



Universidade Federal do Rio Grande
Instituto de Ciências Biológicas
Pós-graduação em Biologia de
Ambientes Aquáticos Continentais



Efeitos de fatores ambientais na comunidade de macrófitas em pequenos cursos lóticos perenes subtropicais.

Daniel Aquino Barbosa

Orientador: Prof. Dr^a Ioni Gonçalves Colares

Rio Grande
2013



Universidade Federal do Rio Grande
Instituto de Ciências Biológicas
Pós-graduação em Biologia de Ambientes
Aquáticos Continentais



**Efeitos dos fatores ambientais na comunidade de macrófitas em
pequenos cursos lóticos perenes subtropicais.**

Aluno: Daniel Aquino Barbosa

Orientador: Prof. Dr^a. Ioni Gonçalves Colares

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Biologia de Ambientes Aquáticos Continentais como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Biologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

Rio Grande
2013

Dedico este trabalho aos meus pais, Maria de Lourdes e Hélio, aos meus irmãos Leonardo e Henrique, e aos demais familiares e amigos, aos novos e aos de longa data.

AGRADECIMENTOS

A Prof. Dra. Ioni Gonçalves Colares, pela amizade, confiança depositada e pelos conhecimentos transmitidos

A Prof. Dra. Sonia Marisa Hefler, pelas inestimáveis contribuições, do início até o fim deste trabalho.

Aos amigos Leandro, Daiane e Marcelo, pela amizade construída e consolidada, pelos momentos de descontração, pelo auxílio e companhia nas saídas de campo.

Ao “macrofiteiro” Prof. Dr. Cláudio Gastal Jr. (*in memorian*), pela amizade, primeira oportunidade e pelas lições de vida.

A Camila Helena Guimarães, uma pessoa de grande caráter, caráter que só é superado pelo seu enorme coração e vontade de sempre fazer o bem. Meu agradecimento com muito amor e carinho.

A Caroline Igansi, pela amizade, pelos conselhos, pelas ajudas prestadas neste período, sejam elas saídas de campo ou dicas em relação à dissertação.

Ao Prof. Luiz Hepp, pelas análises de água e nas análises estatísticas, pelas dicas no delineamento do projeto e por estar sempre disposto a ajudar, apesar da distância.

Ao Prof. Dr. Ubiratã Jacobi, pessoa de grande carisma, pelo apoio e amizade construída ao longo desses dois anos.

Ao Prof. Dr. Sidinei Magela Thomaz, pela boa vontade, disponibilidade, considerações e correções realizadas.

A Guilherme Ceolin, que sempre atendeu com presteza e boa vontade quando surgiram dúvidas, e não foram poucas, a respeito da dissertação.

Agradeço a minha família, aos meus irmãos Leonardo e Henrique e especialmente aos meus pais Maria de Lourdes e Hélio, fonte inesgotável de amor e paciência, pelos excelentes exemplos que recebi.

RESUMO

Neste estudo foi investigado como a distribuição das espécies e a produção de biomassa de macrófitas aquáticas são influenciadas pelas condições físico-químicas do ambiente. Também foi avaliado como uma espécie com maior potencial competitivo pode interferir na diversidade de espécies da comunidade macrofítica. Para tanto, em cada um dos três arroios, foram dispostos seis transecções, perpendiculares à margem. Em cada transecção foram demarcadas três unidades amostrais de 1m², nas quais foram registrados os parâmetros fitossociológicos cobertura e frequência relativas e valor de importância. A diversidade de espécies foi estimada pelo índice de Shannon, utilizando os valores de cobertura de espécies. Para determinar a biomassa das macrófitas aquáticas foram usados quadrats de 0,25m², alocados dentro da unidade amostral de 1m² usadas para quantificar os dados fitossociológicos, nos mesmos pontos onde foi feito o levantamento de cobertura da vegetação. Utilizamos como variáveis predictoras a velocidade da corrente, radiação solar incidente, coeficiente de sombreamento, vegetação ripária arbórea adjacente, nitrogênio orgânico dissolvido, carbono orgânico dissolvido e condutividade elétrica. Foram registradas 32 espécies de macrófitas aquáticas, distribuídas em 19 famílias e 28 gêneros. Conforme Análise de Correspondência Canônica (CCA), as espécies com maiores valores de biomassa foram relacionadas a unidades amostrais com alta incidência luminosa. As unidades amostrais com dominância de *Pistia stratiotes* apresentaram menor diversidade de espécies indicando que esta espécie, quando encontra condições que permitam sua proliferação, pode excluir espécies de menor potencial competitivo. De acordo com GLM (*Generalized Linear Model*), a ausência de vegetação ripária ou presente em apenas uma das margens e baixas velocidades de corrente configura-se em condições favoráveis ao estabelecimento e desenvolvimento de macrófitas aquáticas, possibilitando produção maiores valores de biomassa.

Palavras-chave: velocidade de corrente, vegetação ripária, PAR, diversidade, biomassa.

ABSTRACT

In this study was investigated how the distribution of species and biomass of aquatic macrophytes are influenced by physico-chemical conditions of the environment. Was also assessed as a species with greater competitive potential can affect the diversity of species of macrophytic community. Accordingly, in each of the three streams were arranged six transects perpendicular to the margin. In each transect were marked three sampling units of 1m², in which were recorded the following phytosociological parameters: relative coverage, relative frequency and importance value index of species. Species diversity was estimated by Shannon index, using the coverage value of species. To determine the biomass of macrophytes were used quadrats of 0.25 m², allocated within the sample unit of 1m² used to quantify the phytosociological data, in the same spots where the survey was made of vegetation cover. Used as predictor variables: current velocity, solar radiation, shading coefficient, riparian vegetation, dissolved organic nitrogen, dissolved organic carbon and electrical conductivity. We recorded 32 species of macrophytes, distributed in 19 families and 28 genera. As Canonical Correspondence Analysis (CCA), the species with higher biomass were related to sampling units with high light incidence. The sampling units dominance of *Pistia stratiotes* had lower species diversity indicating that this species, when it finds conditions that allow proliferation, may exclude smaller species competitive potential. According to GLM (Generalized Linear Model), absence of riparian vegetation or presence in only one of the margins and low current velocities set up favorable conditions for the establishment and development of aquatic macrophytes, enabling higher biomass production.

Keywords: current velocity, riparian vegetation, PAR, diversity, biomassa.

SUMÁRIO

RESUMO.....	v
ABSTRACT.....	vi
LISTA DE FIGURAS.....	viii
LISTA DE TABELAS.....	ix
INTRODUÇÃO GERAL.....	10
Referências bibliográficas.....	13
ARTIGO.....	16
Resumo.....	17
Introdução.....	18
Materiais e métodos.....	20
• Área do Estudo.....	20
• Coletas de dados.....	20
• Análise estatística.....	24
Resultados.....	25
• Levantamento florístico e análise fitossociológica.....	25
• Distribuição das espécies em relação às variáveis ambientais.....	25
• Correlações entre as variáveis ambientais.....	28
• Influência de variáveis ambientais na biomassa de macrófitas aquáticas.....	28
• Diversidade de espécies.....	29
Discussão.....	30
Referências bibliográficas.....	37

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1. Localização dos três pequenos cursos d'água, situados sobre a Planície Costeira do Rio Grande do Sul, Brasil. (*Google Earth*). A: Arroio das Cabeças; B: Arroio Bolaxa; C: Arroio Martins. (Modificada de Costa, 2003).....23

FIGURA 2. Análise Correspondência Canônica (CCA) de ordenação de macrófitas aquáticas em relação a variáveis ambientais: **R0** – vegetação ripária arbórea ausente, **R1** – vegetação ripária arbórea presente uma margem, **R2** – vegetação ripária arbórea presente em ambas as margens, **R3** – vegetação ripária arbórea presentes em ambas as margens com formação de dossel, **SC** – coeficiente de sombreamento, **PAR** – radiação fotossinteticamente ativa, **ODC** – carbono orgânico dissolvido, **ODN** – nitrogênio orgânico dissolvido, **EC** – condutividade elétrica, **Cvel** – velocidade da corrente. Abreviatura da nomenclatura das espécies: Eana: *Enhydra anagallis*; Eazu: *Eichhornia azurea*; Hran: *Hydrocotyle ranunculoides*; Lemnaspp: *Lemna* spp. Lpep: *Ludwigia peploides*; Ppun: *Polygonum punctatum*; Pstr: *Pistia stratiotes*; Salspp: *Salvinia* spp.; Sint: *Spirodela intermedia*.27

FIGURA 3. Diversidade de macrófitas aquáticas, determinadas pelo índice Shannon, em unidades amostrais com dominância das espécies com cobertura igual ou superior a 50% em pelo menos quatro unidades amostrais. Resultados obtidos por análise *one-way* ANOVA, com teste Tukey *Post Hoc*. Legenda: Eana: *Enhydra anagallis*; Salspp: *Salvinia* spp.; Eazu: *Eichhornia azurea*; Pstr: *Pistia stratiotes*; Sint: *Spirodela intermedia*; Letras diferentes indicam diferenças significativas ($p < 0.05$).....30

LISTA DE TABELAS

TABELA 1. Parâmetros fitossociológicos estimados para as macrófitas aquáticas, coletadas em janeiro de 2012, em pequenos cursos lóticos perenes subtropicais, localizados no extremo sul do Brasil, no município do Rio Grande, situado sobre a Planície Costeira do Rio Grande do Sul. Legenda- FB: forma biológica; A; anfíbia; Em: emergente; Fl: flutuante livre; Ff; flutuante fixa; Ep, epífita; Sf: submersa fixa; Uai: números de unidades amostrais onde a espécie “i” ocorre R.C.: cobertura relativa (%); R.F.: frequência relativa (%); IVI: índice do valor de importância (%). Em negrito as espécies que apresentaram maior Índice do Valor de Importância. *1 – *Lemna valdiviana* var. *valdiviana* e *Lemna gibba* L. ; *2 – *Wolffia brasiliensis* var. *borealis* Engelm. e *Wolffia columbiana* H. Karst. ; *3 – *Wolffiella lingulata* (Hegelm.) Hegelm. e *Wolffiella oblonga* (Phil.) Hegelm. ; *4 – *Salvinia minima* Baker e *Salvinia herzogii* De la Sota.....26

TABELA 2. Coeficientes de correlação de Spearman entre as variáveis ambientais mensuradas. Legenda: p <0,05 *, p <0,01 **, p<0,0001***. Wvel: Water velocity; Riparian: Riparian; PAR: photosynthetic activity radiation; EC = electrical conductivity; ODN: organic dissolved nitrogen, ODC: organic dissolved carbon; SC: shading coefficient.....28

TABELA3. Valores de significância das variáveis ambientais influenciando a biomassa de macrófitas aquáticas, selecionadas através de *Generalized Linear Model* (GLM). Signif. Codes: P < 0.0001 ‘****’ P < 0.001 ‘***’ P < 0.01 ‘**’ P < 0.05. Legendas: Riparian: Vegetação Ripária; Cvel: Velocidade de Corrente; ODN: Nitrogênio Orgânico Dissolvido. AIC: -46.276.....29

INTRODUÇÃO GERAL

Os ecossistemas aquáticos continentais, mesmo cobrindo somente 0,01% da superfície da Terra, representam um importante componente para manutenção da biodiversidade, uma vez que 9,5% de todas as espécies existentes habitam esses ambientes, o que evidencia que uma grande e desproporcional fração da biodiversidade global vive nestes ecossistemas (Balian *et al.*, 2008). A presença de macrófitas aquáticas é responsável por parte desta diversidade (Ferreira *et al.*, 2010).

