

**MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE - FURG
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA DE
AMBIENTES AQUÁTICOS CONTINENTAIS**

**ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS EM UM BANHADO
ASSOCIADO À LAGOA CAIUBÁ, RIO GRANDE/RS.**

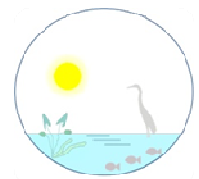
Sabrina Amaral Pereira

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Biologia de Ambientes Aquáticos Continentais para obtenção de Título de Mestre em Biologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

Rio Grande, Abril/2011



**MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE - FURG
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA DE
AMBIENTES AQUÁTICOS CONTINENTAIS**



**ESTRUTURA DA COMUNIDADE DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS EM UM BANHADO
ASSOCIADO À LAGOA CAIUBÁ, RIO GRANDE/RS.**

Bióloga Sabrina Amaral Pereira

Orientador: Prof. Dr. Cleber Palma Silva

Co-orientadora: Prof. Dra. Sônia Mariza Hefler

Rio Grande, Abril/2011.

Ao meu irmão Cristian Amaral Pereira
Aos meus pais Lucia do Amaral Pereira e José Amauri Vieira Pereira.

Dedico

iii

AGRADECIMENTOS

Agradeço de uma forma geral a todas as pessoas que de alguma maneira contribuíram para a elaboração desta dissertação. Sou grata a FURG e a CAPES pelos recursos concedidos e pela possibilidade de realização do curso.

Agradecimentos pessoais

Agradeço especialmente ao prof. Dr. Cleber Palma-Silva, orientador, pela confiança, apoio e oportunidades que muito contribuíram para minha formação. A prof. Dra. Sônia Mariza Hefler, co-orientadora, pelos indispensáveis auxílios e contribuições.

Gostaria de expressar meus agradecimentos muito especiais ao MSc. Claudio Rossano Trindade Trindade pela amizade, pela parceria nos trabalhos e nas aventuras na lagoa, pela ajuda nos momentos de desespero, as quais com certeza contribuíram não só para minha formação profissional, mas também para meu enriquecimento pessoal. A prof. Dr. Edélti Faria Albertoni pelas ajudas e contribuições para minha formação através de conversas produtivas.

Aos amigos Franko Telöken e Raquel Wigg Cunha pela amizade, pelo companheirismo tanto nas disciplinas do mestrado, quanto nas aventuras em campo, nas caronas, nos almoços e nas discussões sempre produtivas.

Agradeço em especial a todo o pessoal do ICMBio, a Carolina, ao Silvério, entre outros, que proporcionaram com que as coletas pudessem ser desenvolvidas, e também pela paciência e pela disposição em encarar todas as aventuras na lagoa conosco. Aos amigos Leonardo Furnaletto, Mariane, Helen e Clara de Lima pela ajuda nas coletas e nas análises de laboratório. Ao laboratório de solos da Universidade pela ajuda na análise de algumas coletas.

A uma pessoa muito especial Dolores Fiussen pelo carinho, dedicação e compreensão, estando sempre disposta a me ajudar e confortar nos momentos de mais de desespero, estando sempre ao meu lado.

Aos familiares que mesmo longe sempre se fizeram presentes, dando o combustível e motivação necessária para continuar, por sempre acreditarem nos meus sonhos e por sempre estarem do meu lado, confiando em mim.

Finalizando gostaria de agradecer aos membros da banca examinadora pelas valiosas sugestões e correções.

RESUMO

O regime hidrológico é considerado o maior determinante das funções ecológicas e dos padrões de diversidade de espécies de macrófitas aquáticas em banhados. Na Região Sul do Brasil, os banhados estão associados principalmente às lagoas costeiras, apresentando uma grande variedade de comunidades macrofíticas. Este trabalho tem por objetivo descrever as características ambientais e a estrutura da comunidade de macrófitas aquáticas em um banhado associado à lagoa Caiubá em duas fases hidrológicas, fase seca (menor nível da lagoa) e fase inundada (maior nível da lagoa). Para amostragem foram analisadas 30 parcelas, distribuídas em três transectos de 30m. Em cada parcela foram estimados os valores de cobertura das espécies de macrófitas, profundidade da água, variáveis da coluna d'água e do sedimento. Os valores de profundidade da água e a maioria das variáveis ambientais revelaram diferenças significativas entre as duas fases hidrológicas. Um total de 37 espécies, distribuídas em 35 gêneros e 20 famílias foram registradas. A riqueza específica e o índice de diversidade foram significativamente maiores no transecto 2, único a receber influência do pulso de inundação da lagoa. A estrutura da comunidade de macrófitas aquáticas foi principalmente relacionada com a profundidade da água e as características do sedimento. As espécies emergentes estiveram relacionadas às menores profundidades em contraste com as flutuantes que foram favorecidas por níveis mais altos. O efeito da profundidade da coluna d'água nos valores de potencial redox do sedimento foi evidenciada, sendo que as diferentes estratégias de colonização das espécies apresentaram um padrão de zonação em relação a esta característica. Do mesmo modo, a heterogeneidade espacial da vegetação aquática, resultante das diferentes respostas de cada espécie as pressões ambientais, influenciaram a dinâmica do banhado, através de modificações nos valores de potencial redox. Estes resultados indicam a importância do clima regional e das flutuações dos níveis de água, principalmente os eventos de conectividade entre os sistemas, que atuam sobre a estrutura da vegetação aquática e as funções ecológicas dos banhados no sul do Brasil.

Palavras-chave: regime hidrológico, wetlands, conectividade, potencial redox.

ABSTRACT

The hydrological system is considered the major determinant of ecological functions and patterns of species diversity of macrophytes in wetlands. In southern Brazil, the wetlands are mostly associated with coastal lagoons, in a wide variety of communities macrophytes. This paper aims to describe the environmental characteristics and community structure of macrophytes in a wetland associated with the Cauibá lagoon in two phases hydrological drought phase (lower level of the pond) and flooded phase (highest level of the pond). Were analyzed for 30 sampling plots distributed in three transects of 30m. In each plot we estimated the values of coverage of macrophytes, water depth, variable water column and sediment. The values of water depth and most of the environmental variables showed significant differences between the two hydrological phases. A total of 37 species belonging to 35 genera and 20 families were recorded. The richness and diversity index were significantly higher in transect 2, only to receive the influence of flood pulse of the pond. The community structure of aquatic macrophytes was mainly related to water depth and sediment characteristics. The emerging species were related to lower depths in contrast to the floating that were favored by higher levels. The effect of the depth of water column redox potential values of the sediment was observed, and the different strategies of colonizing species had a pattern of zonation in relation to this feature. Similarly, the spatial heterogeneity of aquatic vegetation, resulting from different responses of each species to environmental pressures, influenced the dynamics of wetland through changes in redox potential values. These results indicate the importance of regional climate and fluctuations of water levels, especially the events of connectivity between systems, for the structure of aquatic vegetation and ecological functions of wetlands in southern Brazil.

Keywords: Hydrology, wetlands, connectivity, redox potential.

