) apresentou os resultados em função da sazonalidade, demonstrada ao longo do eixo 1. No lado positivo do eixo 1 foram ordenadas as amostras coletadas na estação quente (verão) e do seu lado negativo as amostras coletadas na estação fria (inverno). O eixo 2 indicou menores distâncias entre os arroios Areias e Padilha (verão), em decorrência da ordenação das espécies descritoras, apresentadas no lado positivo deste eixo. Do lado negativo do eixo 2 foram plotadas as áreas amostradas no arroio Chuvisqueiro, indicando uma maior distância entre as espécies que o compõem, das espécies que compõem os outros dois arroios. Em relação às variações na composição das espécies descritoras, em cada arroio, entre as duas estações, o arroio Padilha apresentou a maior dissimilaridade, enquanto o arroio Chuvisqueiro foi o arroio que apresentou a menor dissimilaridade entre as duas estações. A análise mostrou a formação de pequenas guildas, associadas aos arroios e estação do ano, no entanto não indicou preferência de espécies pelas áreas com mata ciliar mais, ou menos preservada. Associada ao arroio Areias na coleta do verão identificou-se a guilda formada pelas espécies *Encyonema minutum*, *Gomphonema parvulum*, *Cocconeis placentula* var. *acuta*, *Amphipleura lindheimeri* e *Peridinium* sp.. No arroio Padilha na estação do verão identificou-se a formação de duas pequenas guildas, uma formada pelas espécies de *Phacus pleuronectes*, *Hidrosera whampoensis* e *Surirella splendida* e outra com as espécies *Coelastrum* sp. e *Cyclotella* sp. No arroio Areias, estação inverno, houve a formação de uma guilda pelas espécies *Euglena* sp. e *Encyonema* sp..



A riqueza específica e a diversidade (Tabela 3 e Figura 7) apresentaram aumento do inverno para o verão, e da área com mata ciliar mais preservada para a menos preservada, no número de táxons e  $\text{bits.mg}^{-1}$ , como foi também registrado para os dados da biomassa. Os valores médios de riqueza de espécies para as quatro áreas amostradas esteve entre 10 e 14,0 no inverno, e entre 14 a 17 no verão, enquanto a diversidade apresentou valores entre 1,7 e 2,2  $\text{bits.mg}^{-1}$  no inverno e entre 1,9 e 2,5  $\text{bits.mg}^{-1}$  no verão. Os dados de clorofila *a* coletados no verão, como os dados de biomassa, indicaram uma baixa produção potamoplanctônica, se comparados a valores encontrados em outros ambientes, e tendência ao aumento da área com mata ciliar menos preservada (média  $0,50 \mu\text{g.L}^{-1}$ ) para a mais preservada (média  $0,70 \mu\text{g.L}^{-1}$ ).

Os arroios Areias e Padilha apresentaram aumento no número de táxons e diversidade, do inverno para o verão, enquanto no arroio Chuvisqueiro registrou-se uma pequena redução das médias obtidas para os índices de riqueza e diversidade, bem como aumento da variabilidade dos dados (desvio padrão) entre as áreas amostradas neste arroio.

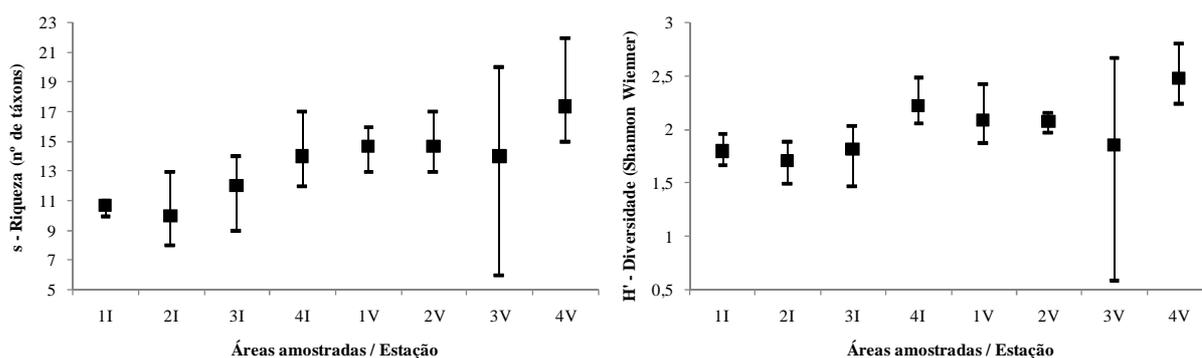


Figura 7. Riqueza (nº de táxons) e diversidade (índice de Shannon-Weaver), aplicados aos dados de biomassa para as áreas amostradas e estação do ano. 1, 2, 3 e 4 = áreas amostradas; I = inverno; V = verão.

Foram identificados 10 grupos funcionais (GF), os quais apresentaram biomassa relativa superior a 1% em cada arroio, com valores das duas estações agrupados. Os gráficos apresentados na Figura 8 apresentam a distribuição dos GF mais significativos por arroios, áreas amostradas e estação do ano. Na Tabela 4 estão descritos os principais grupos funcionais e respectivas espécies, para cada arroio e estação do ano. Os códons **T<sub>B</sub>** e **D** foram os predominantes em todos os arroios analisados. O grupo **T<sub>B</sub>**, apresentou tendência de aumento da área 1 para a área 4, nos arroios Areias e Padilha, e tendência oposta no arroio Chuvisqueiro. No arroio Areias dos grupos identificados no inverno (**T<sub>B</sub>**, **L<sub>O</sub>**, **P** e **W1**) apenas o grupo **L<sub>O</sub>**, não esteve presente no verão, tendo sido substituído pelos grupos **B**, **P**, **Q** e **W2**. No arroio Chuvisqueiro verificou-se a presença dos códons **T<sub>B</sub>**, **W1**, **P** e **D** em ambas as estações, grupo **J** presente apenas no inverno e **L<sub>O</sub>** e **B** presentes apenas no verão. No inverno

no arroio Padilha foram identificados quatro grupos funcionais (**T<sub>B</sub>**, **W2**, **D** e **J**), enquanto no verão identificou-se cinco grupos funcionais a mais do que os identificados no inverno (**B**, **L<sub>O</sub>**, **W1**, **P** e **H1**).

Tabela 4. Espécie por grupos funcionais em cada arroio e estação do ano.

| GF                   | Espécie   | Areias  |       | Chuvisqueiro |       | Padilha |       |
|----------------------|---|---------|-------|--------------|-------|---------|-------|
|                      |   | Inverno | Verão | Inverno      | Verão | Inverno | Verão |
| <b>B</b>             | <i>Disclotella stelligera</i>                   |         | X     |              |       |         |       |
|                      | <i>Cyclotella</i> sp.                           |         |       |              |       |         | X     |
|                      | <i>Encyonema minutum</i>                        | X       | X     | X            |       | X       |       |
|                      | <i>Encyonema</i> sp. 1                          | X       | X     | X            | X     |         | X     |
| <b>D</b>             | <i>Nitzschia amphibia</i>                       | X       | X     | X            |       | X       |       |
|                      | <i>Synedra</i> cf. <i>goulardi</i>              |         |       |              | X     |         |       |
|                      | <i>Ulnaria ulna</i>                             | X       | X     |              | X     | X       | X     |
| <b>H1</b>            | <i>Dolichospermum</i> sp.                       |         |       |              |       |         | X     |
|                      | <i>Golenkinia radiata</i>                       |         |       | X            |       |         |       |
|                      | <i>Tetraedron</i> sp.                           |         |       |              |       | X       |       |
| <b>J</b>             | <i>Scenedesmus ecornis</i>                      |         |       |              |       | X       |       |
|                      | <i>Desmodesmus communis</i>                     |         | X     |              |       |         |       |
|                      | <i>Coenocystis</i> sp.                          |         |       |              |       |         | X     |
| <b>L<sub>O</sub></b> | <i>Peridinium</i> sp.                           |         |       |              | X     |         | X     |
| <b>P</b>             | <i>Aulacoseira granulata</i>                    |         | X     | X            | X     |         | X     |
|                      | <i>Closterium moniliferum</i>                   |         | X     |              | X     |         |       |
| <b>Q</b>             | <i>Gonyostomun</i> sp.                          |         | X     |              |       |         |       |
|                      | <i>Cocconeis placentula</i> var. <i>acuta</i>   | X       | X     | X            | X     |         | X     |
|                      | <i>Cocconeis placentula</i> var. <i>lineata</i> |         |       |              |       | X       |       |
|                      | <i>Achnantheidium exiguum</i>                   |         | X     |              |       |         |       |
|                      | <i>Achnantes inflata</i>                        |         |       |              |       |         | X     |
|                      | <i>Amphora</i> sp.                              |         | X     | X            | X     | X       |       |
|                      | <i>Amphipleura lindheimeri</i>                  |         | X     | X            | X     |         | X     |
|                      | <i>Cymbella tumida</i>                          |         |       |              | X     |         | X     |
|                      | <i>Fragilaria</i> sp.1                          | X       | X     | X            |       |         | X     |
|                      | <i>Fragilaria</i> sp.2                          | X       | X     | X            |       | X       |       |
|                      | <i>Fragilaria fragilarioides</i>                |         |       | X            |       | X       |       |
|                      | <i>Gomphonema mexicanum</i>                     |         | X     | X            | X     |         | X     |
|                      | <i>Gomphonema parvulum</i>                      | X       | X     | X            | X     | X       | X     |
|                      | <i>Gomphonema</i> sp.1                          |         | X     |              | X     |         |       |
|                      | <i>Gyrosigma scalproide</i>                     |         |       | X            |       |         |       |
|                      | <i>Hydrosera whampoensis</i>                    |         |       |              | X     |         | X     |
|                      | <i>Luticola dapalis</i>                         |         | X     |              |       |         | X     |
|                      | <i>Luticola</i> sp.1                            |         |       |              | X     |         |       |
|                      | <i>Melosira varians</i>                         | X       | X     | X            | X     | X       | X     |
|                      | <i>Pinullaria</i> sp. 1                         | X       | X     | X            | X     | X       |       |
|                      | <i>Pinnularia</i> cf. <i>divergens</i>          |         | X     | X            | X     | X       | X     |