O sistema fluvial costeiro do Rio Grande do Sul é formado por terrenos úmidos, alagados formados por cursos lóticos e/ou canais naturais ou artificiais, cujo substrato é constituído essencialmente de areia e lodo, porém, ocasionalmente o leito pode ser constituído por cascalho (Cordazzo & Seeliger, 1995). Segundo Villwock & Tomazelli (1995), os arroios da planície costeira foram formados na última regressão holocênica, juntamente com os cordões litorâneos e as lagoas costeiras do Rio Grande do Sul. A hidrografia desta região constitui um sistema bastante dinâmico, complexo e de alterações rápidas, sendo composta por lagoas de tamanhos variados, banhados e arroios (Vieira & Rangel, 1988). Além de transporte de materiais, os arroios também são corredores ecológicos, conjuntamente com as matas ciliares, possibilitando o deslocamento de diversas espécies de animais e dispersão de sementes da vegetação local (Costa & Rache, 2010).

Ambientes aquáticos podem ser ocupados, em maior ou menor grau, por uma grande diversidade de espécies de macrófitas aquáticas (Thomaz, 2002). Segundo o International Biological Programme (IBP) o termo macrófitas aquáticas constitui uma designação geral para os vegetais que habitam desde brejos até ambientes totalmente submersos, sendo esta terminologia baseada no contexto ecológico, independentemente de aspectos taxonômicos (Esteves, 1988).

As macrófitas aquáticas são vegetais que retornaram ao ambiente aquático, preservando algumas características de vegetais terrestres, como cutícula fina e estômatos, na maioria das espécies não funcionais (Esteves, 1988). Apesar de consagrado na literatura, o termo macrófita aquática gera discussão entre os estudiosos, devido à amplitude de adaptações morfofisiológicas que estas plantas apresentam (Scremin-Dias *et al.*, 1999). Irgang e Gastal Jr. (1996) definiram macrófitas aquáticas como “vegetais cujas partes fotossintetizantes estão permanentemente ativas ou por diversos meses, todos os anos, total ou parcialmente submersas em água doce ou salobras, ou flutuantes na mesma”.

Ecologicamente, as macrófitas aquáticas podem representar o principal produtor de matéria orgânica em ecossistemas aquáticos (Piedade *et al.*, 1991), podendo ser responsáveis por até 95% da biomassa total nestes ambientes (Neiff, 2000).

Pott & Pott (2000) destacam a importância das macrófitas nos ecossistemas aquáticos, por pertencerem à base da cadeia alimentar e por serem componentes estruturais e do metabolismo dos ecossistemas aquáticos tropicais. As macrófitas são recursos importantes para a manutenção das cadeias tróficas e por participarem de vários processos químicos, físicos e biológicos dos ecossistemas aquáticos (Wetzel, 2001), constituindo-se em um elemento de suma utilidade para a manutenção do equilíbrio ecológico, proteção contra a erosão e conservação da fauna de lagos, lagoas, rios, arroios e banhados (Cabrera & Fabris, 1948). De acordo com Cook *et al.* (1974), as macrófitas proporcionam comida, abrigo e uma variedade de habitats para um grande número de organismos, incluindo pássaros selvagens e peixes economicamente importantes. Em determinadas situações, no entanto, o desenvolvimento excessivo de macrófitas aquáticas pode afetar os múltiplos usos da água, como a recreação, irrigação, abastecimento de cidades e indústrias, navegação e geração de energia, podendo, ainda, empobrecer o ambiente para peixes, aves e outros organismos, pela formação de grandes infestações de uma única espécie (Thomaz & Bini, 2003).

Tendo em vista o relevante papel das macrófitas aquáticas nos processos físicos, químicos e biológicos dos ambientes aquáticos, e considerando que ambientes lóticos são sistemas com alta heterogeneidade paisagística, característica esta que proporciona diferentes condições ambientais para o estabelecimento e desenvolvimento de macrófitas, o objetivo deste estudo foi realizar um levantamento florístico e fitossociológico de macrófitas aquáticas e responder as seguintes questões:

1) A distribuição de macrófitas aquáticas influenciada pelas variáveis ambientais analisadas?

2) A produção de biomassa de macrófitas aquáticas em ambientes lóticos é mais fortemente influenciada por fatores físicos ou químicos?

3) A competição atua como fator de exclusão de espécies, influenciando na distribuição das mesmas e na composição das comunidades?

Referências

Balian, E. V., Segers, H., Lévêque, C. & Martens, K. 2008. The freshwater animal diversity assessment: an overview of the results. *Hydrobiologia*. 595, 627-637.

Cabrera, A. L. & Fabris, H. A. 1948. Plantas acuáticas de la Provincia de Buenos Aires. Publicaciones Técnicas de la série D.A.G.I. La Plata 131p.

Cook, C. D. K.; Gut, B. J.; Rix, E. M.; Schneller, J. & Seitz, M. 1974. Water plants of the world: a manual for the identification of the genera of freshwater macrophytes. The Hague, W. Junk, 561p.

Cordazzo C. V. & Seeliger U. 1995. Guia ilustrado da vegetação costeira no extremo sul do Brasil. Editora da FURG, Rio Grande. 107 p.

Costa, R. C. & Rache, R. P. 2010. Arroios. In: Quadrado, R. P; Nunes, M. T. O; Rizzi, C. A. Z. & Ribeiro, PRC. (org.). Ecos do Sul: conhecer os ecossistemas costeiros é tri legal! FURG, Rio Grande, 57-65.

Esteves, F. A. 1988. Fundamentos de limnologia. Interciência/FINEP, Rio de Janeiro.

Ferreira, F. A., Mormul, R. P., Pedralli, G., Pott, V. J. & Pott, A. 2010. Estrutura da comunidade de macrófitas aquáticas em três lagoas do Parque Estadual do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil. *Hoehnea*. 37(1) 43-52, 2010.

Irgang, B. E. & Gastal JR., C. V. DE S. 1996. Macrófitas aquáticas da planície costeira do RS. UFRGS, Porto Alegre.

Krusche, N.; Saraiva, J.M.B. & Reboita, M.S. 2002. Normas climatológicas de 1991 a 2000 para Rio Grande, RS. 1a. ed. Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria. 1, 84p.

Neiff, J. J. 2000. Diversity in some tropical wetland systems of South América: 1-32. In: Wetlands Biodiversity, Vol II. B. GOPAL & W. JUNK (Eds.), Backhuys Publish. 31-60, The Netherlands.

Piedade, M. T. F.; Junk, W. J.; Long, S. P. 1991. The productivity of the C4 grass *Echinochloa polystachya* on the Amazon floodplain. *Ecology*, 72(4): 1456-1463.

Pott, V. J. & Pott, A. 2000. Plantas aquáticas do Pantanal. Brasília, Embrapa, 404 p.

Scremin-Dias, E.; Pott, V. J.; Hora R. C.; Souza, P. R. 1999 Nos jardins submersos da Bodoquena: guia para identificação de plantas aquáticas de Bonito e região. Campo Grande, MS: Editora da UFMS. 160 p.

Thomaz, S.M. 2002. Fatores ecológicos associados à colonização e ao desenvolvimento de macrófitas aquáticas e desafios de manejo. *Planta Daninha*, Edição Especial, Viçosa-MG. 20. 21-33.

Thomaz, S. M. & Bini, L. M. 2003 – Análise crítica dos estudos sobre macrófitas aquáticas desenvolvidos no Brasil. p. 19-38 In: S. M. Thomaz & L. M. Bini Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas. Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 341p

Wetzel, R.G. 2001. Limnology. 3 ed. San Diego: Academic Press, 1006 p.

Vieira, E. F. & Rangel, S. S. 1998. Planície costeira do Rio Grande do Sul: Geografia física, vegetação e dinâmica sócio-demográfica. Porto Alegre, ed. Sagra. 256 p.

Villwock, J. A. & Tomazelli, L. J. 1995. Geologia Costeira do Rio Grande do Sul. Notas técnicas, Notas técnicas nº. 8. Centro de Estudos de Geologia Costeira e Oceânica. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre. 8, 1-45.

ARTIGO

Manuscrito a ser submetido para revista *Aquatic Botany**

*O manuscrito foi formatado segundo as normas gerais para publicação da revista *Aquatic Botany*. Entretanto, figuras e tabelas foram incluídas no texto para facilitar a leitura, não seguindo as normas do periódico supracitado.

1 **Efeitos dos fatores ambientais na comunidade de macrófitas em pequenos cursos**
2 **lóticos perenes subtropicais.**

3 Daniel Aquino Barbosa¹; Ioni Gonçalves Colares¹; Sonia Marisa Hefler¹

4 ¹ Universidade Federal do Rio Grande, Instituto de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Biologia de
5 Ambientes Aquáticos Continentais..Av. Itália, km 8, Campus Carreiros, 96201-900, Rio Grande, RS.