SUMÁRIO

RESUMO.....	v
ABSTRACT.....	vi
LISTA DE FIGURAS	viii
LISTA DE TABELAS	ix
1. Introdução geral.....	1
1.1. Definição de banhados.....	1
1.2. Importância e funcionamento dos banhados.....	2
1.3. Caracterização geral do ambiente estudado.....	5
2. Referencias bibliográficas.....	6
3. Capítulo 1.....	10
4. Capítulo 2.....	29
5. Considerações finais.....	52

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 - Diagrama conceitual ilustrando os efeitos da hidrologia nas funções dos banhados e os feedbacks bióticos que afetam a hidrologia.....3

CAPÍTULO 1

FIGURA 1 - Área de estudo. A) Localização geográfica. B) Delineamento amostral.....13

FIGURA 2 - Riqueza de espécies por transecto nas duas fases hidrológicas. Os valores representam as médias e o desvio padrão da riqueza de espécies ao longo de cada transecto (T1, T2 e T3). As diferentes letras representam diferenças significativas na riqueza de espécies entre os transectos ($p < 0,001$).....17

FIGURA 3 - Tipos ecológicos das espécies de macrófitas por transecto nas duas fases hidrológicas. Os valores estão representados em proporção de porcentagem de cobertura (%).....17

FIGURA 4 - Índice de diversidade de Shannon-Wiener e homogeneidade de Pielou por transecto nas duas fases hidrológicas. Os valores representam as médias e o desvio padrão da riqueza de espécies ao longo de cada transecto. As diferentes letras representam diferenças significativas na riqueza de espécies entre os transectos ($p < 0,001$).....18

FIGURA 5 - (A) Resultado da análise de componentes principais (PCA) com a ordenação das unidades amostrais e espécies de macrófitas nas duas fases hidrológicas (fase seca: 1 a 30; fase inundada: 31 a 60). (B) Unidades amostrais plotadas sobre a PCA mostrando a localização dos grupos (A-D) formados pela análise TWINSpan.....21

CAPÍTULO 2

FIGURA 1 - Área de estudo. A) Localização geográfica. B) Delineamento amostral.....33

FIGURA 2 - Efeito da variabilidade ambiental, representado pelos distúrbios da variação do nível de água. Estimado através da soma dos coeficientes de variação da profundidade da água e potencial redox com os valores de substituição de espécies (diversidade beta – 1 e 2). As medidas correspondem a cada transecto em cada fase hidrológica.....38

FIGURA 3 - Dendrograma da análise de agrupamento mostrando a formação das três comunidades.....40

FIGURA 4 - Diagrama de ordenação da CCA. Os Vetores representam as variáveis ambientais selecionadas. A – Ordenação das unidades amostrais e plotagem das três comunidades. B- Ordenação das espécies. Para as variáveis ambientais ver código tabela 1 e para as espécies ver código tabela 2.....42

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 1

- TABELA 1 - Variação dos níveis de água ao longo de cada transecto do banhado. Os valores representam a profundidade média (cm) e o coeficiente de variação (CV%) dos níveis de água totais (soma das duas fases hidrológicas) e em cada fase hidrológica nos transectos.....17
- TABELA 2 - Resultados da análise de TWISPAN. Os valores representam o número de unidades amostrais em cada grupo formado, a espécie indicadora e riqueza de espécie por grupo. As diferenças entre a profundidade da água e os grupos TWISPAN também são mostrados, os valores representam a média e o desvio padrão, em que diferentes letras representam diferenças significativas ($p < 0,001$).....20

CAPÍTULO 2

- TABELA 1 - Variáveis meteorológicas durante o ano do estudo. Em destaque os meses de amostragem.....34
- TABELA 2 - Frequência das espécies de macrófitas aquáticas (calculada pela média da frequência de ocorrência por espécie por fase) no banhado estudado, listadas em ordem de abundância e por tipo ecológico.....37
- TABELA 3 - Variáveis ambientais e dados de vegetação nas duas fases hidrológicas e por comunidade formada na análise de agrupamento. Os valores representam a média e o desvio padrão, em que diferentes letras representam diferenças significativas (* $p < 0,05$, ** $p < 0,01$ e *** $p < 0,001$). Código das variáveis: Prof.: profundidade da água; T: temperatura; OD: oxigênio dissolvido; Turb: turbidez; AT: alcalinidade total; Chl-a: clorofila-a; MS: material em suspensão; Ntágua: nitrogênio total da água; Ptágua: fósforo total da água; MO: matéria orgânica; REDOX: potencial redox; Ntsed: nitrogênio total do sedimento; Ptsed: fósforo total do sedimento....39
- TABELA 4 - Resultados da Análise de correspondência canônica (CCA). Código das variáveis ambientais ver tabela 3.....41

1. INTRODUÇÃO GERAL

1.1 - Definição de Banhados

Os banhados são ecossistemas peculiares e extremamente dinâmicos que se encontram na zona de transição entre sistemas aquáticos e terrestres (Aquatic terrestrial transition zone - ATTZ) (Junk et al. 1989) compreendendo cerca de 6% da superfície da terra (Batzer e Sharitz 2006). Esta posição de ecótono permite ao banhado funcionar como exportador de matéria orgânica ou como depósito de nutrientes inorgânicos, e também conduz a uma alta biodiversidade, suportando espécies de ambos os sistemas terrestre e aquático (Mitsch e Gosselink 2000).

Dessa forma, por combinar uma série de atributos de ambos os sistemas há um grande número de ambientes com características distintas, o que por vezes dificulta a sua definição. Segundo Mitsch e Gosselink (2000) existem condições essenciais para a definição dos banhados, que são a presença de águas rasas ou solo saturado, condições únicas de solo que diferem do ecossistema adjacente, e por fim os banhados suportam vegetação adaptada as condições de umidade e, ausência de vegetação intolerante ao alagamento.

Os ecossistemas de banhado têm sido reconhecidos como muito produtivos e responsáveis pela manutenção de grande biodiversidade. Na medida em que houve o reconhecimento da importância dos banhados e da criação das leis e regulamentações que garantissem a sua preservação muitas definições formais começaram a surgir. Uma das mais conhecidas e amplas foi à proposta pela Convenção de Ramsar (*apud*. Mitsch e Gosselink 2000) segundo a qual terras úmidas são extensões de restingas, pântanos ou turfeiras, ou superfícies cobertas por água, sejam elas em regime natural ou artificial, permanentes ou temporárias, estanques ou correntes, doces, salobras ou salgadas, incluindo extensões de água marinha cuja profundidade, em maré baixa, não exceda a seis metros

No Brasil, o clima e as variações fisiográficas originam uma grande diversidade de banhados, com diferentes tipos de solo, origem da água, geologia e altitude que influenciam a composição da comunidade aquática (Maltchik et al. 2004). Neste trabalho foi utilizado o sistema de classificação proposto por Maltchik et al. (2004), o qual se baseia nos modelos desenvolvidos por U.S. Fishand Wildlife Service (Cowardin

et al., 1979) e por Ramsar Convention Bureau (1990), propondo uma classificação hierárquica dos banhados do estado do Rio Grande do Sul com ênfase na estrutura da comunidade de plantas.