| GF                   | Espécie   | Areias  |       | Chuvisqueiro |       | Padilha |       |
|----------------------|---|---------|-------|--------------|-------|---------|-------|
|                      |   | Inverno | Verão | Inverno      | Verão | Inverno | Verão |
|                      | <i>Pinnularia latevittata</i>                       |         |       |              |       |         | X     |
|                      | <i>Pinnularia cf. subgibba</i>                      | X       |       |              |       |         |       |
| <b>T<sub>B</sub></b> | <i>Planothidium dubium</i>                          | X       | X     | X            | X     | X       | X     |
|                      | <i>Surirella splendida</i>                          | X       | X     |              |       |         | X     |
|                      | <i>Surirella tenera</i>                             |         |       | X            | X     |         |       |
|                      | <i>Euglena sp.</i>                                  | X       | X     | X            |       |         |       |
|                      | <i>Euglena acus</i>                                 |         | X     |              |       |         |       |
|                      | <i>Euglena polymorpha</i>                           |         | X     |              | X     |         |       |
| <b>W1</b>            | <i>Phacus longicauda</i>                            |         |       |              |       |         | X     |
|                      | <i>Phacus pleuronectes</i>                          |         |       |              | X     |         | X     |
|                      | <i>Phacus suecicus</i>                              |         |       |              |       |         | X     |
|                      | <i>Lepocinclis cf. ovum</i>                         |         | X     |              |       |         |       |
|                      | <i>Strombomonas sp.</i>                             |         |       |              |       |         | X     |
|                      | <i>Strombonomas verucosa</i>                        |         | X     |              |       |         |       |
|                      | <i>Trachelomonas volvocina</i>                      |         |       |              |       | X       |       |
| <b>W2</b>            | <i>Trachelomonas armata</i> var. <i>inevoluta</i>   |         | X     |              |       |         |       |
|                      | <i>Trachelomonas esculpida</i>                      |         | X     |              |       |         |       |
|                      | <i>Trachelomonas volvocina</i> var. <i>punctata</i> |         | X     |              |       |         |       |
|                      | <i>Trachelomonas volvocinopcis</i>                  |         | X     |              |       |         |       |

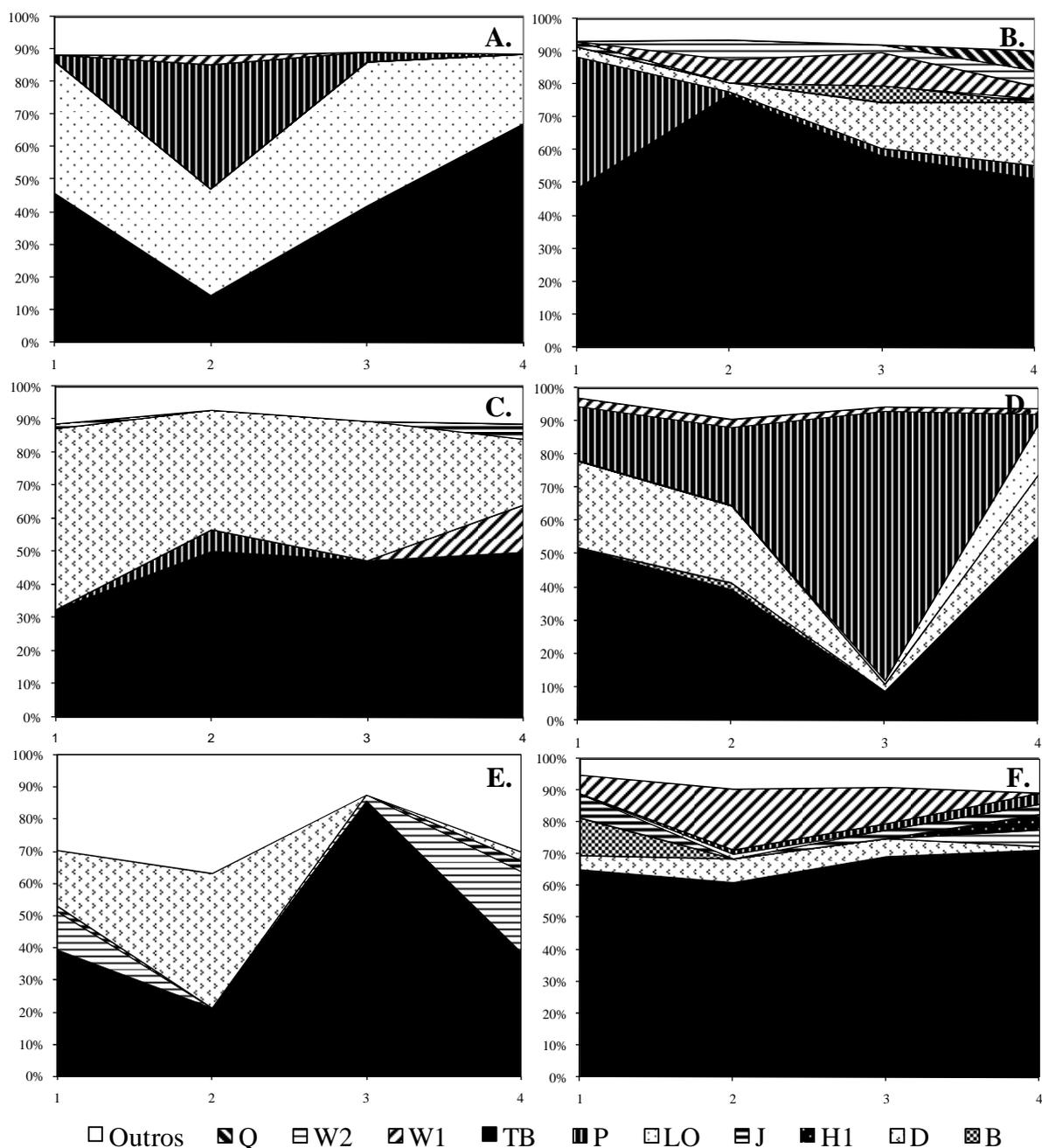
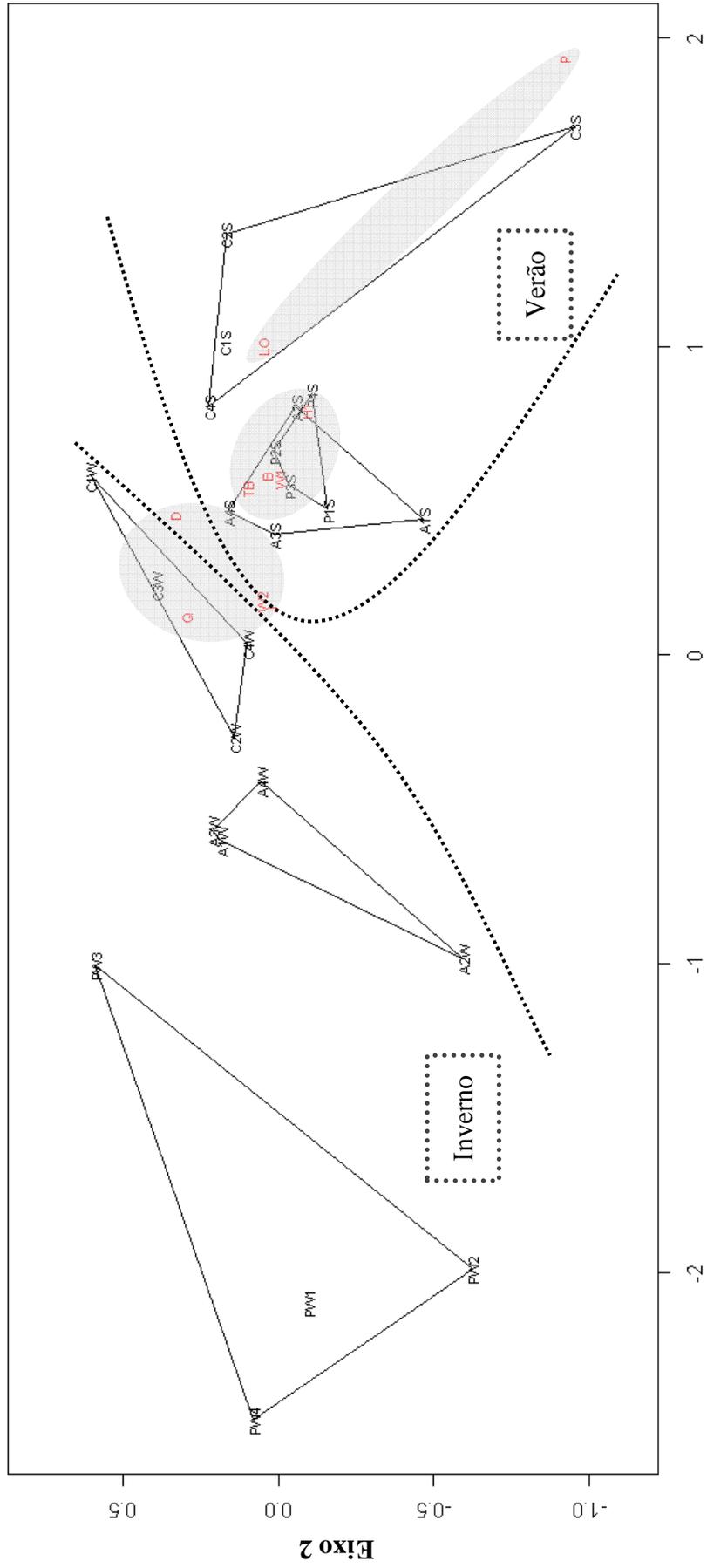