6 **Resumo**

7 Neste estudo foi investigado como a distribuição das espécies e a produção de biomassa de
8 macrófitas aquáticas são influenciadas pelas condições físico-químicas do ambiente. Também
9 foi avaliado como uma espécie com maior potencial competitivo pode interferir na diversidade
10 de espécies da comunidade macrofítica. Para tanto, em cada um dos três arroios, foram
11 dispostos seis transecções, perpendiculares à margem. Em cada transecção foram demarcadas
12 três unidades amostrais de 1m², nas quais foram registrados os parâmetros fitossociológicos
13 cobertura e frequência relativas e valor de importância. A diversidade de espécies foi estimada
14 pelo índice de Shannon, utilizando os valores de cobertura de espécies. Para determinar a
15 biomassa das macrófitas aquáticas foram usados quadrats de 0,25m², alocados dentro da
16 unidade amostral de 1m², usadas para quantificar os dados fitossociológicos, nos mesmos
17 pontos onde foi feito o levantamento de cobertura da vegetação. Utilizamos como variáveis
18 preditoras a velocidade da corrente, radiação solar incidente, coeficiente de sombreamento,
19 vegetação ripária arbórea adjacente, nitrogênio orgânico dissolvido, carbono orgânico
20 dissolvido e condutividade elétrica. Foram registradas 32 espécies de macrófitas aquáticas,
21 distribuídas em 19 famílias e 28 gêneros. Conforme Análise de Correspondência Canônica
22 (CCA), as espécies com maiores valores de biomassa foram relacionadas à unidades amostrais
23 com alta incidência luminosa. As unidades amostrais com dominância de *Pistia stratiotes*
24 apresentaram menor diversidade de espécies indicando que esta espécie, quando encontra
25 condições que permitam sua proliferação, pode excluir espécies de menor potencial
26 competitivo. A ausência de vegetação ripária ou presente em apenas uma das margens e baixas
27 velocidades de corrente configura-se em condições favoráveis ao estabelecimento e
28 desenvolvimento de macrófitas aquáticas, possibilitando maiores valores de biomassa.

29 **Palavras-chave: velocidade de corrente, vegetação ripária, PAR, diversidade,**
30 **biomassa.**

31 **Introdução**

32 Macrófitas aquáticas são importantes elementos dos ecossistemas aquáticos
33 (Franklin *et al.*, 2008; Grinberga, 2011), exercendo relevantes funções ecológicas, tais
34 como aumento da heterogeneidade ambiental, fornecendo habitats para perifíton,
35 invertebrados e peixes (Thomaz & Cunha, 2010; Ferreira *et al.*, 2011), influenciam a
36 dinâmica dos nutrientes (Wilcock *et al.*, 2004; Riis *et al.*, 2012), a hidrologia dos
37 ecossistemas aquáticos através de seus efeitos sobre a velocidade da corrente (Madsen,
38 2001; Clarke & Wharton, 2001; Riis & Biggs, 2003; Schulz *et al.*, 2003) e ressuspensão
39 de sedimentos (Vermaat *et al.*, 2000; Horppila & Nurminen, 2003). Devido a estas
40 funções-chave, macrófitas aquáticas são essenciais para a manutenção da estrutura e
41 funcionamento ecológico dos ecossistemas aquáticos, sendo indispensável à
42 conservação de sua biodiversidade em águas continentais (Bornette & Puijalon, 2011).
43 No entanto, em condições favoráveis, pode ocorrer proliferação indesejada de algumas
44 espécies de macrófitas aquáticas (Thomaz *et al.*, 2003), ocupando grandes áreas,
45 afetando os diversos usos dos ecossistemas aquáticos (Thomaz, 2002). Em muitos
46 cursos lóticos, macrófitas aquáticas podem crescer abundantemente e produzir altos
47 níveis de biomassa durante o período de desenvolvimento (Clarke, 2002).

48 A distribuição, abundância e produção primária das macrófitas aquáticas são
49 controladas por uma série de fatores limitantes (Ali *et al.*, 2011), entre os quais
50 destacam-se disponibilidade de luz (Abou-Handman *et al.*, 2005; Lacoul & Freedman,
51 2006), velocidade de corrente (Riis *et al.*, 2008), concentração de nutrientes (Camargo
52 *et al.*, 2003). Outro importante fator a influenciar a distribuição e arranjo da comunidade
53 de macrófitas aquáticas em ambientes aquáticos é a competição interespecífica (Gopal
54 & Goel, 1993). Determinadas condições ambientais, como eutrofização, podem

55 favorecer o desenvolvimento excessivo de uma espécie, acarretando exclusão de outras
56 espécies e consequente redução da diversidade (Wright, 2002; Franklin *et al.*, 2008).

57 Uma das questões mais frequentemente abordada no estudo da ecologia de
58 macrófitas aquáticas é determinar quais são os fatores mais importantes para o seu
59 desenvolvimento, possibilitando prever a ocorrência e abundância das espécies
60 (Cancian *et al.*, 2009). O conhecimento das relações ecológicas apresenta aplicação
61 prática, pois o desenvolvimento indesejado de uma ou mais espécies pode ser
62 controlado quando os fatores limitantes à sua produção são conhecidos (Henry-Silva &
63 Camargo, 2005). Conhecer os fatores que regulam a dinâmica das macrófitas aquáticas
64 é indispensável para prever quais locais são mais favoráveis à colonização,
65 possibilitando estabelecer e direcionar ações preventivas para estes locais (Thomaz,
66 2002).

67 Tendo em vista que ambientes lóticos são sistemas com alta heterogeneidade
68 paisagística, característica esta que proporciona diferentes condições ambientais para o
69 estabelecimento e desenvolvimento de macrófitas aquáticas, o objetivo deste estudo foi
70 realizar um levantamento florístico e fitossociológico de macrófitas aquáticas em cursos
71 lóticos perenes subtropicais e responder as seguintes questões: 1) A distribuição de
72 macrófitas aquáticas é influenciada pelas variáveis ambientais analisadas?; 2) a
73 produção de biomassa de macrófitas aquáticas em ambientes lóticos é mais fortemente
74 influenciada por fatores físicos ou químicos?; 3) o desenvolvimento excessivo de uma
75 espécie pode causar exclusão de outras espécies, influenciando na distribuição das
76 mesmas e na composição das comunidades?

77 **Materiais e Métodos**

78 **Área do estudo**

79 O sistema fluvial costeiro do Rio Grande do Sul inclui os terrenos úmidos,
80 alagados formados por rios, e canais naturais ou artificiais cujo substrato é constituído
81 basicamente por areia e lodo, porém, ocasionalmente pode ser formado por cascalho
82 (Cordazzo & Seeliger, 1988). De acordo com Villwock & Tomazelli (1995), os
83 pequenos cursos lóticos da planície costeira, regionalmente denominados arroios,
84 apresentam gradiente topográfico suave, com velocidade do fluxo lenta, que aumenta
85 durante o período chuvoso. A hidrografia desta região constitui um sistema altamente
86 dinâmico e de modificações rápidas, sendo formada por lagoas interiores, de tamanhos
87 variados, banhados e arroios (Vieira & Rangel, 1988). Além de transporte de materiais,
88 os arroios atuam como corredores ecológicos, conjuntamente com as matas ciliares,
89 permitindo o deslocamento de diversas espécies animais e dispersão de sementes da
90 flora local (Costa & Rache, 2010).

91 De acordo com a classificação proposta por Köppen (1948), o clima da região é
92 classificado como subtropical úmido. A temperatura média anual é 17°C, sendo janeiro
93 o mês mais quente, com média de temperatura de 27°C, e julho o mais frio, com média
94 de 8,87°C. A precipitação pluviométrica varia entre 85,31 e 147,68 mm, sendo julho e
95 janeiro, os meses de maior e menor precipitação, respectivamente. O vento de nordeste
96 é predominante em praticamente todos os meses do ano, variando as velocidades médias
97 entre 2,60 e 4,30 m/s (Krusche *et al.*, 2002).

98 **Coletas de dados**

99 As coletas foram realizadas em três pequenos cursos d'água lóticos perenes:
100 Arroio Cabeças (32° 04'36,28" S e 52° 15'05,35" O), Arroio Bolaxa (32° 09' 27" S e

101 52° 11' 18" O) e Arroio Martins (32° 04' 49,26" e 52° 12' 14,57" O) (Fig. 1), durante o
102 mês de janeiro, no verão do ano de 2012. O Arroio Bolaxa está localizado a
103 aproximadamente 9 km do Arroio Martins e este distante cerca de 5 km do Arroio
104 Cabeças. Todos os cursos d'água estão localizados próximos a áreas urbanizadas, no
105 município de Rio Grande, situado na Planície Costeira do Rio Grande do Sul, no
106 extremo sul do Brasil. Em cada um dos três cursos d'água foram dispostas seis
107 transecções, perpendiculares à margem, com comprimento variando de 5 a 12 metros,
108 conforme largura local do curso. Foi estabelecida uma distância mínima de 50 metros
109 entre as transecções. Ao longo de cada transecção foram demarcadas três unidades
110 amostrais (UAs) de 1m² cada uma, abrangendo ambas as margens e a região central do
111 curso lótico, totalizando 54 unidades amostrais. As UAs foram demarcadas com auxílio
112 do *Google Earth* (2012). Em cada unidade amostral foram registradas as espécies de
113 macrófitas aquáticas presentes. Para cada espécie foram avaliados os seguintes
114 descritores fitossociológicos: cobertura relativa (CR), frequência relativa (FR) e índice
115 de valor de importância (IVI). A estimativa visual da cobertura foi baseada na escala de
116 Braun-Blanquet (1979), adaptada para este trabalho, como segue: 0 = ausente; < 1% =1;
117 1 a 5% =2, de 6 a 10% =3, de 11 a 20% =4, de 21 a 40% =5, de 41 a 60% =6, de 61 a
118 80% =7, de 81 a 100% =8. A identificação das espécies foi realizada por meio de
119 consultas a bibliografia especializada. O enquadramento taxonômico seguiu APG III
120 (2009) para as angiospermas, Kramer & Green (1990) para as pteridófitas e Gradstein *et*
121 *al.* (2001) para briófitas. Alguns táxons da família Araceae de difícil distinção *in situ*,
122 em função de seu tamanho reduzido (Landolt, 1980), foram agrupados no nível genérico
123 para fins de quantificação da cobertura para análise fitossociológica. Quanto às formas
124 biológicas, as macrófitas aquáticas foram classificadas de acordo com Cook (1996).