1.2 - Importância e Funcionamento dos banhados

Os banhados são ecossistemas prioritários para a conservação, pois suportam uma rica biodiversidade, apresentam uma alta produtividade e oferecem diversos benefícios à sociedade (Maltchik e Rolon 2006). Eles são importantes na recarga de aquíferos, armazenamento e purificação da água, retenção de sedimento, controle de inundações, estoque e/ou fonte de nutrientes, suporte para cadeia alimentar e lazer (Mitsch e Gosselink 2000, Junk e Wantzen 2006). No entanto, a ignorância destas funções já determinou, por muitas vezes, a diminuição das terras úmidas para produção agrícola e crescimento urbano por décadas (Barker et al. 1996).

Estas funções ecológicas dos banhados são determinadas principalmente por seu regime hidrológico (Junk et al. 1989, Bunn e Arthington 2002, Junk e Wantzen 2006). Este pode ser descrito pela profundidade, duração, frequência, razão de enchimento, tempo e previsibilidade das fases de inundação e seca (Bunn et al. 1997).

Em um modelo conceitual Mitsch e Gosselink (2000) descrevem que o clima e a geomorfologia definem o grau com que os banhados podem existir, mas o ponto inicial é a hidrologia (Figura 1). Ela determina e modifica diretamente as características físico-químicas do banhado, particularmente a disponibilidade de oxigênio, de nutrientes, pH, e toxicidade. A hidrologia também causa fluxos de saída de água que freqüentemente removem material biótico e abiótico como carbono orgânico dissolvido, salinidade excessiva, toxinas e excesso de sedimento e detritos. Da mesma forma, as modificações nas características físico-químicas podem ter impacto direto sobre a biota dos banhados. Quando as condições hidrológicas mudam, mesmo que ligeiramente, a biota pode responder com mudanças massivas na composição e riqueza de espécies e produtividade do ecossistema.

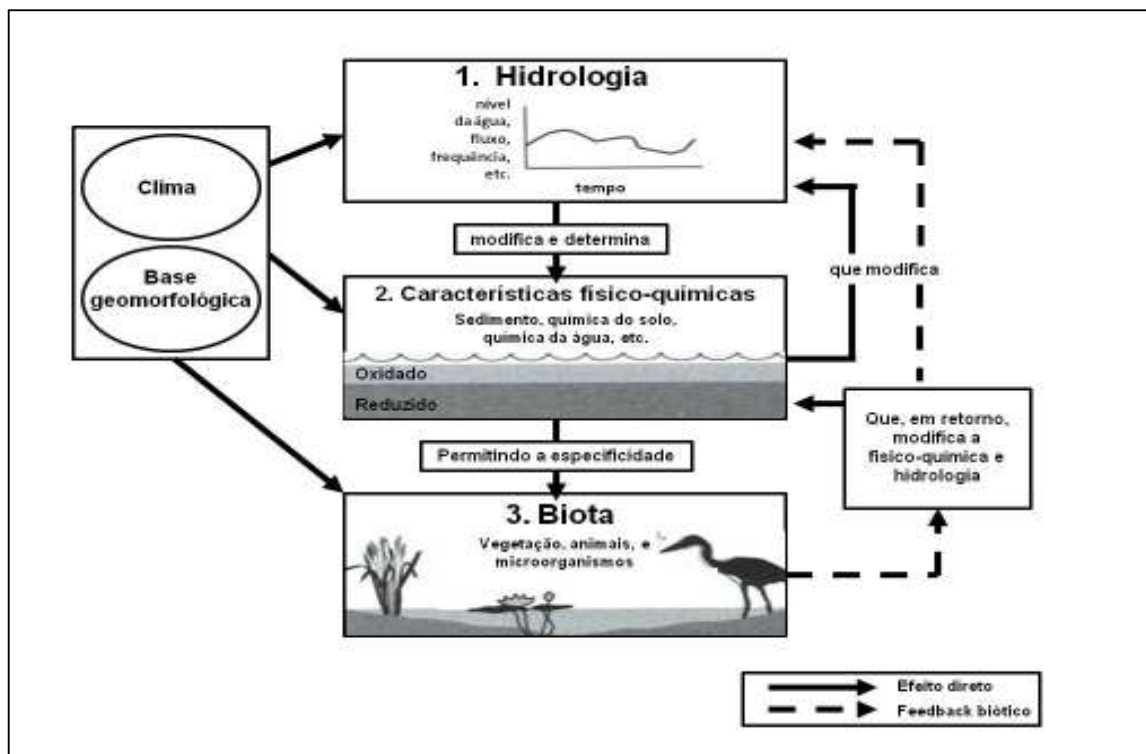


Figura 1 – Diagrama conceitual ilustrando os efeitos da hidrologia nas funções dos banhados e os feedbacks bióticos que afetam a hidrologia. Fonte: Adaptado de Mitsch e Gosselink (2000).

Os banhados ainda podem estar associados a rios e lagos, onde periodicamente são inundados pelo fluxo lateral destes sistemas adjacentes e/ou diretamente pela precipitação e águas subterrâneas resultando em uma heterogeneidade de habitats, sendo conhecidos por planície de inundação (Junk et al. 1989). Nestes sistemas tem sido relatado por muitos autores que o regime hidrológico é o principal determinante para o desenvolvimento da composição, riqueza e diversidade de macrófitas aquáticas (Fernández-Aláez et al. 1999, Weiher e Keddy, 1995, Casanova e Brock 2000, Maltchik et al. 2005, van Geest et al. 2005, van der Valk 2005, Maltchik et al. 2007). O tempo, a duração e a frequência dos períodos de inundação ou seca determinam o grau de tolerância das espécies, definindo seus padrões de zonação (van der Valk 2005).

A variação dos níveis de água pode resultar em uma heterogeneidade de habitats. Esta relação tem sido estudada por muitos autores em planícies de inundação

(Tockner e Ward 1999, Tockner et al. 2000, Amoros e Bornette 2002, Santos e Thomaz 2007). Segundo Thomaz et al. (2007) nestes ecossistemas os eventos de inundação aumentam a conectividade entre os sistemas resultando em trocas de materiais e uma maior similaridade entre eles. Por outro lado, em baixos níveis de água os habitats da planície de inundação estão isolados, aumentando assim a dissimilaridade entre eles e a substituição de espécies. Dessa forma, tem sido proposto que a riqueza de espécies é maximizada em planícies de inundação devido ao grau intermediário de três variáveis inter-relacionadas: distúrbio (Intermediate Disturbance Hypothesis, Connell 1978), ocorrência de ecótono e conectividade hidrológica (Ward e Tockner 2001).

Segundo ainda o modelo conceitual de Mitsch e Gosselink (2000), os componentes bióticos também podem controlar a hidrologia e as características físico-químicas dos banhados por uma série de mecanismos. A vegetação dos banhados influencia estas características através de processos como acumulação de material senescente, retenção de sedimentos e nutrientes, redução da erosão, interrupção do fluxo da água, modificações nas condições redox, sombreamento e transpiração (Mitsch e Gosselink 2000). Muitos estudos têm demonstrado que os padrões de colonização das espécies de macrófitas podem afetar, por exemplo, as condições redox do sedimento pelas diferentes estratégias de enraizamento e crescimento das espécies (Moore e Reddy 1994, Newman et al. 1996, Pezeshki et al. 1996, Chabbi et al. 2000). Dessa forma, fica evidente que a combinação dos efeitos da variabilidade hidrológica nas variáveis ambientais e na estrutura da comunidade de macrófitas aquáticas são responsáveis pela manutenção das funções ecológicas dos banhados. Consequentemente é esperado que alterações nos regimes hidrológicos destes sistemas resultem em sérios efeitos para a biodiversidade.