Figura 8. Grupos funcionais (biomassa relativa - %). 1, 2, 3 e 4 = áreas amostradas; A. = arroio Areias – inverno; B. = arroio Areias – verão; C. = arroio Chuvisqueiro – inverno; D. = arroio Chuvisqueiro – verão; E. = arroio Padilha – inverno; F. = arroio Padilha – verão.



**Eixo 1**

Figura 9. Ordenação NMDS para as áreas amostradas em cada arroio e estação, nas estações de inverno e verão. A = Arroio Areias; C = Arroio Chuvisqueiro; P = Arroio Padilha; W = inverno; S = verão; D, H1, J, L, O, P, Q, T, B, W1 e W2.

A ordenação NMDS para a biomassa dos 10 principais grupos funcionais e as áreas amostradas (resultado com duas dimensões, estresse = 0.06 (excelente), Figura 9) ordenou os resultados em função da sazonalidade, demonstrada ao longo do eixo 1. No lado positivo do eixo 1 foram ordenadas as amostras coletadas no verão e do seu lado negativo as amostras coletadas no inverno. A ordenação dos grupos funcionais em função das áreas amostradas (1, 2, 3 e 4) mostrou similaridade entre os grupos identificados nos arroios Areias e Padilha no verão. Observou-se ainda alguns agrupamentos por arroios e estação do ano, tais como: (I) unidades amostrais do arroio Chuvisqueiro de verão ordenadas aos grupos funcionais **L<sub>O</sub>** e **P**; (II) unidades amostrais do arroio Areias e Padilha de verão, associadas aos codons **B**, **H1**, **T<sub>B</sub>** e **W1**; (III) unidades amostrais do arroio Chuvisqueiro, inverno, associadas ao **Q**, **D**, **W2** e **J**.

#### *Análise integrada*

Ordenação das unidades amostrais e das espécies descritoras foi realizada através da análise de correspondência canônica (ACC). A ACC foi realizada com as sete principais variáveis ambientais e as espécies descritoras (Figura 10). Os autovalores para os eixos 1 e 2 foram, respectivamente, 0,537 e 0,463. As correlações de Pearson entre espécies-ambiente (0,960 e 0,914) indicaram importante relação entre as variáveis ambientais e a distribuição das espécies para as áreas amostradas. O Teste de Monte Carlo usado para avaliar o nível de significância dos primeiros eixos canônicos demonstrou que a ordenação dos eixos 1 e 2 foi estatisticamente significativa ( $p < 0,05$ ) e indicou que não ocorreu ordenação ao acaso.

Os coeficientes canônicos da ACC mostraram que a temperatura (-3.262) e OD (-3.248) foram as variáveis mais importante na ordenação do eixo 1, enquanto que as correlações “intra-set” apontaram PT (-0.701) e OD como as variáveis de maior peso para este eixo. Em relação ao eixo 2, o coeficiente canônico mostraram como variável de maior peso na ordenação o  $\text{N-NO}_2^-$  (-1.581), enquanto que as correlações “intra-set” apontaram o STD (-0.724).

Do lado positivo do eixo 1, associaram-se todas as amostras coletadas no período do verão nos três arroios estudados relacionadas às maiores concentrações de  $\text{N-NO}_2^-$  (0.622) e menores temperaturas (0.608). As espécies agrupadas neste lado do eixo incluem: *Cocconeis placentula* var. *acuta* (0.812), *Closterium moniliferum* (0.473), *Gomphonema parvulum* (0.437), *Coenocytis* sp. (0.282), *Cyclotella* sp. (0.282), *Surirella splendida* (0.224), *Aulacoseira granulata* (0.176), *Encyonema minutum* (0.145), *Peridinium* sp. (0.089) e *Ulnaria ulna* (0.046). Do lado negativo do eixo 1, por sua vez, associaram-se todas as

unidades amostrais de inverno relacionadas às maiores concentrações de OD (-0.768), PT (-0.701) e SRP (-0.265). Deste lado do eixo, formou-se um agrupamento, composto pelas espécies *Cocconeis placentula* var. *lineata* (0.465), *Pinnularia* sp. 1 (0.320), *Pinnularia* cf. *subgibba* (0.320), *Melosira varians* (0.226), *Nitzschia amphibia* (-0.208), *Euglena* sp. (-0.161) e *Pinnularia* cf. *divergens* (-0.061). No lado positivo do eixo 2, ordenado em função do SRP (0.459), esteve relacionado as espécies de *Phacus pleuronectes* ( $r = 0.236$ ) e *Phacus longicauda* (0.181). No lado negativo, deste mesmo eixo as variáveis ambientais que tiveram maior correlação foram os STD (-0.724) e  $N-NO_3^-$  (-0.336), associados às espécies de *Trachelomonas volvocina* (-0.351) e *Crysoococcus* sp. (-0.345). No quarto quadrante da ACC, foram agrupados as áreas com mata ciliar mais preservada dos arroios Areias e Padilha, associados às espécies da classe Euglenophyceae (*Phacus pleuronectes* e *Phacus longicauda*).