125 Após a determinação visual da cobertura das espécies presentes em cada unidade
126 amostral, as espécies foram coletadas para determinar sua biomassa. Para esta análise
127 foram usados quadrats de 0,25m², alocados dentro das mesmas UAs usadas para
128 quantificar a cobertura. O material coletado foi separado por espécies, lavado com água
129 para remoção de material aderido e seco em estufa a 70°C durante aproximadamente 72
130 horas até atingir um peso constante para a avaliação do peso seco, sendo expressa em g.
131 PS.m². Táxons de tamanho reduzido, como *Lemna* spp., *Wolffia* spp. e *Wolffiella* spp.
132 não foram incluídos nesta análise.

133 Simultaneamente as coletas dos parâmetros fitossociológicos, foram avaliados os
134 seguintes parâmetros abióticos: velocidade de corrente, radiação fotossinteticamente
135 ativa, vegetação ripária, coeficiente de sombreamento, nitrogênio orgânico dissolvido,
136 carbono orgânico dissolvido e condutividade elétrica. Todos os parâmetros abióticos
137 avaliados foram coletados nas mesmas unidades amostrais onde ocorreu a coleta de
138 dados fitossociológicos.

139 Para determinação da velocidade média da corrente foram feitas cinco medidas
140 do tempo gasto por uma esfera de isopor para percorrer uma distância de 1 metro.

141 A radiação fotossinteticamente ativa foi mensurada através de medidor de
142 radiação (LI-1400 data LOGGER- LI-COR), ao qual foi acoplado um quantômetro (LI-
143 190SA Quantum Sensor- LI-COR), para medir a densidade de fluxo de fótons ($\mu\text{mol s}^{-1}\text{m}^{-2}$),
144 com sensibilidade na faixa da PAR (de 400-700 nm) (LI-COR 1991). As
145 medidas da radiação fotossinteticamente ativa (PAR) foram realizadas com céu livre de
146 nuvens, entre as 14 hs 00 min e 16hs 00 min, durante o horário brasileiro de verão.

147 A vegetação ripária arbórea adjacente a cada unidade amostral foi classificada
148 em quatro níveis: R0 = ausência de vegetação em ambas as margens; R1= presença de
149 vegetação em uma das margens; R2 = presença de vegetação em ambas as margens; e

150 R3 = presença de vegetação em ambas as margens com formação de dossel sobre o
151 curso lótico.

152 O coeficiente de sombreamento foi obtido através da fórmula $CS = 1 - R_p / R_a$;
153 onde CS corresponde coeficiente de sombreamento, varia entre 0 e 1, quanto mais
154 próximo de 1 for o valor de CS, maior o coeficiente de sombreamento proporcionado
155 pela vegetação ripária adjacente a unidade amostral. R_p corresponde à radiação
156 fotossinteticamente ativa (PAR) incidente em unidades amostrais com sombreamento por
157 vegetação ripária arbórea; R_a corresponde à radiação fotossinteticamente ativa (PAR)
158 em locais sem sombreamento por vegetação ripária arbórea.

159 As variáveis limnológicas mensuradas, em todas as unidades amostrais, foram
160 condutividade elétrica ($mS.cm^{-1}$), analisada com condutímetro Marconi MA-521,
161 carbono orgânico dissolvido ($mg.L^{-1}$) e nitrogênio orgânico dissolvido ($mg.L^{-1}$), que
162 foram avaliadas usando um aparelho TOC-VCSH Shimadzu®.

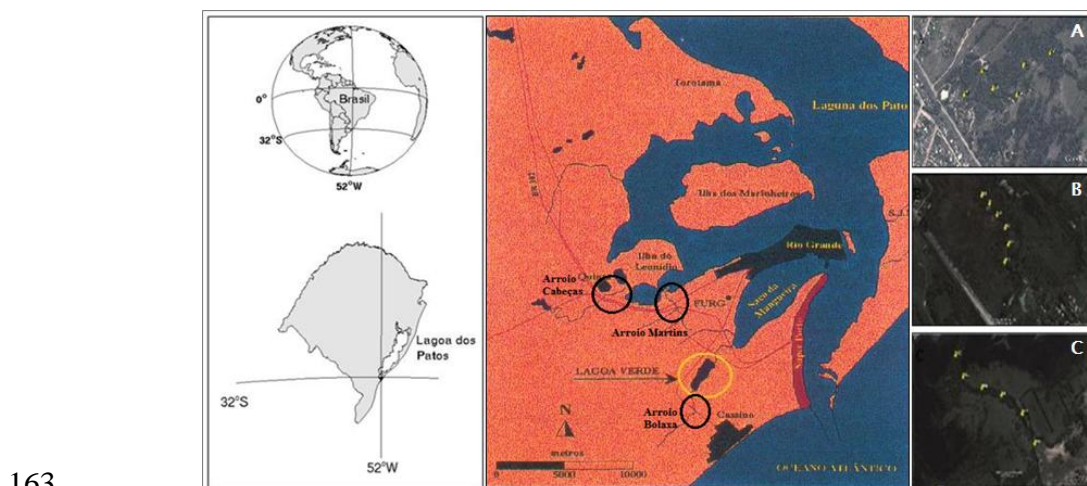


Figura 1. Localização dos três pequenos cursos d'água, situados sobre a Planície Costeira do Rio Grande do Sul, Brasil. (Google Earth). A: Arroio das Cabeças; B: Arroio Bolaxa; C: Arroio Martins. (Modificada de Costa, 2003)

164 **Análise estatística**

165 Os dados levantados foram organizados em duas matrizes, sendo uma de
166 espécies, constituída pelos valores de cobertura, e outra matriz composta com os dados
167 das variáveis ambientais mensuradas. Devido ao fato de apresentar diferentes unidades
168 de medidas, os dados das matrizes foram padronizados usando a função *Decostand*,
169 através do método *range*, que padroniza os valores de maneira que variação seja de 0 a
170 1. As análises e transformações dos dados foram realizadas com auxílio do *software* R
171 (R Core Team, 2012), usando pacote *vegan* (Oksanen, *et al.*, 2012).

172 Para verificar as relações das espécies com as variáveis ambientais foi realizada
173 Análise de Correspondência Canônica (CCA). Foram incluídas nesta análise apenas as
174 espécies que apresentaram valores de cobertura média igual ou superior a 1%.

175 Foi usado *Generalized Linear Model* (GLM), usando distribuição Gaussiana,
176 para avaliar o efeito das variáveis ambientais na produção de biomassa. O melhor
177 modelo selecionado é aquele que apresentar menor número de variáveis e menor valor
178 de *Akaike's information criterion* (AIC).

179 Para testar possíveis correlações entre as variáveis ambientais foi usado o
180 coeficiente de correlação de Spearman.

181 Para verificar a influência das espécies dominantes na diversidade de espécies
182 foi utilizado *one way* ANOVA, com teste *Tukey post hoc*. A diversidade de macrófitas
183 foi estimada pelo índice de Shannon. Foram consideradas dominantes as espécies que
184 apresentaram cobertura média igual ou superior a 50% em pelo menos quatro unidades
185 amostrais. Para esta análise foram selecionadas 25 unidades amostrais, todas submetidas
186 à alta incidência luminosa.

187 **Resultados**

188 **Levantamento florístico e análise fitossociológica**

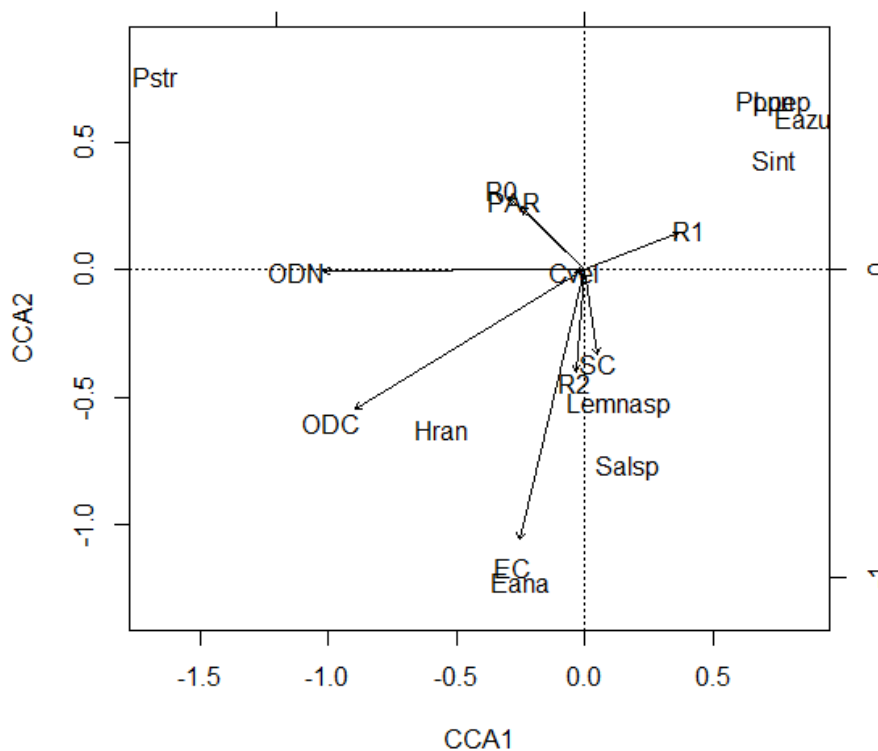
189 Foram registradas 32 espécies, distribuídas em 28 gêneros e 19 famílias (Tab. 1).
190 Araceae foi a família com maior representatividade, com oito espécies, seguida das
191 famílias Asteraceae e Poaceae, com três espécies cada uma. A forma biológica
192 predominante foi flutuante livre, registrado para 37.50% das espécies, totalizando
193 55.93% do índice de valor de importância e 51.69% da cobertura relativa. Em segundo
194 lugar, apareceu o grupo das macrófitas aquáticas emergentes, registrado para 28% das
195 espécies, sendo responsável por 33.50% do valor de importância e 41.30% da cobertura
196 relativa. A análise fitossociológica (Tab. 1), englobando os três cursos d'água, mostrou
197 que as espécies que apresentaram maior valor de importância foram *Salvinia* spp.
198 (15.85%), *Spirodela intermedia* (11.78%), *Eichhornia azurea* (9.8%), e *Pistia stratiotes*
199 (9.11%). Esses quatro táxons foram responsáveis por 60,44% da cobertura relativa em
200 todos os três cursos d'água. As espécies *Salvinia* spp., *Lemna* spp. e *Spirodela*
201 *intermedia* foram registradas, respectivamente, em 41, 40 e 31 das 54 unidades
202 amostrais.