Na Região Sul do Brasil, os banhados estão associados principalmente às lagoas costeiras, apresentando uma grande variedade de comunidades vegetais macrofíticas que variam segundo o regime hidrológico, morfometria e outras características físicas de cada sistema (Schwarzbold e Schäfer 1984). Estudos mostraram que as variações dos níveis de água afetam a riqueza e a composição de macrófitas aquáticas (Maltchik et al. 2007). Maltchik et al. (2005) mostraram uma ausência de dominância de espécies com um maior número de eventos de inundação. Assim em planícies de inundação do sul do Brasil fatores como duração, frequência e

intensidade da inundação são importantes propriedades de distúrbio que afetam a estabilidade da comunidade de macrófitas.

1.3 - Caracterização geral do ambiente estudado

A Lagoa Caiubá (32°25' S e 52°30' W) está localizada na planície costeira sul do Rio Grande do Sul, que faz parte do complexo do Sistema Hidrológico do Taim (SHT) e bacia hidrográfica da Lagoa Mirim. A lagoa Caiubá, juntamente com a lagoa das Flores e o banhado do Maçarico, fazem parte do subsistema norte do SHT (Motta Marques *et al.* 2002). Este subsistema tem uma área total de 387 km². As características principais são: a interligação entre as duas lagoas (Flores e Caiubá), o fluxo predominante no sentido Norte-Sul e uma capacidade de demanda instalada para irrigação que está acima da capacidade de armazenamento das lagoas (Ferreira 2005).

Esta lagoa apresenta um comprimento aproximado de 8,3 Km, e 1,2 Km de largura. Em suas margens apresenta algumas áreas alagadas, as quais em períodos de cheia recebem pulsos de inundação da lagoa conectando-se em algumas regiões. Por outro lado, em períodos em que a lagoa encontra-se com menor volume de água esses dois ambientes apresentam-se isolados. Os dois períodos mencionados geralmente ocorrem no inverno e no verão, respectivamente, seguindo o padrão de precipitação característico da região. No entanto, pode haver variações deste padrão de ano a ano devido a eventos como El niño ou La niña.

As principais formas de ocupação da área de entorno da lagoa Caiubá são a orizicultura e pecuária. Segundo Motta Marques *et al.* (2002) a manutenção da alta produtividade de arroz já verificada exige uma lâmina permanente de água sobre o plantio por um período de aproximadamente 90 dias. Esse método de irrigação por inundação contínua tem uma demanda de água elevada (2 L s⁻¹ ha⁻¹), a qual é fornecida por levantes hidráulicos que bombeiam água da lagoa para um sistema de canais de distribuição.

A irrigação influencia a hidrologia do sistema pelo rebaixamento dos níveis, e aumenta as chances de dessecamento, em final de verão. Pois o período de irrigação da cultura de arroz na região coincide com períodos de maior evaporação e conseqüente déficit hídrico, levando ao rebaixamento dos níveis de água no sistema que podem se tornar muito críticos. Essa prática altera a capacidade de

armazenamento (consumo, canais de irrigação/drenagem), ocorrendo também modificações de características tais como trajeto, velocidade, tempo de percurso, infiltração, evaporação, evapotranspiração e qualidade de água, em termos de nutrientes e produtos fitossanitários (Motta Marques et al. 2002). Portanto, atualmente, observam-se interesses conflitantes na definição dos níveis de funcionamento do sistema.

Dessa forma, esta dissertação tem por objetivo geral descrever as características ambientais e a estrutura da comunidade de macrófitas aquáticas em um banhado associado à lagoa Caiubá em duas fases hidrológicas, fase seca (menor nível da lagoa) e fase inundada (maior nível da lagoa). A dissertação está dividida em dois capítulos, sendo que o capítulo um tratará da variação dos níveis de água e do pulso de inundação da lagoa e seus efeitos na estrutura da comunidade de macrófitas aquáticas. No capítulo dois serão apresentadas as mudanças das variáveis ambientais e da estrutura das macrófitas, decorrentes da variação dos níveis de água e suas possíveis interações na manutenção da dinâmica do banhado. O capítulo 1 segue as normas da revista *Aquatic Botany* e o capítulo 2 as da revista *Wetlands Ecology and Management*.

2. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Amoros C., Bornette G., 2002. Connectivity and bio-complexity in waterbodies of riverine floodplains. *Freshwater Biology* 47: 761–776.

Batzer D.P., Sharitz, 2006. An introduction. In.: Batzer, D.P. e Sharitz, R. R. *Ecology of Freshwater and Estuarine Wetlands* (Eds.). University of California Press. Los Angeles. p. 407 – 435.

Bunn S.E., Arthington A.H., 2002. Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management* 30: 492–507.

Bunn S.E., Boon P.I., Brock M. A., Schofield N. J., 1997. *National Wetlands R & D Program Scoping Review*. Land and Water Resources Research and Development Corporation Occasional Paper 01/97 Canberra.

Casanova M.T., Brock M.A., 2000. How do depth, duration and frequency of flooding influence the establishment of wetland plant communities? *Plant Ecology* 147 (2): 237-250.

Chabbi A.K.L, McKee E, Mendelssohn I.A., 2000. Fate of oxygen losses from *Typhadomingensis* (Typhaceae) and *Cladiumjamaicense* (Cyperaceae) and consequences for root metabolism. *American Journal of Botany* 87:1081–90.

Connell J. H., 1978. Diversity in tropical rain forest and coral reefs. *Science* 199: 1302–1310.

Cowardin L.M., Carter V., Golet F.C. LaRoe E.T., 1979. Classification of Wetlands and Deepwater Habitats of the United States. U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Washington. 140p.

Fernández-Alález C., Fernández-Alález M., Bécare, E., 1999. Influence of water level fluctuation on the structure and composition of the macrophyte vegetation in two small temporary lakes in the northwest of Spain. *Hydrobiologia* 415: 155-162.

Ferreira T.F., 2005. Ecologia e aplicabilidade e métodos para avaliação da produção primária de *Zizaniopsis bonariensis*: Uma macrófita aquática emergente, no Sistema Hidrológico do Taim, RS. Porto Alegre, UFRGS. 161p. Dissertação de Mestrado.

Junk W.J., Bayley P.B., Sparks R.E., 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences* 106: 110–127.

Junk W.J., Watzen K.M., 2006. Flood pulsing and the development and maintenance of biodiversity in floodplains. In.: Batzer, D. P. e Sharitz, R. R. *Ecology of Freshwater and Estuarine Wetlands* (Eds.). University of California Press. Los Angeles. p. 407 – 435.