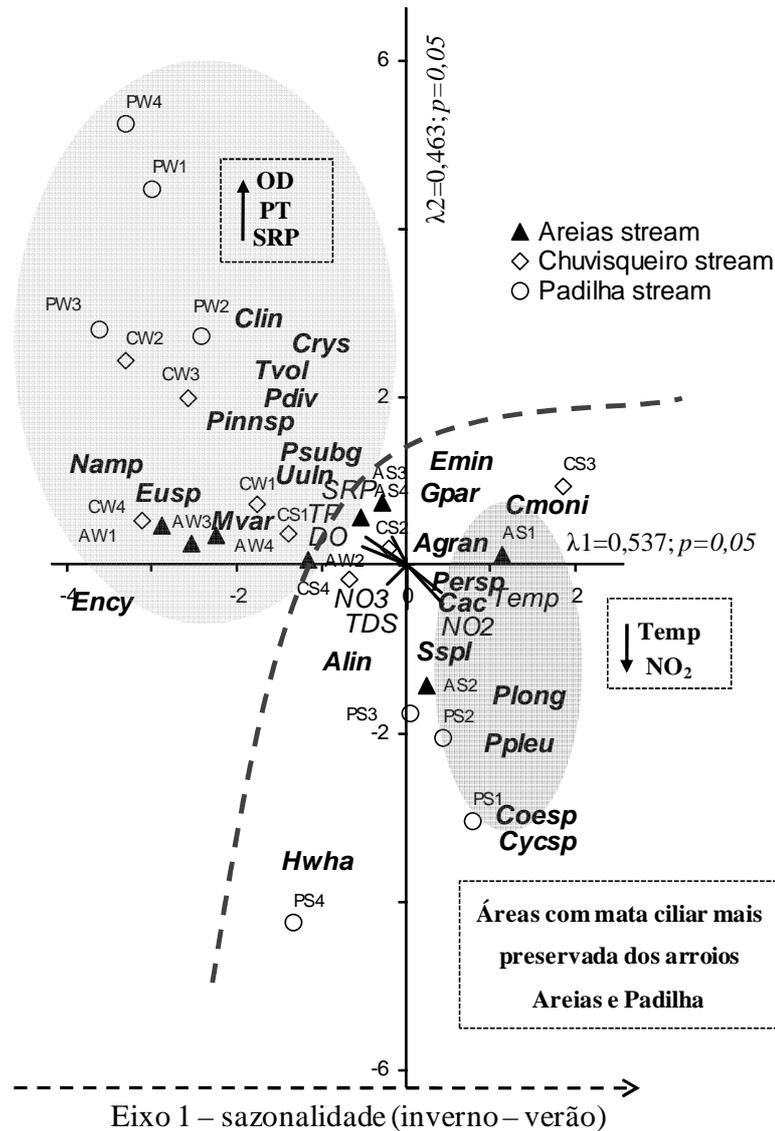


Figura 10. Ordenação pela ACC (eixos 1 e 2) das áreas amostradas em função das variáveis ambientais e biológicas (espécies - bioamassa ( $\text{mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$ )). A = arroio Areias; C = arroio Chuvisqueiro; P = arroio Padilha; W = inverno; S = verão; 1, 2, 3, 4 = áreas amostradas. Alin = *Amphiptera lindhiemeri*; Agran = *Aulacoseira granulata*; Cmoni = *Closterium moniliferum*; Cac = *Cocconeis placentula* var. *acuta*; Clin = *Cocconeis placentula* var. *lineata*; Coesp = *Coenocytis* sp.; Crys = *Crysococcus* sp.; Cycsp = *Cyclotella* sp.; Emin = *Encyonema minutum*; Ency = *Encyonema* sp. 1; Eusp. = *Euglena* sp.; Gpar = *Gomphonema parvulum*; Hwha = *Hydrosera whampoensis*; Mvar = *Melosira varians*; Namp = *Nitzschia amphibia*; Persp = *Peridinium* sp.; Plong = *Phacus longicauda*; Ppleu = *Phacus pleuronectes*; Pdiv = *Pinnularia* cf. *divergens*; Psub = *Pinnularia* cf. *subgibba*; Pinnsp = *Pinnularia* sp. 1; Sspl = *Surirella splendida*; Tvol = *Trachelomonas volvocina*; Uln = *Ulnaria ulna*.

## DISCUSSÃO

As análises das variáveis ambientais e bióticas indicaram que o gradiente de preservação da mata ciliar não foi fator estruturador da comunidade planctônica ( $p > 0,001$ ), porém apresentou tendências condizentes com o apresentado nas hipóteses do estudo. Os dados apontaram que a sazonalidade (inverno e verão) foi o principal determinante dos padrões de biomassa e presença ou ausência de espécies.

Dentre todas as análises realizadas com vistas a identificar possíveis relações entre a qualidade da água e os gradientes de preservação da mata ciliar, os índices abióticos e bióticos que apresentaram tendências, porém não significativas ( $p > 0,05$ ), foram temperatura, condutividade, sólidos totais dissolvidos, biomassa total, riqueza e diversidade.

Os valores médios de biomassa algal obtidos foram inferiores aos obtidos por Soares, Huszar e Roland (2007) em trechos de cabeceira do Rio Pomba, Paraná – Brasil, na estação seca (média de  $0,09 \text{ mg.L}^{-1}$ ). A maior biomassa obtida na estação do verão, para os três arroios estudados, pode ser explicada pela menor precipitação neste período, resultando na redução da velocidade da água, aumento no período de residência e menor diluição dos nutrientes, criando assim, condições ambientais mais apropriadas para o desenvolvimento do potamoplâncton. Condições propícias para desenvolvimento do potamoplâncton na estação do verão estão relacionadas não só com a temperatura, mas também com a luminosidade (Salmaso e Zignin, 2010). Outros autores como Rodrigues, Torgan e Schwarzbald (2007), Borges e Train (2009), Rossetti, Viaroli e Ferrari (2009) e Tavernini, Pierobon e Viaroli (2011), também citam a sazonalidade como principal variável correlacionada aos maiores valores de biomassa algal, clorofila *a* e riqueza de espécies.

Os máximos valores de biomassa foram quantificados em ambas as estações para o arroio Chuvisqueiro. Esteve relacionada a este arroio a maior largura da calha, permitindo assim a maior incidência de luz sobre a lâmina da água e maiores valores de SRP, já que o sombreamento proporcionado pela mata ripária é citado como o principal fator responsável pelo controle do desenvolvimento do potamoplâncton (Hutchins *et al.*, 2010; Ghermandi *et al.*, 2009 e Carpenter e Waite, 2000). A baixa concentração de biomassa algal nos arroios estudados pode ter sido influenciada, além de outros fatores, pelo sombreamento provocado pela mata ciliar e pelos elevados valores de turbidez, já que as concentrações de nutrientes não se mostraram limitantes ao desenvolvimento do potamoplâncton. Os resultados relativos à

diversidade nos arroios estudados foram superiores aos obtidos por Soares, Huszar e Roland (2007) e aproximados aos registrados por Borges e Train (2009) no Alto Rio Uruguai e Kireta *et al.* (2012) em rios dos EUA . Estes dados apontam que as diversidades encontradas nas quatro áreas analisadas, nos três arroios (Areias, Chuvisqueiro e Padilha) são semelhantes às encontradas em outros trabalhos e conforme a escala do Índice de Shannon-Weaver (0 a 5), pode ser descrita entre média-baixa e média.

Os três principais grupos taxonômicos identificados: Bacillariophyceae, Chlorophyceae e Cyanobacteria conferem com os resultados publicados por Rodrigues *et al.* (2009) e Tavernini, Pierobon e Viaroli (2011). A classe Bacillariophyceae, característica de ambientes lóticos, foi dominante tanto em número de táxons (29% dos táxons identificados), quanto em relação à biomassa que foi superior a 60% em 21 das 24 áreas analisadas. Resultados semelhantes foram obtidos por Padisák *et al.* (1991), O'Farrel *et al.* (2002), Soares, Huszar e Roland (2007), Rodrigues *et al.* (2009), Tavernini, Pierobon e Viaroli (2011) e Wu, Schmalz e Fohrer (2011). Segundo Descy *et al.* (2011), a maior parte dos táxons da classe Bacillariophyceae não são de habitat planctônico, mas sim táxons bênticos em suspensão. As espécies de *Cocconeis placentula* var. *acuta*, *Amphipleura lindheimeri*, *Gomphonema parvulum*, *Melosira varians*, *Encyonema minutum*, *Encyonema sp.1* identificadas nos arroios estudados, podem ser citadas como exemplo de táxons bênticos, encontrados em suspensão em ecossistemas lóticos. A maior representatividade destas espécies em termos de biomassa, nos arroios Areias e Chuvisqueiro, podem estar relacionadas à presença da mata ciliar.