Tabela 1. Parâmetros fitossociológicos estimados para as macrófitas aquáticas, coletadas em janeiro de 2012, em pequenos cursos lóticos perenes subtropicais, localizados no extremo sul do Brasil, no município do Rio Grande, situado sobre a Planície Costeira do Rio Grande do Sul. Legenda- FB: forma biológica; A; anfíbia; Em: emergente; Fl: flutuante livre; Ff; flutuante fixa; Ep, epífita; Sf: submersa fixa; Uai: números de unidades amostrais onde a espécie “i” ocorre R.C.: cobertura relativa (%); R.F.: frequência relativa (%); IVI: índice do valor de importância (%). Em negrito as espécies que apresentaram maior Índice do Valor de Importância. *1 – *Lemna valdiviana* var. *valdiviana* e *Lemna gibba* L. ; *2 – *Wolffia brasiliensis* var. *borealis* Engelm. e *Wolffia columbiana* H. Karst. ; *3 – *Wolffiella lingulata* (Hegelm.) Hegelm. e *Wolffiella oblonga* (Phil.) Hegelm. ; *4 – *Salvinia minima* Baker e *Salvinia herzogii* De la Sota.

Divisão/Família	Gênero/Espécie	FB	Uai	R.C.	R.F.	I.V.I.
Magnoliophyta						
ALISMATACEAE	<i>Sagittaria montevidensis</i> Cham. & Schtdl.	Em	1	0.25	0.34	0.29
AMARANTHACEAE	<i>Alternanthera philoxeroides</i> (Mart.) Griseb.	Em	1	0.1	0.34	0.22
ARACEAE	<i>Pistia stratiotes</i> L.	Fl	12	15.18	3.04	9.11
	<i>Lemna</i> spp. *1	Fl	40	4.08	13.61	8.84
	<i>Spirodela intermedia</i> W. Koch	Fl	31	13.01	10.55	11.78
	<i>Wolffia</i> spp. *2	Fl	21	0.47	7.14	3.8
	<i>Wolffiella</i> spp. *3	Fl	12	0.37	4.08	2.22
ARALIACEAE	<i>Hydrocotyle ranunculoides</i> L.f.	Em	24	8.56	8.36	8.46
ASTERACEAE	<i>Enhydra anagallis</i> Gardner	Em	9	9.75	3.06	6.41
	<i>Bidens laevis</i> (L.) Britton, Sterns & Poggenb.	Em	1	0.01	0.34	0.17
	<i>Mikania cordifolia</i> (L.f.) Willd.	A	4	0.24	1.36	0.8
CABOMBACEAE	<i>Cabomba</i> sp.	Sf	3	0.6	1.02	0.81
CERATOPHYLLACEAE	<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	Sf	1	0.1	0.34	0.22
COMMELINACEAE	<i>Commelina erecta</i> L.	A	1	0.1	0.34	0.22
CYPERACEAE	<i>Oxycaryum cubense</i> (Poepp & Kunth) Palla	Ep	2	0	0.68	0.34
HALORAGACEAE	<i>Myriophyllum aquaticum</i> (Vell.) Verdc.	Sf	12	0.48	4.08	2.28
ONAGRACEAE	<i>Ludwigia peploides</i> (Kunth) P.H. Raven	Em	11	5.88	3.74	4.81
POACEAE	<i>Luziola peruviana</i> J.F. Gmel	Em	11	2.25	3.74	2.99
	<i>Leersia hexandria</i> Sw.	Em	1	0.01	0.67	0.34
	<i>Paspalum repens</i> P. J. Bergius	A	1	1.65	0.34	0.99
POLYGONACEAE	<i>Polygonum punctatum</i> Elliott	A	8	2.25	2.72	2.48
	<i>Polygonum hydropiperoides</i> Michx.	A	2	0.12	0.68	0.4
PONTEDERIACEAE	<i>Eichhornia azurea</i> (Sw.) Kunth	Em	15	14.49	5.12	9.8
POTAMOGETONACEAE	<i>Potamogeton pectinatus</i> L.	Sf	7	1.12	2.4	1.76
PLANTAGINACEAE	<i>Bacopa monnieri</i> (L.) Wettst	A	1	0.25	0.34	0.29
Pteridophyta						
AZOLLACEAE	<i>Azolla filiculoides</i> Lam.	Fl	15	0.42	5.1	2.76
SALVINIACEAE	<i>Salvinia</i> spp. *4	Fl	41	17.76	13.95	15.85
Briophyta						
RICCIACEAE	<i>Ricciocarpus natans</i> (L.) Corda	Fl	8	0.4	2.72	1.56

203 **Distribuição das espécies em relação às variáveis ambientais**

204 Na análise de Correspondência Canônica (CCA) (Fig. 2), o primeiro e o segundo
 205 explicaram, respectivamente, 42.37% e 29.75% da variação, totalizando 72.13% da
 206 explicação da variação total encontrada nos dados. As espécies *Eichhornia azurea*
 207 *Pistia stratiotes*, *Ludwigia peploides* e *Polygonum punctatum*, separadas pelo primeiro
 208 eixo, apresentaram maiores valores médios de biomassa. Estas espécies tiveram maior
 209 afinidade com locais com maior incidência de radiação e menor influência de
 210 sombreamento por vegetação ripária. O segundo eixo separou as espécies que
 211 apresentam preferência por ambientes com maior concentração de nitrogênio, com
 212 destaque para *Pistia stratiotes*.



213

Figura 2. Análise Correspondência Canônica (CCA) de ordenação de macrófitas aquáticas em relação a variáveis ambientais: **R0** – vegetação ripária arbórea ausente, **R1** – vegetação ripária arbórea presente uma margem, **R2** – vegetação ripária arbórea presente em ambas as margens, **R3** – vegetação ripária arbórea presentes em ambas as margens com formação de dossel sobre o curso lótico, **SC** – coeficiente de sombreamento, **PAR** – radiação fotossinteticamente ativa, **ODC** – carbono orgânico dissolvido, **ODN** – nitrogênio orgânico dissolvido, **EC** – condutividade elétrica, **Cvel** – velocidade de corrente. Abreviatura da nomenclatura das espécies: Eana: *Enhydra anagallis*; Eazu: *Eichhornia azurea*; Hran; *Hydrocotyle ranunculoides*; Lemnasp: *Lemna* spp. Lpep; *Ludwigia peploides*; Ppun; *Polygonum punctatum*; Pstr; *Pistia stratiotes*; Salspp; *Salvinia* spp.; Sint: *Spirodela intermedia*.

214 **Correlações entre as variáveis ambientais**

215 Segundo os coeficiente de correlação de Spearman (r_s) (Tab. 2), as variáveis
216 químicas condutividade elétrica, nitrogênio orgânico dissolvido e carbono orgânico
217 dissolvido correlacionaram-se positivamente. A velocidade de corrente é correlacionada
218 positivamente pela presença de vegetação ripária. Também é possível verificar que a
219 vegetação ripária apresenta correlação negativa com os valores de radiação solar (PAR)
220 e correlação positiva com coeficiente de sombreamento, reduzindo a intensidade
221 radiação solar incidente na superfície da água.

Tabela 2. Coeficientes de correlação de Spearman entre as variáveis ambientais mensuradas. Legenda: $p < 0,05$ *, $p < 0,01$ **, $p < 0,0001$ ***. Cvel: Current velocity; Riparian: Riparian; PAR: photosynthetic activity radiation; EC = electrical conductivity; ODN: organic dissolved nitrogen, ODC: organic dissolved carbon; SC: shading coefficient.

	Cvel	Riparian	PAR	SC	EC	ODN	ODC
Cvel	1						
Riparian	0.4268 **	1					
PAR	- 0.4038 **	-0.6148***	1				
SC	0.3858 **	0.7996***	-0.8297***	1			
EC	- 0.0073	0.4859***	-0.0071	0.3115**	1		
ODN	0.1601	0.0741	0.1942	0.0168	0.4624***	1	
ODC	- 0.1626	0.0539	0.1241	0.0477	0.5625 ***	0,5547 ***	1

222 **Influência de variáveis ambientais na biomassa de macrófitas aquáticas**

223 A seleção do melhor modelo, através de *Generalized Linear Model* (GLM), de
224 acordo com o critério de AIC (Tab. 3) obteve as variáveis vegetação ripária e
225 velocidade de corrente como variáveis ambientais mais importantes para explicar
226 valores de biomassa, e ambas apresentaram relação negativa com a biomassa de
227 macrófitas aquáticas. Entre as variáveis químicas, apenas nitrogênio orgânico dissolvido
228 (ODN) foi selecionada, relacionando-se negativamente com a produção de biomassa.

Tabela 3. Valores de significância das variáveis ambientais influenciando a biomassa de macrófitas aquáticas, selecionadas através de *Generalized Linear Model* (GLM). Signif. Codes: P < 0.0001 ‘***’ P < 0.001 ‘**’ P < 0.01 ‘*’ P < 0.05. Legendas: Riparian: Vegetação Ripária; Cvel: Velocidade de Corrente; ODN: Nitrogênio Orgânico Dissolvido. AIC: - 46.276

Coefficients	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	0.54354	0.04084	13.310	< 2e-16 ***
Riparian	-0.43644	0.05609	-7.781	4.13e-10 ***
Cvel	-0.65890	0.15269	-4.315	7.71e-05 ***
ODN	-0.19114	0.07626	-2.506	0.01556 *
Riparian:Cvel	0.64218	0.22204	2.892	0.00569 **

229 **Diversidade de espécies**

230 Apenas as espécies *Enhydra anagallis*, *Salvinia* spp., *Eichhornia azurea*,
231 *Spirodela intermedia* e *Pistia stratiotes* apresentaram cobertura de 50% ou mais em
232 quatro ou mais unidades amostrais, sendo consideradas dominantes. Nas unidades
233 amostrais com dominância de *Pistia stratiotes* a diversidade de espécies foi menor que
234 nas unidades amostrais com dominância de *Eichhornia azurea*, *Enhydra anagallis* e
235 *Spirodela intermedia* (Fig. 3). Não houve diferença na diversidade entre unidades
236 amostrais com dominância das demais espécies selecionadas para este teste.