Maltchik L., Rolon, A.S., 2006. Áreas palustres: classificar para proteger. *Ciência Hoje*. V. 38, n° 228

Maltchik L., Oliveira G.R., Rolon A.S., Stenet, C., 2005. Diversity and stability of macrophyte community in three shallow lakes associated to a floodplain system in South of Brazil. *Interciencia* 30: 166-170.

Maltchik L., Rolon A.S., Schott P., 2007. Effects of hydrological variation on the aquatic plant community in a floodplain palustrine wetland of Southern Brasil. *Limnology* 8: 23-28.

Maltchik L., Rolon AS., Guadagnin DL., Stenert C., 2004. Wetlands of Rio Grande do Sul, Brazil: a classification with emphasis on plant communities. *Acta Limnologica Brasiliensia* 16 (2): 137-151.

Mitsch W.J., Gosselink J.G., 2000. *Wetlands*. New York: John Wiley and Sons. 920 p.
Moore PA, Reddy KR (1994) Role of Eh and pH on phosphorus geochemistry in sediments of Lake Okeechobee, Florida. *Journal of Environmental Quality* 23:955–64.

Motta Marques D., Tucci C., Calazans D., Callegaro V.L.M., Villanueva A., 2002. O sistema hidrológico do Taim – Site 7. In.: Seeliger U.; Cordazzo C., Barbosa F. (Eds.) *Os sites e o Programa Brasileiro de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração*. Belo Horizonte.

Newman S., Grace J.B., Koebe J.W.I., 1996. Effects of nutrients and hydroperiod on *Typha*, *Cladium*, and *Eleocharis*: implications for Everglades restoration. *Ecological Applications* 6:774–83.

Pezeshki S.R., DeLaune R.D., Kludze H.K., Choi H.S., 1996. Photosynthetic and growth responses of cattail (*Typha domingensis*) and sawgrass (*Cladium jamaicense*) to soil redox conditions. *Aquatic Botany* 54:25–35.

Ramsar Convention Bureau., 1990. *Directory of Wetlands of International Importance*. Ramsar Convention Bureau, Gland. v.3

Santos, AM., Thomaz, SM., 2007. Aquatic macrophyte diversity in lagoons of a tropical floodplain: The role of connectivity and water level. *Austral Ecology*, vol. 32, no. 2, p. 177-190.

Schwarzbald A., Schäfer A., 1984. Gênese e Morfologia das Lagoas Costeiras do Rio Grande do Sul. *Amazoniana* 9 (1): 87-104.

Tockner, K., Pennetzdorfer, D., Reiner, N., Schiemer, F., Ward, J.V., 1999. Hydrological connectivity, and the exchange of organic matter and nutrients in a dynamic river-floodplain system (Danube, Austria). *Freshwater Biology* 41: 521–535.

Tockner, K., Malard, F., Ward, J.V., 2000. An extension of the flood pulse concept. *Hydrological Processes* 14: 2861–2883.

Thomaz, S.M, Bini, L.M., Bozelli, R.L., 2007. Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplains systems. *Hydrobiologia* 579: 1-13.

van der Valk, A.G., 2005. Water-level fluctuations in North American Prairie wetlands. *Hydrobiologia* 539: 171-188.

van Geest, G.J., Wolters, H., Roosen, F.C.J.M., Coops, H., Roijackers, R.M.M., Buijse, A.D, Scheffer, M., 2005. Water-level fluctuations affect macrophyte richness in floodplain lakes. *Hydrobiologia*. 539: 239-248.

Ward, J.V., Tockner K., 2001. Biodiversity: towards a unifying theme for river ecology. *Freshwater Biology* 46: 807–819.

Weiher, E., Keddy, P.A., 1995. The assembly of experimental wetland plants communities. *Oikos* 73: 323 – 335.

3. CAPÍTULO 1

Influência da variação do nível de água na estrutura da comunidade de macrófitas aquáticas em um banhado associado à Lagoa Caiubá – RS, Brasil.

S.A. Pereira^{a,*}, C. Palma-Silva^a, S.M. Hefler^b

^a Laboratório de Limnologia, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Rio Grande – FURG, Av. Itália, s/n Km8, CEP 96201-900, Rio Grande, RS, Brasil.

^b Laboratório de Botânica, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Rio Grande – FURG, Av. Itália, s/n Km8, CEP 96201-900, Rio Grande, RS, Brasil.

*Autor para correspondência. Tel. (053) 32935164; email: sabri.pereira@hotmail.com (S.A. Pereira)

RESUMO - O regime hidrológico é considerado o maior determinante das funções ecológicas e os padrões de diversidade em planícies de inundação. Este trabalho analisa a estrutura da comunidade de macrófitas aquáticas em um banhado associado à lagoa Caiubá em duas fases hidrológicas, fase seca (menor precipitação) e fase inundada (maior precipitação). Para amostragem foram analisadas 30 parcelas, distribuídas em três transectos de 30m. Um total de 37 espécies, distribuídas em 35 gêneros e 20 famílias foram registradas. Os valores de profundidade da água revelaram diferenças significativas entre as fases. A riqueza específica e o índice de diversidade foram significativamente maiores no transecto 2, único a receber influência do pulso de inundação da lagoa. As espécies emergentes estiveram relacionadas às menores profundidades em contraste com as flutuantes que foram favorecidas por níveis mais altos. Estes resultados indicam a importância da manutenção do regime hidrológico, principalmente promovendo os eventos de conectividade entre os sistemas, para a riqueza e diversidade da comunidade de macrófitas aquáticas em banhados no sul do Brasil.

Palavras-chave: wetlands, hidroperíodo, conectividade, pulso de inundação.

INTRODUÇÃO

Os banhados são ecossistemas aquáticos rasos que se encontram na zona de transição entre sistemas aquáticos e terrestres (ATTZ), o que os permite suportar uma alta biodiversidade e produtividade (Junk et al., 1989; Mitsch e Gosselink, 2000). Esses ambientes, quando associados a rios e lagos, podem periodicamente ser inundados pelo fluxo lateral destes sistemas adjacentes e/ou diretamente pela precipitação e águas subterrâneas resultando em uma heterogeneidade de habitats, sendo conhecidos por planície de inundação (Junk et al., 1989).

O regime hidrológico é considerado o maior determinante das funções ecológicas e dos padrões de diversidade em planícies de inundação (Junk et al., 1989; Bunn e Arthington, 2002; Junk e Wantzen, 2006). As flutuações hidrológicas e a alteração das fases terrestres e aquáticas contribuem para uma alta diversidade de

macrófitas aquáticas, sendo que o grau de tolerância das espécies a estes extremos é que determina a estrutura da comunidade (van Geest et al., 2005).

A importância e os efeitos dos eventos de inundação sobre os padrões de riqueza, diversidade e zonation de espécies de macrófitas tem sido estudado por muitos autores (Weiher e Keddy, 1995; Fernández-Aláez et al., 1999; Casanova e Brock, 2000; Maltchik et al., 2005; van Geest et al., 2005; van der Valk, 2005; Maltchik et al., 2007). A fertilidade e as mudanças no nível da água em banhados atuam como filtros ambientais selecionando o conjunto de espécies tolerantes e excluindo as intolerantes (Weiher e Keddy, 1995). De acordo com Mitsch e Gosselink (2000), a manutenção de altos níveis de água resultam em diversas modificações nas características físicas e químicas do sistema (por ex.: concentração de oxigênio), as quais podem ser limitantes para algumas espécies. No entanto, esses mesmos autores ressaltam que, em condições de fluxo, a ação da água pode criar uma heterogeneidade espacial, abrindo nichos ecológicos adicionais, o que favorece uma maior diversidade de espécies.