Das espécies classificadas como descritoras citam-se *Nitzschia amphibia*, *Melosira varians* e *Synedra ulna* como exemplo de diatomáceas tolerantes à eutrofização (Carpenter e Waiter, 2000). Os mesmos autores identificaram as espécies de *Nitzschia amphibia* e *Melosira varians* em duas bacias hidrográficas que drenam de áreas com agricultura e com proliferação de macrófitas que contribuem para a elevação do pH (7.5-8.1) e ampla variação diária do oxigênio (39% a 180% de saturação). Nos ambientes estudados, o pH encontrou-se na faixa de 7,0 a 8,4 (ambas as estações) e com oxigênio entre 12 e 15,4 mg.L<sup>-1</sup> no inverno e 7,2 e 9,3 mg.L<sup>-1</sup> no verão. Espécies como *Amphipleura lindheimeri*, *Cocconeis placentula* e *Encyonema minutum* não apresentaram preferência por arroios com diferentes usos no México (Vázquez, Aké-Castillo e Fávila, 2011). Nos arroios deste estudo foi observada esta mesma tendência, ou seja, não apresentaram preferência por arroio ou por área amostrada, bem como as espécies de *Melosira varians* e *Ulnaria ulna*.

*Gomphonema parvulum* mostrou preferência pela estação do verão e esteve presente nos três arroios estudados, porém com maior biomassa no arroio Areias. Segundo Patrick e

Reimer (1975) seu melhor desenvolvimento se dá em águas ricas em nutrientes, especialmente nas águas que contêm resíduos sanitários ou fazenda. Esta espécie foi identificada no Rio Pomba (Paraná-Brasil) (Soares, Huszar e Roland, 2007) e em ambientes lóticos do México e EUA, sendo associada respectivamente com níveis altos de vazão, temperatura e alcalinidade encontrados na estação chuvosa (Vázquez, Aké-Castillo e Fávila, 2011) e significativamente correlacionada com características de montanha e bacias hidrográficas com ocupação predominante de florestas (Hwang *et al.*, 2011).

Segundo classificação realizada pelo *Software Omnidia (The Diatoms Software)* (Lecointe, Coste e Prygiel, 1993) as espécies de *Aulacoseira granulata*, *Cocconeis placentula* var. *lineata*, *Nitzschia amphibia*, são classificadas como espécies indicadoras de ambientes eutróficos, enquanto *Surirella splendida* de ambientes meso-eutróficos e *Ulnaria ulna* mostra-se indiferente ao estado trófico do ambiente.

A espécie do grupo das Chlorophyceae, *Closterium moniliferum*, descritora nos arroios Areias e Chuvisqueiro na estação do verão, também foi dominante em rios do México (Vázquez, Aké-Castillo e Fávila, 2011) e esteve associada às áreas de pastagem. Descy *et al.* (2011) cita que espécies de *Closterium*, *Cosmarium*, *Euastrum*, *Staurastrum*, *Xanthidium* são regularmente encontrados no plâncton de rios.

Microalgas planctônicas pertencentes à classe Euglenophyceae são predominantes em corpos hídricos poluídos sendo que as espécies de *Euglena acus* Ehr., *Phacus pleuronectes* (Ehr.) Duj., e *Ph. longicauda* (Ehr.) Duj., indicam ambientes com alta poluição (Safonova e Shaulo, 2009). A espécie de *Euglena acus* foi identificado no Arroio Areias no verão. A espécie de *Phacus pleuronectes* foi classificada como descritora no período do verão, nos arroios Chuvisqueiro e Padilha, e a espécie de *Phacus longicauda* no arroio Padilha. A presença de microalgas planctônicas da classe Euglenophyceae, ainda nas áreas com mata ciliar mais preservada (áreas 1 e 2) indicam a ocorrência da contaminação da água por matéria orgânica, onde de acordo com a teoria, deveria apresentar um ambiente com melhor qualidade.

Safonova e Shaulo (2009) citam as espécies de *Coelastrum microporum*, *Dictyosphaerium pulchellum* e o gênero *Pediastrum* como indicadores de ambientes com moderada poluição. Estes três indicadores foram localizados no arroio Padilha na estação do verão, e o gênero de *Coelastrum* e espécie de *Dictyosphaerium pulchellum* no arroio Chuvisqueiro no verão, porém não foram caracterizadas como espécies descritoras.

As guildas formadas no Arroio Padilha indicam contaminação por matéria orgânica, principalmente em função da presença da espécie de Euglenophyceae (*Phacus pleuronectes*).

Na avaliação dos grupos funcionais, apesar dos três arroios estarem localizados em regiões de cabeceira, os códons identificados estiveram associados principalmente ao ambiente estudado (lótico – códons **T<sub>B</sub>** e **D**) indicaram contaminação destes ambientes por nutrientes e matéria orgânica, classificando-os nos níveis de trofia entre meso e eutrófico. Observou-se ainda, a presença do grupo **P** nas áreas 1 e 2 do arroio Areias, que são caracterizado por áreas com mata ciliar mais preservada. No entanto, mesmo teoricamente sendo as áreas com melhor qualidade ambiental, a presença deste grupo (grupo **P**), indica um ambiente com alto estado de trofia. Os outros códons como **L<sub>O</sub>** presente no inverno, e o **W1** que aumentou sua biomassa no verão em relação ao inverno, caracterizam respectivamente espécies de médio e largo lagos, rasos e profundos, com trofia entre oligo e eutrófico, e ambientes ricos em matéria orgânica oriunda de efluentes domésticos e de criações animais. Espécies pertencentes ao grupo **W2**, indicadores de lagos pequenos e rasos de meso a eutrófico, tiveram incremento de sua biomassa do ponto 1 ao 4 na estação do inverno e no verão estiveram presentes apenas na área 4. O grupo funcional **H1**, foi identificado apenas no arroio Padilha, na área com mata ciliar menos preservada, sendo indicadora de ambiente eutrófico, lagos rasos, tolerantes à baixa concentração de nitrogênio, sensíveis a mistura e baixa luminosidade. O grupo **J**, identificado em ambas as estações neste arroio, indica sistemas altamente enriquecidos, incluindo alguns rios de baixo gradiente.

Pela capacidade da mata ciliar de retenção de sedimentos e abatimento das cargas de nutrientes, agroquímicos e pesticidas, já bem documentada na literatura (ex. Lowrance *et al.*, 1997; Storey e Cowley, 1997; Sabater *et al.*, 2003; Naiman, Décamps e McClain, 2005; Borin *et al.*, 2004; Gorsevski *et al.*, 2008), esperava-se verificar variações nas concentrações dos parâmetros físico-químicos bem distintos entre as áreas com diferentes graus de mata ciliar, definidos no delineamento amostral da pesquisa. No entanto, foram verificadas apenas tendências, com valores não significativos, para as variáveis de temperatura, sólidos totais dissolvidos e condutividade elétrica que aumentaram no gradiente do arroio com mata ripária mais preservada (mais próximos à cabeceira), para a área com mata ciliar menos preservada (mais à jusante). Em estudo realizado por Vázquez, Aké-Castillo e Fávila (2011), em três arroios com diferentes usos (floresta, plantação de café e pastagens), os autores verificaram que em área de floresta a temperatura da água apresentou média de 13 °C, associada à menor riqueza e diversidade de espécies, enquanto nos outros dois arroios as temperaturas ficaram entre 17 a 19 °C e apresentaram as maiores riquezas e diversidades. O aumento da condutividade elétrica, entre as áreas amostradas, apesar de não ser uma medida direta de poluição da água, remete a uma maior lixiviação de íons em decorrência da redução ou falta

da mata ciliar nas áreas mais à jusante. Carpenter e Waite (2000) informaram que arroios em áreas com agricultura próxima e arroios em áreas de floresta foram separados ao longo de um gradiente de condutividade. A área com mata ciliar ausente ou menos preservada também pode explicar a maior concentração de STD nas áreas mais a jusante. Jhonson *et al.* (1997), colocam que em bacias hidrográficas dominadas por agricultura há uma maior concentração de STD no período do verão, respondendo por mais de 50% da variância.