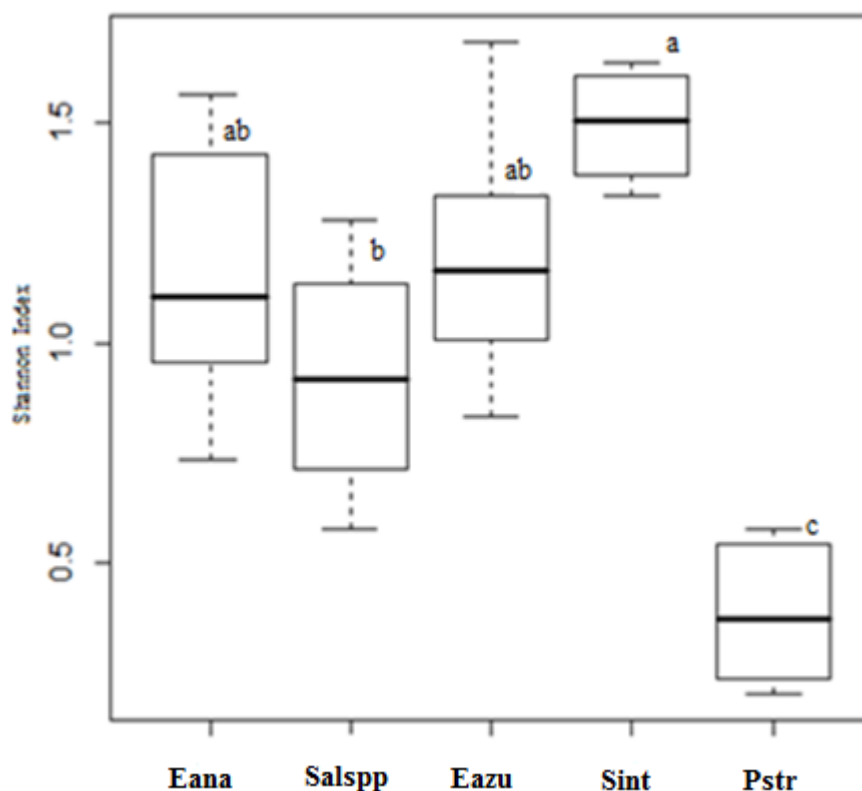


Figura 3. Diversidade de macrófitas aquáticas, determinadas pelo índice Shannon, em unidades amostrais com dominância das espécies com cobertura igual ou superior a 50% em pelo menos quatro unidades amostrais. Resultados obtidos por análise *one-way* ANOVA, com teste Tukey *Post Hoc*. Legenda: Eana: *Enhydra anagallis*; Salspp: *Salvinia* spp.; Eazu: *Eichhornia azurea*; Pstr: *Pistia stratiotes*; Sint: *Spirodela intermedia*; Letras diferentes indicam diferenças significativas ($p < 0.05$).

237 **Discussão**

238 A distribuição espacial das espécies, através de CCA (fig.2), relacionou a
 239 espécie *Pistia stratiotes* às unidades amostrais com alta concentração de nitrogênio e
 240 elevada incidência de luminosidade, considerados importantes fatores ao
 241 desenvolvimento desta espécie (Henry-Silva *et al.*, 2008, Cancian *et al.*, 2009).
 242 Também evidenciou que as espécies que apresentaram maiores médias de valores de
 243 biomassa, tais como *Eichhornia azurea*, *Pistia stratiotes*, *Ludwigia peploides* e
 244 *Polygonum punctatum* colonizaram unidades amostrais onde ocorreu menor
 245 sombreamento da vegetação ripária arbórea sobre o curso lótico. A ausência de
 246 vegetação ripária arbórea possibilita maior incidência de luminosidade na superfície do
 247 curso lótico, ocasionando um ambiente mais propício à colonização e desenvolvimento

248 de macrófitas aquáticas (Fletcher *et al.*, 2000). As espécies *Salvinia* spp., *Lemna* spp. e
249 *Spirodela intermedia*, apresentaram ampla distribuição, podendo ser consideradas
250 espécies generalistas em relação a ocupação de nichos e apresentando grande amplitude
251 ecológica.

252 Em ambientes lóticos, inversamente ao que ocorre em ambientes lênticos, a
253 produção de biomassa por macrófitas aquáticas é mais fortemente influenciada por
254 fatores físicos e hidrológicos do que por fatores químicos (Grinberga, 2010), o que é
255 corroborado neste estudo, onde a GLM (Tab. 3) evidenciou que a presença de vegetação
256 ripária e velocidade da corrente foram os principais fatores limitantes à colonização e
257 desenvolvimento de macrófitas aquáticas.

258 Neste estudo constatou-se, através de correlação de Spearman (Tab. 2), que a
259 vegetação ripária, através da interceptação da luz solar ($p < 0,0001$, $r_s = - 0.6148$) e
260 consequente sombreamento proporcionado ($p < 0,0001$, $r_s = 0.7996$), é importante fator
261 limitante à produtividade primária, apresentando relação negativa com a biomassa de
262 macrófitas aquáticas (Tab. 3). Ao compararmos os três cursos d'água estudados,
263 percebeu-se que, em locais onde há uma maior incidência de vegetação ripária nas duas
264 margens, as macrófitas não apresentaram valores significativos de biomassa e cobertura,
265 especialmente no Arroio Bolaxa, que dentre os cursos d'água estudados foi o que
266 apresentou vegetação ripária menos degradada. De acordo com Ghermandi *et al.* (2009),
267 uma das principais formas de interação de vegetação ripária com a biota aquática é a
268 atenuação da intensidade da radiação que atinge a superfície aquática. Devido ao
269 sombreamento, poucas espécies de macrófitas aquáticas são capazes de desenvolver-se
270 em cursos lóticos substancialmente cobertos por dossel (Bowden *et al.*, 2007). Redução
271 significativa nos valores de biomassa de macrófitas aquáticas em locais sombreados por
272 vegetação ripária também foi observada por Madsen & Adams (1989), Bunn *et al.*

273 (1998), Fletcher *et al.* (2000), Fritz *et al.* (2004) e Ali *et al.* (2011). Resultados obtidos
274 por Fletcher *et al.* (2000), indicam que as macrófitas aquáticas são sensíveis apresentam
275 e relação negativa com sombreamento proporcionado pela vegetação ripária,
276 especialmente a forma biológica composto por macrófitas aquáticas flutuantes. A
277 presença de vegetação ripária também é responsável pela estabilização das partículas de
278 solo adjacente ao corpo hídrico, impedindo assoreamento e influenciando diretamente a
279 filtragem de nutrientes e controlando a entrada de matéria orgânica na água (Lyon &
280 Sagers, 2003; Mckergrow *et al.*, 2003). De acordo com Hall *et al.* (2001), o aumento de
281 nutrientes pode resultar em crescimento excessivo da biota fotossintetizante, o que pode
282 alterar o ecossistema original, afetando também a fauna local.

283 Os valores de velocidade da corrente, observados neste estudo, indicam que esta
284 variável é um fator que afeta negativamente a biomassa de macrófitas aquáticas (Tab.
285 3). Para os ambientes estudados, a velocidade de corrente, embora com variações locais,
286 decorrentes dos meandros naturais dos três cursos d'água, interferiu localmente na
287 distribuição das macrófitas aquáticas. O Arroio Martins, possivelmente por ser menos
288 meandrante ao longo do seu curso, apresentou maiores velocidades de corrente que os
289 demais cursos d'água estudados. Foi observado que em algumas UAs localizadas no
290 Arroio Martins, mesmo recebendo alta incidência de luz solar, a velocidade da corrente
291 impediu uma colonização substancial de macrófitas, limitando o estabelecimento e
292 desenvolvimento de macrófitas. Nos demais arroios, nos quais foram registradas
293 menores velocidade de corrente, esta variável não foi tão significativa quanto no Arroio
294 Martins. Resultados similares foram observados por Gantes & Caro (2001), que
295 afirmaram que em ecossistemas lóticos a velocidade da corrente não é especialmente
296 uniforme, resultando em distribuição desigual das espécies em função de suas distintas
297 capacidades para colonizar e se desenvolver em áreas que apresentem condições de

298 velocidade de corrente localmente restritas. A velocidade da corrente tem sido
299 reconhecida como um dos principais fatores condicionantes do crescimento e
300 distribuição de macrófitas aquáticas em ambientes lóticos (Chambers *et al.*, 1991;
301 Madsen *et al.*, 2001; Riis & Biggs, 2003; Manolaki & Papastergiadou, 2013), sendo que
302 estes estudos verificaram correlação negativa entre velocidade da corrente e
303 desenvolvimento de macrófitas aquáticas. Ainda com relação a velocidade da corrente,
304 esta pode representar um forte impacto sobre a vegetação em ambientes lóticos de
305 substrato arenoso, pois as partículas de areia são mais facilmente transportadas,
306 enquanto que partículas maiores exigem maiores velocidades de corrente para
307 movimentar-se, afetando também indiretamente a fotossíntese, através da regulação da
308 disponibilidade de substâncias dissolvidas na água (Madsen *et al.*, 2001). Altas
309 velocidades de corrente apresentam efeitos negativos ainda maiores em macrófitas
310 aquáticas flutuantes livres, transportando e impedindo a formação de bancos de
311 macrófitas aquáticas desta forma biológica (Camargo *et al.*, 2003), no qual se
312 enquadraram 37,50% das espécies registradas neste estudo.

313 Verificou-se neste estudo, através da GLM (Tab. 3), que a concentração de
314 nitrogênio apresentou relação negativa com a produção de biomassa de macrófitas
315 aquáticas. Resultados semelhantes foram encontrados por Desmet *et al.* (2011), que
316 constatou que baixas concentrações de nutrientes coincidiram com crescimento
317 abundante de macrófitas aquáticas. Riis *et al.* (2012), verificou que a taxa de absorção
318 de nitrogênio foi quatro vezes maior em locais com densa colonização de macrófitas
319 aquáticas em relação a locais sem macrófitas aquáticas. Essa correlação negativa
320 provavelmente seja causada pela retirada de nitrogênio da água através da absorção
321 pelas macrófitas aquáticas (Xian *et al.*, 2010, Rawat *et al.*, 2012) juntamente com a
322 comunidade autotrófica e heterotrófica associada à comunidade macrofítica (Lee *et al.*,

323 2009). Nas unidades amostrais densamente colonizadas por macrófitas aquáticas ao
324 longo dos três cursos d'água estudados, verificamos que a velocidade da corrente foi
325 baixa ou não detectável, tornando maior tempo de retenção da água e tempo de contato
326 da água com as raízes, possivelmente aumentando a taxa de absorção de nutrientes por
327 macrófitas aquáticas, o que resultou na correção negativa com a concentração de
328 nitrogênio na água.