Em eventos de inundação, fatores como a duração, frequência, amplitude, tempo e conectividade são os principais atributos descritos como influenciadores na vegetação aquática. Vários autores têm estudado a relação entre os níveis de água e a heterogeneidade de habitats em planícies de inundação (Tockner e Ward, 1999; Tockner et al., 2000; Amoros e Bornette, 2002; Santos e Thomaz, 2007). Thomaz et al. (2007) consideram como um padrão geral que a conectividade entre os sistemas em eventos de inundação aumenta a similaridade entre os habitats (“homogeneização”) devido as trocas de água, sedimento, minerais e organismos na planície de inundação. Segundo os autores, essa homogeneização tem como consequência uma menor substituição de espécies, contribuindo para a alta biodiversidade nestes sistemas.

Na Região Sul do Brasil, os banhados estão associados principalmente às lagoas costeiras, apresentando uma grande variedade de comunidades vegetais macrofíticas que variam segundo o regime hidrológico, morfometria e outras características físicas de cada sistema (Schwarzbold e Schäfer, 1984). Dessa forma, o objetivo deste trabalho é avaliar o efeito da inundação na estrutura da comunidade de macrófitas aquáticas em um banhado associado à lagoa Caiubá. O trabalho tem a hipótese de que a variação do nível de água e os pulsos de inundação da lagoa influenciam os padrões de riqueza e diversidade desta comunidade no banhado.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O trabalho foi desenvolvido em um banhado associado à Lagoa Caiubá ($32^{\circ}25' S$ e $52^{\circ}30' W$), localizada na planície costeira do Rio Grande do Sul, Sul do Brasil (Figura 1). A Lagoa Caiubá possui aproximadamente 8,3 km de extensão e 1,2 km de largura e faz parte, juntamente com a Lagoa das Flores e o Banhado Maçarico, do subsistema norte do complexo do Sistema Hidrológico do Taim (SHT) e bacia hidrográfica da Lagoa Mirim. Este subsistema tem uma área total de 387 km^2 , cujas principais características são: a interligação entre as duas lagoas, o fluxo predominante no sentido Norte-Sul e uma capacidade de demanda instalada para irrigação que está acima da capacidade de armazenamento das lagoas (Motta Marques et al., 2002).

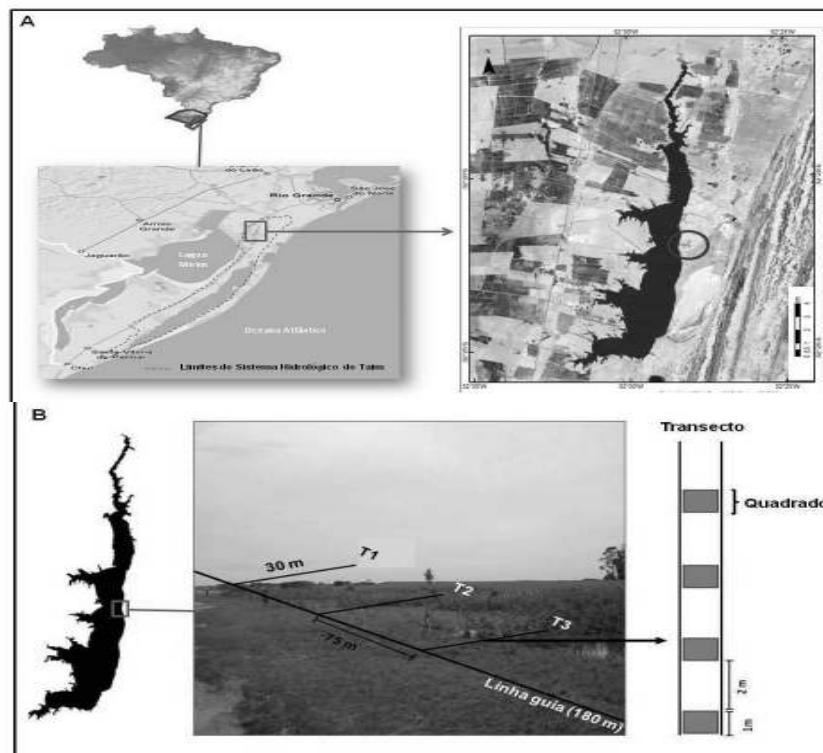


Figura 1 – Área de estudo. A) Localização geográfica. B) Delineamento amostral.

O banhado estudado fica localizado na margem leste da lagoa ($32^{\circ} 23' 3.97'' S$ $52^{\circ} 29' 3.54'' W$) e possui um área de aproximadamente 0,5 ha. Nos períodos em que o nível d'água da lagoa Caiubá eleva-se (maior precipitação) o banhado recebe influxos

hidrológicos. Durante o período de estudo as precipitações apresentaram-se bem distribuídas ao longo do ano, no entanto maiores valores de taxa de evaporação foram observados na primavera e verão. Segundo a classificação proposta por Maltchik et al. (2004) para as áreas úmidas do Rio Grande do Sul, o banhado estudado é um sistema palustre, subsistema planície de inundação, tipo lacustre e classe multi-estratificada.

O clima da região, pela classificação de Köppen, encontra-se incluído no tipo Cfa (subtropical úmido), caracterizado pela intensa umidade no inverno e primavera, quando os índices pluviométricos registram os maiores valores. Durante o verão há maior dessecação dos solos, dada às médias termométricas superiores a 20°C (Vieira e Rangel, 1988; Krusche et al., 2002). Os ventos de nordeste dominam durante a maior parte do ano, sendo que nos meses de outono e, principalmente, no inverno, ventos de sul, sobretudo sudoeste começam a ter importância significativa (Krusche et al., 2002).

Metodologia

O estudo foi realizado de Janeiro a Julho de 2010, em duas épocas de amostragem, no verão (Janeiro) e inverno (Julho). A escolha do período baseou-se no monitoramento mensal dos níveis d'água, realizado por meio de uma régua instalada permanente na lagoa, para que as coletas de dados correspondessem, respectivamente, aos menores (denominada fase seca) e maiores níveis (denominado fase inundada) registrados. Para amostragem foi demarcada uma linha guia de 180 m percorrendo toda a extensão do banhado na face com maior contato com a lagoa (Figura 1B). Desta linha, estabeleceram-se três transectos, paralelos entre si, perpendiculares a lagoa e orientados em direção ao interior do banhado. As transecções estavam distanciadas 75 m entre si, foram consideradas independentes, e mediam 30 m cada. As unidades amostrais se constituíram de quadrados de 1 m X 1 m, distribuídas de maneira sistemática e alternada a cada 2 m, ao longo de cada transecto, totalizando 10 unidades amostrais por transecção. O número mínimo de unidades amostrais foi determinado pela curva de esforço amostral, que relaciona o aumento cumulativo de espécies e o aumento da área amostrada. Para a verificação da suficiência amostral foram construídas curvas de rarefação com o auxílio do programa EstimateS[®] 8.0.0 (Estimates Copyright[®] 2006 R. K. Colwell). Em cada unidade amostral foi estimada a porcentagem de cobertura das espécies de macrófitas

baseada na escala de Domin-Krajina: 0 = ausente; 1 = 0-20% de cobertura; 2 = 21-40% de cobertura; 3 = 41-60% de cobertura; 4 = 60-80% de cobertura; 5 = 80-100% de cobertura. A denominação “macrófitas aquáticas”, bem como a classificação do tipo ecológico seguiram Irgang e Gastal Jr. (1996). Durante cada amostragem também foi mensurada a profundidade da água de cada unidade amostral.