A análise dos dados de biomassa, riqueza e diversidade mostraram-se condizentes com a Teoria do Rio Contínuo (TRC) proposta por Vannotte *et al.* (1980), mesmo que em pequena escala amostral e com os padrões referentes à vegetação e aumento da largura do arroio sendo atendidos parcialmente. A proposta central da TRC é de que da cabeceira dos arroios até a jusante, as variáveis em um sistema lótico apresentam um gradiente contínuo de condições, incluindo largura, profundidade, velocidade, volume de fluxo, temperatura e ganho de entropia. A teoria descreve ainda a estrutura e função das comunidades aquáticas ao longo do curso do rio, propondo que a distribuição das espécies acompanha os gradientes abióticos, principalmente em função do processamento de matéria orgânica e por meio de diferentes padrões tróficos, ao longo do gradiente longitudinal. Ou seja, uma maior contribuição de espécies planctônicas ocorreria nas áreas com menor influência da vegetação ripária (menos preservados). No presente estudo, estas tendências foram registradas pelos dados obtidos para biomassa, riqueza e diversidade, embora sem significância estatística. É possível que a falta de significância para estes resultados tenha sido devido à largura da mata ciliar que pode não ter sido suficientemente díspar para apresentar resultados significativos entre as áreas amostradas, embora em dados da literatura tenha verificado-se que a diferença na largura da mata ciliar de 25m, (entre o ponto mais preservado e menos preservado) seria suficiente para se obter respostas expressivas na retenção de parte dos nutrientes (Borin *et al.*, 2004; Mayer *et al.* (2005). Na revisão da literatura verificou-se que diferentes larguras da floresta ripária são sugeridas e devem ser definidas em função do nutriente ou elemento, características geomorfológicas, declividade do terreno, espécies que a compõem, entre outras características. Segundo Gorsevski *et al.* (2008), as faixas de proteção devem ser definidas para diferentes poluentes utilizando conhecimentos específicos de cada área e as distâncias prováveis que os nutrientes levam para chegar aos arroios. Borin *et al.* (2004) aponta que uma faixa de mata ciliar de 6 metros, mostrou-se eficiente para reduzir os níveis de agrotóxicos no fluxo das águas subterrâneas rasas, porém não foi suficiente para atingir os padrões de emissão propostos pela União Européia. Mayer *et al.* (2005) na revisão de 66 trabalhos científicos, avaliou a remoção do nitrogênio por áreas de proteção com diferentes tipos de

vegetação e larguras, e verificou que faixas estreitas de proteção (entre 1-15m) são capazes de remover parte do nitrogênio oriundo das atividades humanas, no entanto a remoção mais significativa deste nutriente deve ocorrer em áreas com mais de 50m. Como recomendação o estudo propôs que as áreas de proteção possuam entre 7 e 100m, a serem definidas com base nos níveis de remoção do nitrogênio que são objetivados.

Em suma, as tendências observadas neste estudo demonstram a importância da mata ciliar na dinâmica e estruturação biológica em ambientes lóticos. Enquanto alguns cientistas colocam que os esforços voltados à manutenção ou restauração da qualidade das águas por parte das agências de gestão devem estar voltadas prioritariamente para a definição da largura das faixas de mata ciliar (Jhonson *et al.*, 1997), já existem linhas que repensam estratégias direcionadas às áreas de cabeceira dos arroios para o controle da floração de fitoplâncton (Hutchins *et al.*, 2010). De qualquer forma, arroios sofrem interações de vetores laterais, verticais e longitudinais sendo que a importância relativa de cada um é influenciada pela estrutura física do arroio em múltiplas escalas (Poole, 2002), o que certamente resultará em respostas diferenciadas por parte das comunidades biológicas, como foi observado nos arroios estudados.

A comunidade potamoplanctônica respondeu satisfatoriamente às condições ambientais, que não alteraram em função do gradiente de preservação de mata ciliar, demonstrando através da ocorrência de espécies indicadoras e de determinados grupos funcionais, a contaminação por matéria orgânica e elevados teores nutricionais dos arroios estudados. Embora não significativas tendências ao aumento da biomassa, riqueza e diversidade de espécies, e das concentrações de STD e condutividade, ao longo do gradiente contrário à preservação da mata ciliar, foram registradas e são indicativos da influência deste importante componente do ecossistema na qualidade e preservação de ecossistemas lóticos subtropicais.

## REFERÊNCIAS

- Álvarez-Góngora C, Herrera-Silveira JA. 2006. Variations of phytoplankton community structure related to water quality trends in a tropical karstic coastal zone. *Marine Pollution Bulletin* **52**: 48–60.
- Becker V, Huszar VL, Crossetti LO. 2009. Responses of phytoplankton functional groups to the mixing regime in a deep subtropical reservoir. *Hydrobiologia* **628**: 137-151.

- Beyruth Z. 2000. As algas e a previsão da qualidade ambiental – Represa do Guarapiranga. In: *Anais do XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental*. 2000. Porto Alegre: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. 1-6.
- Bicudo, DC. 1990. Considerações sobre metodologias de contagens de algas do perifíton. *Acta Limnologica Brasiliensia* **3**: 459-475.
- Bittencourt-Oliveira MC, Castro AAJ. 1993. Ficoflórula do rio Tibagi, estado do Paraná, Brasil.: III. Gênero *Closterium* (Zygnemaphyceae). *Semina, Ciências Biológicas e da Saúde* **14**: 74-85.
- Bittencourt-Oliveira MC. 1993a. Ficoflórula do rio Tibagi, estado do Paraná, Brasil.: I. Desmídeas, filamentosas e gêneros *Gonatozygon*, *Penium*, *Pleurotaenium* e *Tetmemorus* (Zygnemaphyceae). *Semina, Ciências Biológicas e da Saúde* **14**: 61-73.
- Bittencourt-Oliveira MC. 1993b. Ficoflórula do rio Tibagi, estado do Paraná, Brasil.: III. *Actinotaenium*, *Cosmarium* e *Stauroidesmus* (Zygnemaphyceae). *Semina, Ciências Biológicas e da Saúde* **14**: 86-95.
- Bittencourt-Oliveira MC. 2002. A comunidade fitoplanctônica do rio Tibagi: uma abordagem preliminar de sua diversidade. In: Medri ME, Bianchini E, Shibatta OA, Pimenta JA (eds.). 2002. A bacia do Rio Tibagi. Londrina, PR: M.E. Medri.
- Borges PAF, Rodrigues LC, Pagioro TA, Train S. 2003. Spatial variation of phytoplankton and some abiotic variables in the Pirapó River -PR (Brazil) in August 1999: a preliminary study. *Acta Scientiarum: Biological Sciences*. **25**: 1-8.
- Borges PAF, Train S. 2009. Phytoplankton diversity in the Upper Paraná River floodplain during two years of drought (2000 and 2001). *Braz. L. Biol.* **69** (2 Suppl.): 637-647.
- Borics G, Várбірó G, Grigorszky I, Krasznai E, Szabó S, Kiss KT. 2007. A new evaluation technique of potamo-plankton for the assessment of the ecological status of rivers. *Large Rivers*. **17**:3-4.
- Borin M, Bigon E, Zanin G, Fava L. 2004. Performance of a narrow buffer strip in abating agricultural pollutants in the shallow subsurface water flux. *Environmental Pollution* **131**: 313-321.
- Boyer JN, Kelble CR, Ortner PB, Rudnick DT. 2009. Phytoplankton bloom status: Chlorophyll a biomass as an indicator of water quality condition in the southern estuaries of Florida, USA. *Ecological Indicators* **9**: 56-67.
- Brasil. 1965. Lei nº. 4.771, de 15 de Setembro de 1965. Institui o novo Código Florestal. Brasília, DF. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/LEIS/L4771.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L4771.htm)>. Acesso: 15 jul. 2009.
- Carpenter KD, Waite IR. 2000. Relations of habitat-specific algal assemblages to land use and water chemistry in the Willamette Basin, Oregon. *Environmental Monitoring and Assessment* **64**: 247–257.
- Centis B, Tolotti M, Salmaso N. 2010. Structure of the diatom community of the River Adige (North-Eastern Italy) along a hydrological gradient. *Hydrobiologia* **639**:37-42.
- Conley DJ, Malone TC. 1992. Annual cycle of dissolved silicate in Chesapeake Bay: implications for the production and fate of phytoplankton biomass. *Marine Ecology progress series* **81**: 121-128.