329 A diversidade de espécies foi menor nas unidades amostrais com dominância de
330 *Pistia stratiotes*. Tal resultado pode estar indicando a ocorrência de exclusão de outras
331 espécies em unidades amostrais colonizadas por amplos bancos de *Pistia stratiotes*, o
332 que é corroborado pela CCA (fig. 2), onde esta espécie ocupou sozinha o quadrante
333 superior esquerdo. Esta espécie é considerada uma das principais plantas invasoras no
334 Brasil (Martins *et al.*, 2002), pois tem causado sérios danos aos diversos usos de
335 diferentes ecossistemas aquáticos (Thomaz, 2002). *Pistia stratiotes* possui grande área
336 de tecido fotossintético em proporção ao comprimento da planta, característica que
337 causa redução na penetração de luz e consequente redução na eficiência fotossintética
338 dos vegetais submersos (Souza *et al.*, 2011), o que a torna uma espécie com alto
339 potencial competitivo em condições que permitam sua proliferação. Em ambientes
340 lóticos, a dominância é geralmente determinada pela capacidade de uma espécie para
341 tolerar as condições ambientais a que está submetida, em vez de competição direta
342 (Franklin *et al.*, 2008). *Pistia stratiotes*, a espécie que apresentou menor diversidade de
343 espécies associadas, tem sido citada como possuidora de grande capacidade de
344 crescimento em áreas eutrofizadas (Lorenzi, 1991; Ghavzan *et al.*, 2006). O
345 enriquecimento dos ambientes com nitrogênio favorece espécies nitrofílicas, levando à
346 exclusão competitiva de espécies menos adaptadas a condições eutróficas (Bobbink *et*
347 *al.*, 1998). Neste estudo, *Pistia stratiotes* foi relacionada à alta disponibilidade de luz e

348 elevadas concentrações de nitrogênio, situação que pode favorecer uma espécie e
349 ocasionar perda da diversidade de outras espécies (Sand-Jensen *et al.*, 2008). Nas
350 unidades amostrais com dominância de *Enhydra anagallis*, *Salvinia* spp., *Spirodela*
351 *intermedia* e *Eichhornia azurea*, a diversidade de espécies foi maior que nas unidades
352 amostrais com dominância de *Pistia stratiotes*. Provavelmente a maior diversidade
353 decorreu de semelhanças na preferência de habitat, conforme citado por Boschilia *et al.*
354 (2008) e em função de facilitação mecânica, que proporciona proteção contra o vento e
355 os movimentos da água (Marques-Silva & Thomaz, 2009).

356 Neste estudo, a ausência de vegetação ripária arbórea e baixas velocidades de
357 corrente configuram-se em condições favoráveis ao estabelecimento e desenvolvimento
358 de macrófitas aquáticas, possibilitando maior produção de biomassa. Resultados obtidos
359 por Thomaz *et al.* (2012) indicam que locais mais favoráveis à colonização e
360 desenvolvimento de macrófitas aquáticas nativas também são mais propensos à
361 colonização de espécies não nativas, dando suporte à teoria da “aceitação biótica”. A
362 teoria da “aceitação biótica” preconiza que em ecossistemas naturais a abundância de
363 espécies nativas e não nativas correlacionam-se positivamente (Stohlgren, *et al.*, 2006).

364 Assumindo a teoria da “aceitação biótica” como válida e tendo em vista que a
365 diversidade de espécies pode ser afetada de forma negativa por macrófitas aquáticas não
366 nativas ou potencialmente invasoras, como *Pistia stratiotes* (Fig. 3), causando
367 descaracterização do ecossistema original (Gurevitch & Padilla, 2004; Michelan *et al.*,
368 2010), o conhecimento das condições ambientais favoráveis à colonização de macrófitas
369 aquáticas torna-se de vital importância. Considerando-se que os três cursos d’água
370 estudados estão localizados próximos a áreas urbanas, sujeitos a diversos impactos
371 antrópicos, o acompanhamento da dinâmica das comunidades de macrófitas aquáticas
372 pode servir de subsídios para caracterização da qualidade da água e conseqüentemente

373 constituir-se numa importante ferramenta para auxiliar em tomadas de decisões
374 relacionadas à implantação de métodos de controle ou manutenção dessas comunidades
375 nos ecossistemas aquáticos continentais.

376 **Referências**

- 377 Abou-Handman, H., Haury, J., Hebrard, J.P., Dandelot, S., Cazaubon, A. 2005.
378 Macrophytic communities inhabiting the Huveaune (South-East France), a river subject
379 to natural and anthropic disturbance. *Hydrobiologia*. 551, 161–170.
- 380 Ali, M.M., Hassan, S.A., Shaheen, A.M. 2011. Impact of riparian trees shade on aquatic
381 plant in conservation islands. *Acta Botanica Croatica*. 70 (2), 245-258.
- 382 Bobbink, R., Hornug, M., Roelofs, J.G.M. 1998. The effects of air-borne nitrogen
383 pollutants on species diversity in natural and semi-natural European vegetation. *Journal*
384 *of ecology*. 86, 717-738.
- 385 Bornette, G., Puijalon, S. 2011. Response of aquatic plants to abiotic factors: a review.
386 *Aquatic Sciences*. 73, 1-14.
- 387 Boschilia, S.M. Oliveira, E.F., Thomaz S.M. 2008. Do aquatic macrophytes co-occur
388 randomly? An analysis of null models in a tropical floodplain. *Oecologia*. 156, 203–214
- 389 Bowden, W.B., Glime, J.M., Riis, T. 2007. Macrophytes and Bryophytes. In: Lamberti,
390 G., Hauer, R. (edt.). *Methods in Stream Ecology*. 2nd ed., Elsevier.
- 391 Braun-Blanquet, J. 1979. *Fitossociologia: bases para El estudio de las comunidades*
392 *vegetales*. H. Blum e Ediciones, Madrid. 820p.
- 393 Bunn, S.E., Davies, P.M., Kellaway, D. M., Prosser, I. P. 1998. Influence of invasive
394 macrophytes on channel morphology and hydrology in an open tropical lowland stream,
395 and potential control by riparian shading. *Freshwater Biology*. 39, 171-178.

- 396 Camargo, A.F.M., Pezzato, MM, Henry-Silva, G. G. 2003. Fatores limitantes a
397 produção primária de macrófitas aquáticas. Pp 85-126. *In*: S.M. Thomaz, L.M. Bini,
398 (eds.), Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas. EDUEM, Maringa. 341p.
- 399 Cancian, L.F., Camargo, A. F. M., Silva, G. H. G. 2009 - Crescimento de *Pistia*
400 *stratiotes* em diferentes condições de temperatura e fotoperíodo. Acta Botanica
401 Brasilica. 23(2), 552-557.
- 402 Chambers, P.A., Prepas, E.E., Hamilton, H.R., Bothwell, M.L., 1991. Current velocity
403 and its effect on aquatic macrophytes in flowing waters. Ecological Applications. 1,
404 249-257.
- 405 Clarke, S.J., 2002. Vegetation growth in rivers: influences upon sediment and nutrient
406 dynamics. Progress in Physical Geography. 26 (2), 159-172.
- 407 Clarke, S.J., Wharton G., 2001. Sediment nutrient characteristics and aquatic
408 macrophytes in lowland English rivers. Science of Total Environment. 266, 103-112.
- 409 Cook, C.D.K. 1996. Water plants of the world. Amsterdan, The Netherlands: SPB
410 Academic Publishing. 557 p.
- 411 Cordazzo, C.V., Seeliger, U. 1988. Guia ilustrado da vegetação costeira no extremo sul
412 do Brasil. Furg, Rio Grande. 107 p.
- 413 Costa, R.C. 2003. Estudo de caso em gestão ambiental: a área verde do Arroio Bolaxa –
414 Rio Grande – RS. Trabalho de conclusão de curso. 111p.

415 Costa, R.C., Rache, R.P. 2010. Arroios. In: Quadrado, R.P; Nunes, M.T.O., Rizzi,
416 C.A.Z., Ribeiro, P.R.C. (org.). Ecos do Sul: conhecer os ecossistemas costeiros é tri
417 legal! FURG, Rio Grande, 57- 65.

418 Desmet, N.J.S., Belleghem, S. VAN., Seuntjens. P., Bouma., T.J., Buis, K., Meire, P.
419 2011. Quantification of the impact of macrophytes on oxygen dynamics and nitrogen
420 retention in a vegetated lowland river. *Physics and Chemistry of the Earth*. 36, 479-489.

421 FERREIRO, N., FEIJOÓ, C., GIORGI, A., LEGGIERI L. 2011. Effects of macrophyte
422 heterogeneity and food availability on structural parameters of the macroinvertebrate
423 community in a Pampean stream. 664 (1), 199-211.

424 Fletcher, D.E., Wilkins, S.D., Mcarthur, J.V., Meffe, G.K. 2000. Influence of riparian
425 alteration on canopy coverage and macrophyte abundance in Southeastern USA
426 blackwater streams. *Ecological Engineering*. 15, 67–78.

427 Franklin, P., Dunbar M., Whitehead, P. 2008. Flow controls on lowland river
428 macrophytes: A review. *Science of the Total Environment*. 400, 369 - 378.

429 Fritz, K.M., Evans, M.A., Feminella, J.W. 2004. Factors affecting biomass allocation in
430 the riverine macrophyte *Justicia Americana*. *Aquatic Botany*. 78, 279–288.

431 Gantes, H.P., Caro, A.S. 2001. Environmental heterogeneity and spatial distribution of
432 macrophytes in plain streams. *Aquatic Botany* 70, 225–236.

433 Ghavzan, J.N., Gunale, V.R., Mahajan, D.M., Shirke, D.R. 2006. Effects of
434 environmental factors on ecology and distribution of aquatic macrophytes. *Asian*
435 *Journal of Plant Sciences*. 5 (5), 871–880.