Para a caracterização da estrutura da comunidade de macrófitas foram estimados a riqueza (nº total de espécies), Valor de Importância (VI), o Índice de Diversidade de Shannon-Wiener e Homogeneidade de Pielou (Magurran, 1989).

As diferenças nos valores de riqueza de espécies, índice de diversidade, homogeneidade e profundidade da água foram testados usando medidas repetidas ANOVA com subsequente método de separação de média de Teste de diferenças significativas de Tukey. A tolerância de cada espécie de macrófita a variação do nível d’água foi testada usando o teste Tukey baseado na média dos valores de abundância (cobertura das espécies), adaptado de Maltchik et al. (2007), em ambas as fases hidrológicas

Índices de diversidade beta foram aplicados objetivando quantificar a renovação ou substituição de espécies (“species turnover”) ao longo das transecções. Dois índices foram aplicados: β -1 e β -2 (Harrison et al., 1992). O primeiro mede o quanto a diversidade regional excede a diversidade alfa média:

$$\beta -1 = [(R/\alpha)-1]/[N-1]$$

onde R = diversidade regional (número de espécies de cada transecto, aqui denominado “região”); α = diversidade alfa média (número médio de espécies de cada transecto); N = número de pontos da região.

O segundo mede o quanto a diversidade regional excede a máxima diversidade alfa:

$$\beta -2 = [(R/\alpha \text{ max})-1]/[N-1]$$

onde α máx = diversidade alfa máxima na região. Estes índices medem como a composição de espécies se altera ao longo de gradientes ambientais (Whittaker, 1972).

Uma análise de componentes principais (PCA) foi realizada para melhor visualização dos padrões de variação e correlações entre as amostras. A análise TWINSPLAN (Two-Way Indicator Species Analysis) (Hill, 1979) foi usada para produzir uma classificação divisiva das unidades amostrais X a matriz das espécies de macrófitas. Análises de variância (com subsequente método de separação de média de Teste de diferenças significativas de Tukey) foram usadas para determinar as

diferenças significativas entre a profundidade da coluna d'água e os grupos identificados pela TWISPAN. Este método permitiu identificar espécies indicadoras características de cada grupo (Hill, 1979).

RESULTADOS

O período de estudo foi marcado por duas fases hidrológicas, fase seca (Janeiro) e fase inundada (Julho), nas quais foram observadas diferenças significativas em relação à profundidade da coluna d'água do banhado ($F_{1,54} = 7,1813$ $p < 0,01$). Na fase seca a profundidade média da coluna d'água foi de 15,43 cm e na fase inundada foi de 24,06 cm (Tabela 1). O transecto 1 apresentou os menores valores de profundidade da coluna d'água em ambas as fases, enquanto que na fase seca os maiores valores foram encontrados no transecto 3 e na fase inundada no transecto 2. Os transectos 1 e 3 apresentaram as maiores variações nos níveis de água (coeficiente de variação) entre as duas fases hidrológicas (Tabela 1). Cabe ressaltar que na fase inundada houve conexão do banhado com a lagoa Caiubá somente na região onde se localizava o transecto 2.

Um total de 37 espécies, distribuídas em 35 gêneros e 20 famílias foram encontradas nas duas fases (seca e inundada) no banhado estudado. A riqueza de espécies e o índice de diversidade foram maiores no transecto 2, no entanto estas diferenças somente foram significativas na fase inundada (Figuras 2 e 4). O transecto 1 caracterizou-se pela presença de vegetação herbácea, com dominância de *Luziola peruviana* Juss. ex J.F.Gmel. (VI seca = 20,94; VI inundada = 42,25) e *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) Verdc. (VI seca = 8,05; VI inundada = 15,90) ao longo de todo o transecto. Os transectos 2 e 3 caracterizaram-se pela presença de vegetação herbácea e arbustiva. Nestes transectos as parcelas mais próximas de suas extremidades foram caracterizadas por vegetação herbácea, principalmente pela *L. peruviana*, e nas outras parcelas manchas de vegetação emergente alta (*Scirpus giganteus* Kunth e *Cyperus giganteus* L.). No banhado estudado a maioria das macrófitas foram emergentes, com exceção do transecto 2 na fase inundada em que as espécies flutuantes foram predominantes (Figura 3).

Tabela 1 – Variação dos níveis de água ao longo de cada transecto do banhado. Os valores representam a profundidade média (cm) e o coeficiente de variação (CV%) dos níveis de água totais (nas duas fases hidrológicas) e em cada fase hidrológica nos transectos.

TRANSECTO	TOTAL		SECA		INUNDADA	
	Prof. Média (cm)	CV (%)	Prof. Média (cm)	CV (%)	Prof. Média (cm)	CV (%)
1	11,31	86,62	7,75	108,01	16	60,83
2	24,29	69,40	14,8	72,41	36,2	41,94
3	20,83	68,65	23,75	55,09	20	79,49

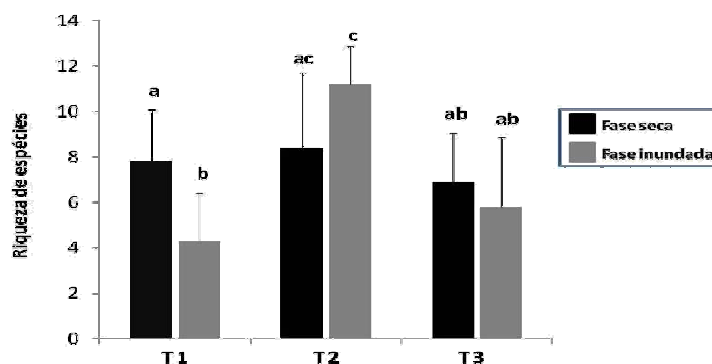


Figura 2 – Riqueza de espécies por transecto nas duas fases hidrológicas. Os valores representam as médias e o desvio padrão da riqueza de espécies ao longo de cada transecto (T1, T2 e T3). As diferentes letras representam diferenças significativas na riqueza de espécies entre os transectos ($p < 0,001$).