- Crossetti OL, Bicudo CEM. 2008. Phytoplankton as a monitoring tool in a tropical urban shallow reservoir (Garças Pond): the assemblage index application *Hydrobiologia* **610**:161–173.
- Crossetti OL. Estrutura e dinâmica da comunidade fitoplanctônica no período de oito anos em ambiente eutrófico raso (Lago das Garças), Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo – São Paulo – Tese (Doutorado) - Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto – USP. 198p.
- Cugier P, Billen G, Guillaud JF, Garnier J, Ménesguen A. 2005. Modelling the eutrophication of the Seine Bight (France) under historical, present and future riverine nutrient loading. *Journal of Hydrology* **304**: 381-396.
- Descy J-P, Leitao M, Everbecq E, Smits JS, Deliège J-F. 2011. Phytoplankton of the River Loire, France: a biodiversity and modelling study. *Journal of plankton research* **0**: 1-16.
- Devercelli M. Changes in phytoplankton morpho-functional groups induced by extreme hydroclimatic events in the Middle Paraná River (Argentina). *Hydrobiologia* **639**:5–19.
- Dokulil MT. 1994. Environmental control of phytoplankton productivity in turbulent turbid systems. *Hydrobiologia* **289**: 65-72.
- Dosskey MG, Helmers MJ, Eisenhauer DE. 2011. A design aid for sizing filter strips using buffer area ratio. *Journal of soil and water conservation* **66**(1): 29-39.
- Dosskey MG, Vidon P, Gurwick NP, Allan CJ, Duval TP, Lowrance R. 2010. The role of riparian vegetation in protecting and improving chemical water quality in streams. *Journal of the American Water Resources Association* **46**(2): 261-267.
- Dudgeon D. (ed.) 2008. Tropical Stream Ecology. Elsevier Academic Press.
- Eaton AD, Clesceri LS, Rice EW, Greenberg AE (ed) 2005. Standard Methods for the examination of water & wastewater. 21 st edition. Baltimore, Maryland: APHA.
- Gabel KW, Wehr JD, Truhn KM. Assessment of the effectiveness of best management practices for streams draining agricultural landscapes using diatoms and macroinvertebrates. *Hydrobiologia* **680**:247–264.
- Giorgio PAD, Vinocur AL, Lombardo RJ, Tell HG. 2005. Progressive Changes in the Structure and Dynamics of the Phytoplankton Community Along a Pollution Gradient in a Lowland River - a Multivariate Approach. *Hydrobiologia* **224** (3): 129-154.
- Ghermandi A, VandenbergheV, Benedetti L, Bauwens W, Vanrolleghem PA. 2009. Model-based assessment of shading effect by riparian vegetation on river water quality. *Ecological engineering* **35**:92-104.
- Gorsevski PV, Boll J, Gomezdelcampo E, Brooks ES. 2008 Dynamic riparian buffer widths from potential non-point source pollution areas in forested watersheds. *Forest Ecology and Management* **256**: 664–673.
- Hillebrand H. 1999. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *Journal of Phycology* **35**: 408–424.
- Hutchins MG, Johnson AC, Deflandre-Vlandas A, Comber S, Posen P, Boorman D. 2010. Which offers more scope to suppress river phytoplankton blooms: Reducing nutrient pollution or riparian shading? *Science of the Total Environment* **408**:5065–5077.
- Hwang S-J, Kim N-Y, Yoon SA, Kim B-H, Park MH, You K-A, Lee HY, Kim HS, Kim YJ, Lee J, Lee OM, Shin JK, Lee EJ, Jeon SL, Joo HS. 2011. Distribution of benthic diatoms

- in Korean rivers and streams in relation to environmental variables. *Ann. Limnol. - Int. J. Lim.* **47**: S15–S33.
- Karr JR. 1998. Rivers as sentinels: using the biology of rivers to guide landscape management. In: Naiman RJ, Bilby RE (eds.), *River Ecology and Management: lessons from the Pacific Coastal Ecoregion*. Springer-Verlag: New York, 502-528 p.
- Kireta AR, Reavie ED, Sgro GV, Angradi TR, Bolgrien DW, Hill BH, Jicha TM. 2012. Planktonic and periphytic diatoms as indicators of stress on great rivers of the United States: Testing water quality and disturbance models. *Ecological Indicators* **13**: 222-231.
- Kitner M, Poulíčková A. 2003. Littoral diatoms as indicators for the eutrophication of shallow lakes. *Hydrobiologia* **506–509**: 519–524.
- Komárek J, Anagnostidis K. 1989. Modern approach to the classification system of cyanophytes: 4-Nostocales. *Algalogical Studies* **56**: 247–345.
- Komárek J, Anagnostidis K. 1999. Cyanoprokaryota, 1: Chroococcales. In: Ettl H, Gärtner G, Heynig H, Möllenhauer D. (ed.). *Süßwasserflora von Mitteleuropa*. Stuttgart: *Gustav Fischer Verlag*. **19**(1), 1-548.
- Komárek J, Anagnostidis K. 2005. Cyanoprokaryota, 2: Oscillatoriales. In: Ettl H, Gärtner G, Heynig H, Möllenhauer D (ed.). *Süßwasserflora von Mitteleuropa*. Stuttgart: *Gustav Fischer Verlag*. **19**(2), p. 1-759.
- Lamparelli, M. C. 2004. Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento – São Paulo – Tese (Doutorado) – Instituto de Biociências – USP. 238p.
- Lange K, Liess A, Piggott JJ, Townsend CR, Matthaei CD. 2011. Light, nutrients and grazing interact to determine stream diatom community composition and functional group structure. *Freshwater Biology* (56): 264–278.
- Lecointe, C.; Coste, M. & Prygiel, J. 1993. "Omnidia": software for taxonomy, calculation of diatom index and inventories management. *Hydrobiologia* 260/770: 509-513.
- Lobo EA, Callegaro VLM, Hermany G, Bes D, Wetzel CA, Oliveira MA. 2004. Use of epilithic diatoms as bioindicators from lotic systems in southern Brazil, with special emphasis on eutrophication. *Acta Limnol. Bras.* **16**(1):25-40.
- Lobo EA, Wetzel CE, Ector L, Katoh K, Blanco S, Mayama S. 2010. Response of epilithic diatom communities to environmental gradients in subtropical temperate Brazilian rivers. *Limnetica* **29**(2): 323-340.
- Lowrance R, Altier LS, Newbold JD, Schnabel RR, Groffman PM, Denver JM, Correl DL, Gillian JW, Robinson JL, Brinsfield RB, Staver KW, Lucas W, Todd AH. 1997. Water quality functions of riparian forest buffer systems in Chesapeake Bay watersheds. *Environmental Management* **21**: 687–712.
- Lund JWH, Kipling C, Lecren ED. 1958. The inverted microscope method of estimating algal number and statistical basis of estimating by counting. *Hydrobiologia* **11**: 143–170.
- Mayer PM, Reynolds SK Jr., McCutchen MD, Canfield TJ. 2005. U.S. Environmental Protection Riparian Buffer Width, Vegetative Cover, and Nitrogen Removal Effectiveness: A Review of Current Science and Regulations. EPA/600/R-05/118. Cincinnati, OH: U.S. Environmental Protection Agency, EPA: 40 p.
- McCune B, Mefford MJ. 2006. PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data version 5.15. Oregon: MjM Software.