436 Ghermandi, A., Vandenberghe, V., Benedetti, L., Bauwens, W., Vanrolleghem, P.A.
437 2009. Model-based assessment of shading effect by riparian vegetation on river water
438 quality. *Ecological Engineering*. 35, 92–104.

439 Gopal, B., Goel, U. 1993. Competition and allelopathy in aquatic plant communities.
440 *Botanical Review*. 59, 155-210.

441 Gradstein, S.R., Churchil, S.P., Salazar-Allen, N. 2001. Guide to the Bryophytes of
442 Tropical America. New York, Memoirs of the New York Botanical Garden. 86: 577p.

443 Grinberga, L. 2010. Environmental factors influencing the species diversity of
444 macrophytes in middle-sized streams in Latvia. *Hydrobiologia*. 656, 233–241.

445 Grinberga, L. 2011. Macrophytes species composition in streams of Latvia under
446 different flow and substrate conditions. *Estonian Journal Ecology*. 60, 3, 194-208.

447 Gurevitch, J., Padilla, D. 2004. Are invasive species a major cause of extinctions?
448 *Trends in Ecology and Evolution*. 19 (9), 470-474.

449 Hall, M.J., Closs, G.P., Riley, R.H. 2001. Relationships between land use and stream
450 invertebrate community structure in a South Island, New Zealand, coastal stream
451 catchment. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*. 35, 591–603.

452 Henry-Silva, G.G., Camargo, A.F.M. 2005. Interações ecológicas entre as macrófitas
453 aquáticas flutuantes *Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes*. *Hoehnea*. 32(3), 445-452.

454 Henry-Silva, G.G., Camargo, A.F.M., Pezzato, M.M. 2008. Growth of free-floating
455 aquatic macrophytes in different concentrations of nutrients. *Hydrobiologia*. 610, 153-
456 160.

457 Horppila, J., Nurminen, L. 2003. Effects of submerged macrophytes on sediment
458 resuspension and internal phosphorus loading in Lake Hiidenves (southern Finland).
459 Water Research. 37, 4468–4474.
460

461 Köppen, W. 1948. Climatologia: con un estudio de los climas de la tierra. Fondo de
462 Cultura Econômica. México, 479p.
463

464 Kramer, K.U., Green, P.S. 1990. Pteridophytes and Gymnosperms Pp. 1-404. In: K.
465 Kubitzki (ed.). The families and Genera of Vascular Plants. Berlin, Springer-Verlag.
466

467 Krusche, N., Saraiva, J.M.B., Reboita, M.S. 2002. Normas Climatológicas de 1991 a
468 2000 para Rio Grande, RS. Universidade Federal de Santa Maria. 84p.

469 Landolt, E. 1980. Key to the determination of taxa within the family of Lemnaceae.
470 Veröff. geobot. Inst., Zürich. 70,13-21.

471 Lacoul, P., Freedman. B. 2006. Environmental influences on aquatic plants in
472 freshwater ecosystems. Environmental Reviews. 14, 89–136.

473 Lee, C, Fletcher, T.D., Sun, G. 2009. Nitrogen removal in constructed wetland systems.
474 Eng. Life Sci. 9, 11–22.

475 LI-COR. 1991. LI-COR terrestrial radiation sensors, type AS: instruction manual.
476 Lincoln: [s.n.], 28p.

477 Lorenzi, H. 1991. Plantas daninhas do Brasil: terrestres, aquáticas, parasitas, tóxicas e
478 medicinais. Nova Odessa, Instituto Plantarum. 440p.

479 Lyon, J., Sagers, C.L., 2002. Correspondence analysis of functional groups in a riparian
480 landscape. *Plant Ecology*. 164, 171–183.

481 Madsen, J.D., Adams, M.S. 1989. The distribution of submerged aquatic macrophyte
482 biomass in a eutrophic stream, Badfish Creek: the effect of environment.
483 *Hydrobiologia*. 171, 111-119.

484 Madsen, J.D., Chambers, P.A., James, W.F., Koch, E.W., Westlake, D.F. 2001. The
485 interaction between water movement, sediment dynamics and submersed macrophytes.
486 *Hydrobiologia*. 444, 71–84.

487 Manolaki, P., Papastergiadou, E. 2013. The impact of environmental factors on the
488 distribution pattern of aquatic macrophytes in a middle-sized Mediterranean stream.
489 *Aquatic Botany*. 104, 34–46.

490 Marques-Silva, G.G., Thomaz, S.M. 2009. Biological interactions in the co-occurrence
491 of *Eichhornia azurea* and free-floating macrophytes. *Acta scientiarum. Biological*
492 *Sciences. Maringá*. 31 (4), 355-361.

493 MARTINS, D., VELINI, E.D., NEGRISOLI, E., TOFOLI, G.R. 2002. Controle
494 químico de *Pistia stratiotes*, *Eichhornia crassipes* e *Salvinia molesta* em caixas d'água.
495 *Planta Daninha, Viçosa-MG, Edição Especial*. 20, 83-88.

496 Mckergrow, L.A., Weaver, D.M., Prosser, I.P., Grayson, R.B., Reed, A.E., 2003. Before
497 and after riparian management: sediment and nutrient exports from a small agricultural
498 catchment, Western Australia. *Journal of Hydrology*. 270, 253-272.

499
500

501 Michelan, T.S., Thomaz, S.M., Mormul, R.P., Carvalho, P. 2010. Effects of an exotic
502 invasive macrophyte (tropical signalgrass) on native plant community composition,
503 species richness and functional diversity. *Freshwater Biology*. 55, 1315–1326.

504 Oksanen, J., Blanchet, F. G, Kindt, R., Legendre, P, Peter R. Minchin, P.R, O'hara,
505 R.B., Gavin, L. Simpson, Solymos, P.M., Henry, Stevens H., Wagner, H. 2012. *Vegan:*
506 *Community Ecology Package*. R package version 2.0-4.

507 R Core Team 2012. *R: A language and environment for statistical computing*. R
508 Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL
509 <http://www.R-project.org/>.

510 Rawat, S.K., Singh, R.K., Singh, R.P. 2012. Remediation of nitrite contamination in
511 ground and surface waters using aquatic macrophytes. *Journal Environmental Biology*.
512 33, 51-56.

513 Riis, T., Biggs, B.J.F., 2003. Hydrologic and hydraulic control of macrophyte
514 establishment and performance in streams. *Limnology and Oceanography* 48 (4), 1488–
515 1497.

516 Riis, T., Suren. A.M., Clausen, B., Sand-jensen, K. 2008. Vegetation and flow in
517 lowland stream. *Freshwater Biology*. 53, 1531–1543.

518 Riis, T., Dodds W.K., Kristensen, P. B., Baisner, A.J. 2012. Nitrogen cycling and
519 dynamics in a macrophyte-rich stream as determined by a $^{15}\text{N-NH}_4$ release.
520 *Freshwater Biology*. 57, 1579–1591.

521 Sand-jensen, K., Pedersen, N.L., Thorsgaard, I., Moeslund, B., Borum, J., Brodersen,
522 K.P. 2008. 100 years of vegetation decline and recovery in Lake Fure, Denmark.
523 Journal of Ecology. 96 , 260–271.

524 Schulz, M., Kozerski, H.P., Pluntke, T., Rinke, K. 2003. The influence of macrophytes
525 on sedimentation and nutrient retention in the lower river Spree (Germany). Water
526 Research. 37, 569-578.

527 Souza, G.S.F., Campos, C.F., Pereira, M.R.R., Martins, D. 2011. Influência da chuva na
528 eficiência de diquat no controle de *Salvinia auriculata*, *Pistia stratiotes* e *Eichhornia*
529 *crassipes*. Planta Daninha, Viçosa-MG. 29(4), 923-928.

530 Stohlgren, T.J., Jarnevich, C., Chong, G.W., Evangelista, P.H. 2006. Scale and plant
531 invasions: a theory of biotic acceptance. Preslia. 78, 405-426.

532 Thomaz, S.M. 2002. Fatores ecológicos associados à colonização e ao desenvolvimento
533 de macrófitas aquáticas e desafios de manejo. Planta Daninha, Edição Especial, Viçosa-
534 MG. 20, 21-33.

535 Thomaz, S.M., Bini, L.M., Pagioro, T.A. 2003. Macrófitas aquáticas em Itaipu: ecologia
536 e perspectivas para o manejo, pp 319-341. In: S.M. Thomaz, L.M. Bini. (eds.), Ecologia
537 e manejo de macrófitas aquáticas. EDUEM, Maringá. 341p.

538 Thomaz, S.M., Cunha, E.R. 2010. The role of macrophytes in habitat structuring in
539 aquatic ecosystems: methods of measurement, causes and consequences on animal
540 assemblages composition and biodiversity. Acta Limnologica Brasiliensia. 22 (2), 218-
541 236.

542 Thomaz, S.M., Silveira, M.J., Michelan, T.S. 2012. The colonization success of an
543 exotic Poaceae is related to native macrophyte richness, wind disturbance and riparian
544 vegetation. *Aquatic Sciences*. 74, 809-815.

545 Vermaat, J.E., Santamaria, L., Roos, P.J. 2000. Water flow across and sediment
546 trapping in submerged macrophyte beds of contrasting growth form. *Archiv für*
547 *Hydrobiologie*. 148, 549-562.

548 Villwock, J.A., Tomazelli, L.J. 1995. *Geologia Costeira do Rio Grande do Sul. Notas*
549 *técnicas, Notas técnicas nº. 8. Centro de Estudos de Geologia Costeira e Oceânica.*
550 *Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre. 8, 1-45.*

551

552 Wilcock, R.J., Scarsbrook, M.R., Cooke, J.G., Costley, K. J., Nagels, J. W., 2004.
553 Shade and flow effects on ammonia retention in macrophyte-rich streams: implications
554 for water quality. *Environmental Pollution*. 132, 95–100.

555 Wright, S.J. 2002. Plant diversity in tropical forests: a review of mechanisms of species
556 coexistence. *Oecologia*. 130, 1–14.

557 Xian, Q., Hu, L., Chen, H., Chang, Z, Zou, H. 2010. Removal of nutrients and
558 veterinary antibiotics from swine wastewater by a constructed macrophyte floating bed
559 system. *Journal of Environmental Management*. 91, 2657-2661.