- Mendes-Câmara FM, Moura AN, Bittencourt-Oliveira MC. 2002. Ficoflórula planctônica do Rio Parnaíba, Estado do Piauí – Brasil. *Rev. Nordestina* **16**: 3-21.
- Muller-Melchers FC, Ferrando H. 1956. Técnicas para el Estudio de las Diatomeas. *Bol. Inst. Oceanogr.* 6(1-2):93-138.
- Naiman RJ, Décamps H, McClain ME. 2005. *Riparia: Ecology, Conservation, and Management of Streamside Communities*. Elsevier Academic Press.
- Nel JL, Roux DJ, Maree G, Kleynhans CJ, Moolman J, Reyers B, Rouget M, Cowling RM. 2007. Rivers in peril inside and outside protected areas: a systematic approach to conservation assessment of river ecosystems. *Diversity and Distributions* **13**: 341-352.
- Newbold JD, Herbert S, Sweeney BW, Kiry P, Alberts SJ. 2010. Water quality functions of a 15-year-old riparian forest buffer system. *Journal of the American Water Resources Association* **46**(2): 299-310.
- Ngearnpat N, Peerapornpisal Y. 2007. Application of desmid diversity in assessing the water quality of 12 freshwater resources in Thailand. *J. Appl. Phycol* **19**: 667-674.
- Nõges P, Mischke U, Laugaste R, Solimini AG. 2010. Analysis of changes over 44 years in the phytoplankton of Lake Võrtsjärv (Estonia): the effect of nutrients, climate and the investigator on phytoplankton-based water quality indices. *Hydrobiologia* **646**:33–48
- O'Farrel, I. 1993. Phytoplankton ecology and limnology of the Salado River (Buenos Aires, Argentina). *Hydrobiologia* **271**(3): 169-178.
- O'Farrell I, Lombardo RJ, Pinto PT, Loez C. 2002. The assessment of water quality in the Lower Luján River (Buenos Aires, Argentina): phytoplankton and algal bioassays. *Environmental Pollution*, **120**: 207–218.
- O'Farrell I. 1994. Comparative analysis of the phytoplankton of fifteen lowland fluvial systems of the River Plate Basin (Argentina). *Hydrobiologia* **289**: 109-117
- Padisák J, Ács É, Rajczy M, Kiss KT. 1991. Use of algae for monitoring rivers in Hungary. In: Whitton BA, Rott E, Friedrich G. (eds.) Use of algae for monitoring rivers. *Inst. Für Botanik, Uni. Innsbruck*. 123-128.
- Padisák J, Borics G, Grigorszky I, Soróczki-Pintér E. 2006. Use of phytoplankton assemblages for monitoring ecological status of lakes within the Water Framework Directive: the assemblage index. *Hydrobiologia* **553**: 1-14.
- Padisák J. 1993. Use of algae for water quality monitoring. In: Salánki J, Istvánovics J (eds.) *Limnological Bases of lakes management*. Proc. Of the ILEC/UNEP Training Course: Internat. Lake Environm. Committee Foundation, Shiga. 73-82.
- Padisák J, Crossetti LO, Naselli-Flores L. 2009. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. *Hydrobiologia* **621**:1-19.
- Patrick R, Palavage DM. 1994. The Value of Species as Indicators of Water Quality. *Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia*. **145**: 55-92.
- Patrick R, Reimer CW. 1975. The diatoms of the United States – Exclusive of Alaska and Hawaii. Philadelphia, Academy of Natural Sciences of Philadelphia. Vol. 2. Part. 1
- Perry CD, Vellidis G, Lowrance R, Thomas DL. 1999. Watershed-scale water quality impacts of riparian forest management. *Journal of Water Resources Planning and Management* **125** (3):117-125.

- Poole GC. 2002. Fluvial landscape ecology: addressing uniqueness within the river discontinuum. *Freshwater Biology* **47**: 641-660.
- Poff NL, Zimmerman JKH. 2010. Ecological responses to altered flow regimes: a literature review to inform the science and management of environmental flows. *Freshwater Biology* **55**: 194–205.
- Resende PC, Resende P, Pardal M, Almeida S, Azeiteiro U. 2009. Use of biological indicators to assess water quality of the UI River (Portugal). *Environ. Monit. Assess.* **170**: 535-544.
- Reynolds CS, Descy JP, Padisák J. 1994. Are phytoplankton dynamics in rivers so different from those in shallow lakes? *Hydrobiologia* **289**: 1–7.
- Reynolds CS, Descy JP. 1996. The production, biomass and structure of phytoplankton in large rivers. *Archiv für Hydrobiologie* **113**: 161–187.
- Reynolds CS. 1994. The long, the short and the stalled: on the attributes of phytoplankton selected by physical mixing in lakes and rivers. *Hydrobiologia* **289**: 9-21.
- Reynolds CS. 1997. Vegetation in the pelagic: a model for ecosystem theory. In: Kinne, O. (ed.). *Excellence in Ecology*. Germany: Ecology Institute. 9:371 p.
- Reynolds CS, Huszar V, Kruk C, Naselli-Flores L, Melo S. 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research* **24**(5): 417-428.
- Rodrigues SC, Torgan L, Schwarzbald A. 2007. Composição e variação sazonal da riqueza do fitoplâncton na foz de rios do delta do Jacuí, RS, Brasil. *Acta Bot. Bras.* **21**(3): 707-721.
- Rodrigues LC, Train S, Bovo-Scomparin VM, Jati S, Borsalli CCJ, Marengoni E. 2009. Interannual variability of phytoplankton in the main rivers of the Upper Paraná River floodplain, Brazil: influence of upstream reservoirs. *Braz. J. Biol.*, **69**(2, Suppl.): 501-516.
- Rojo C, Cobelas M, Arauzo M. 1994. An elementary, structural analysis of river phytoplankton. *Hydrobiologia* **289**: 43-55.
- Ros J. 1979. *Práticas de Ecologia*. Barcelona: Editorial Omega. 181 p.
- Rossetti G, Viaroli P, Ferrari I. Role of abiotic and biotic factors in structuring the metazoan plankton community in a lowland river. *River. Res. Applic.* **25**: 814–835.
- Sabater S, Butturini A, Clement J-C, Burt T, Dowrick D, Hefting M, Maître V, Pinay G, Postolache C, Rzepecki M, Sabater F. 2003. Nitrogen removal by riparian buffers along a European climatic gradient: patterns and factors of variation. *Ecosystems* **6**: 20–30.
- Safonova TA, Shaulo SP. 2009. Phytoplankton of the Karasuk River (West Siberia) as an Indicator of Water Quality. *Contemporary Problems of Ecology* **2**(6): 570–575.
- Salmaso N, Zignin A. At the extreme of physical gradients: phytoplankton in highly flushed, large rivers. *Hydrobiologia* **639**:21–36.
- Silva CA da, Train S, Rodrigues LC. 2001. Estrutura e dinâmica da comunidade fitoplancônica a jusante e montante do reservatório de Corumbá, Caldas Novas, Estado de Goiás, Brasil. *Acta Scientiarum* **23**(2): 283-290.
- Soares MCS, Huzcar VL de M, Roland F. 2007. Phytoplankton dynamics in two tropical rivers with different degrees of human impact (Southeast Brazil). *River. Res. Applic.* **23**: 698–714.

- Solari LC, Claps MC. 1996. Planktonic and benthic algae of a pampean river (Argentina): comparative analysis. *Annls Limnol* **32**(2): 89-95.
- Storey RG, Cowley DR. 1997. Recovery of three New Zealand rural streams as they pass through native forest remnants. *Hydrobiologia* **353**: 63-76.
- Strahler, A.N. Quantitative analysis of watershed geomorphology. 1957. *Trans. American Geophysical Union* **38**: 913-920.
- Sun J, Liu D. 2003. Geometric models for calculating cell biovolume and surface area for phytoplankton. *Journal of Plankton Research* **25**: 1331-1346.
- Tavernini S, Pierobon E, Viaroli P. 2011. Physical factors and dissolved reactive silica affect phytoplankton community structure and dynamics in a lowland eutrophic river (Po River, Italy). *Hydrobiologia* **669**: 213–225.
- Thebault J-M, Qotbi A. 1999. A model of phytoplankton development in the lot river (France). Simulations of scenarios. *Wat. Res.* **33** (4) 1065-1079.
- Train S, Rodrigues LC. 1998. Temporal fluctuations of the phytoplankton community of the Baía River, in the Upper Paraná River floodplain, Mato Grosso do Sul, Brazil. *Hydrobiologia* **361**(1): 125-134.
- Tundisi JG, Tundisi TM. 2008. *Limnologia*. São Paulo: Oficina de Textos, 632 p.
- Twiss MR, Ulrich C, Kring SA, Harold J, Williams MR. 2010 Plankton dynamics along a 180 km reach of the Saint Lawrence River from its headwaters in Lake Ontario. *Hydrobiologia* **647**: 7-20.
- Utermöhl, H. 1958. Zur Vervollkommung der quantitativen. Phytoplankton-Methodik. *Mitteilungen der Internationalen Vereinigung für Limnologie* **9**: 1–38.
- Van-den-Hoek C, Mann DG, Jahns HM. 1998. *Algae: an introduction to phycology*. Cambridge: Cambridge University Press. 627 p.
- Vanotte RL, Minshall GW, Cummins KW, Sedell JR, Cushing CE. 1980. The River Continuum Concept. *Canadian Journal Fisher Aquatic Science* **37**: 130-137.
- Vázquez G, Aké-Castillo JA, Favila ME. 2011. Algal assemblages and their relationship with water quality in tropical Mexican streams with different land uses. *Hydrobiologia* **667**:173–189.
- Wehr JD, Sheath RG. Freshwater habitats of algae. **In:** Wehr JD, Sheath RG. (eds.). 2003. *Freshwater algae of North America: Ecology and Classification*. Elsevier Science (USA). 11-58.
- Wu N, Schmalz B, Fohrer N. 2012. Development and testing of a phytoplankton index of biotic integrity (P-IBI) for a German lowland river. *Ecological Indicators* **13**:158–167.