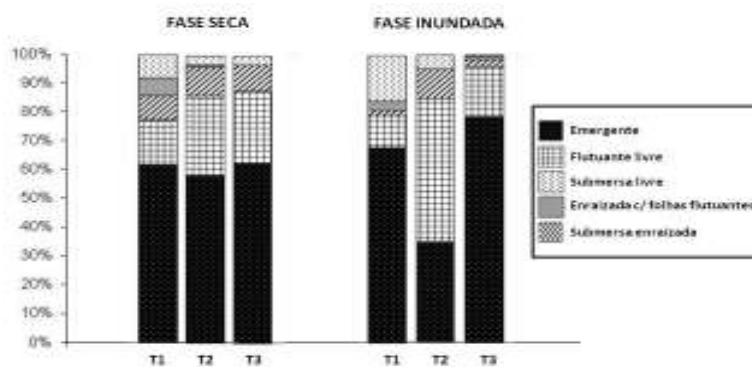


Figura 3 – Tipos ecológicos das espécies de macrófitas por transecto nas duas fases hidrológicas. Os valores estão representados em proporção de porcentagem de cobertura (%).

Os transectos 1 e 3 apresentaram uma redução nos valores de riqueza e diversidade de espécies na fase inundada, enquanto que no transecto 2 foi observado

um aumento significativo nestes valores. Em relação aos valores médios do índice de homogeneidade de Pielou não foram observadas diferenças significativas entre as duas fases hidrológicas, no entanto o transecto 2 apresentou os maiores valores (Figura 4).

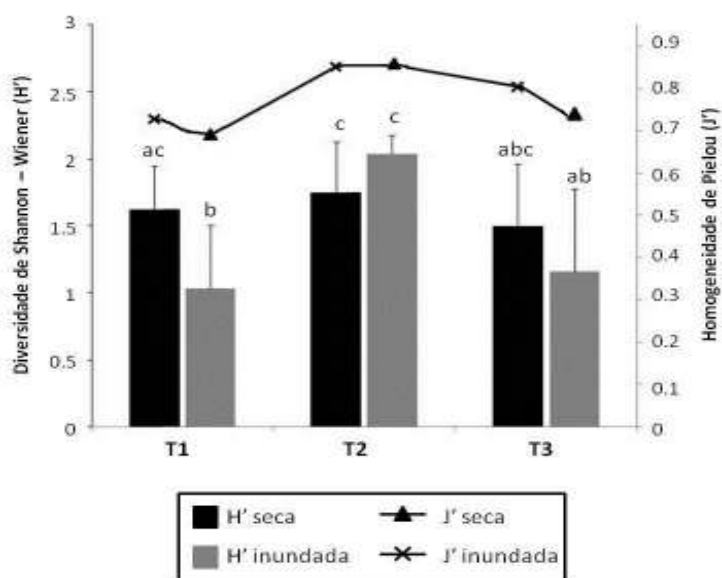


Figura 4 – Índice de diversidade de Shannon-Wiener e homogeneidade de Pielou por transecto nas duas fases hidrológicas. Os valores representam as médias e o desvio padrão da diversidade das espécies ao longo de cada transecto. As diferentes letras representam diferenças significativas na riqueza de espécies entre os transectos ($p < 0,001$).

A pesar da maioria das espécies diminuírem a sua abundância no período da inundação, 45,95% mostraram-se resistentes ($p > 0,1$) a variação do nível d'água. Oito espécies desapareceram na fase de inundação, enquanto *Eleocharis mínima* Kunth var. *minima*, *Ludwigia peploides* (Kunth) P.H.Raven, *Utricularia breviscapa* C. Wright ex Griseb. e *Nymphoides indica* (L.) Kuntze diminuíram significativamente sua abundância neste mesmo período ($p < 0,1$). Somente *Cyperus giganteus*, *Ricciocarpus natans* (L.) Corda e *Salvinia herzoggi* de la Sota, aumentaram significativamente com o aumento dos níveis d'água, no entanto cabe ressaltar que outras espécies, principalmente as flutuantes, *Azolla filiculoides* e *Salvinia minima* também apresentaram aumento em sua abundância neste período.

Os resultados dos índices de diversidade beta total, considerando as duas épocas de amostragem, demonstraram que os transectos 1 e 3 apresentaram maior substituição de espécies ($\beta-1= 0,18$ e $0,23$ e $\beta-2= 0,08$ e $0,10$, respectivamente) em relação ao transecto 2 ($\beta-1= 0,11$ e $\beta-2= 0,07$). Considerando os valores de diversidade beta para cada uma das fases hidrológicas, não foram observadas diferenças significativas entre os transectos na fase seca ($\beta-1= 0,17$; $0,19$; $0,28$ e $\beta-2 = 0,09$; $0,09$; $0,19$, respectivamente), enquanto que na fase de inundação os maiores valores de diversidade beta foram encontrados nos transecto 1 e 3 ($\beta-1= 0,28$ e $0,29$ e $\beta-2= 0,10$ e $0,12$, respectivamente). Nos transectos 1 e 3 a substituição de espécies aumentou na fase de inundação, ao contrário do transecto 2 quando os valores de diversidade beta foram menores nesta fase (seca: $\beta-1= 0,19$ e $\beta-2= 0,09$; inundada: $\beta-1= 0,11$ e $\beta-2= 0,06$).

Na ordenação PCA, o primeiro e o segundo eixos explicaram 44,02% da variação dos dados (33,21% e 10,81%, respectivamente) (Figura 5A). A análise possibilitou visualizar um padrão de distribuição espacial das amostras e consequentemente das espécies de macrófitas ao longo do eixo 1. Do lado esquerdo do gráfico pode ser observado as amostras relacionadas com os maiores níveis de coluna d'água, enquanto que do lado direito estão agrupadas as amostras relacionadas aos níveis mais baixos.

A análise TWINSPLAN separou as estações de amostragem (N= 60) em quatro grupos (A a D) no terceiro nível hierárquico da classificação. Os grupos-amostras formados estão delineados sobre a análise de ordenação PCA na Figura 5B. Houve diferenças significativas entre os grupos de amostras em termos de profundidade média da coluna d'água (Tabela 2), exceto entre os grupos D – A e C – B. Um breve resumo das características dos tipos de vegetação e a variação do nível d'água são apresentados na Tabela 2. Os grupos A (indicado por *Cynodon dactylon* (L.) Pers.) e D (*Eleocharis minima* var. *minima*, *Eryngium pandanifolium* Cham. e Schltdl. e *Salvinia herzogii*) representaram as amostras com menores níveis de água, caracterizados pela presença de vegetação rasteira principalmente gramíneas, sendo que o grupo A representa um pequeno conjunto das unidades amostrais dos transectos 1 e 3 que não possuíam coluna d'água. O Grupo D representa o maior conjunto de unidades amostrais, principalmente composto pelo transecto 1 em ambas as fases hidrológicas. Os grupos B (indicado pela espécie *Luziola peruviana* e *Ricciocarpus natans*) e C

(*Salvinia minima*) representaram as unidades amostrais com os maiores níveis de coluna d'água. O grupo B representa unidades amostrais da época de cheia nos transectos 2 e 3, com coluna d'água variando entre 25 a 50 cm, todas unidades amostrais que já se encontravam com coluna de água na fase seca. O grupo C representa as amostras dos transectos 2 e 3, principalmente da época de seca com coluna d'água variando entre 20 a 40 cm e também as primeiras amostras do transecto 2, as quais sofreram grande influência da lagoa (dobraram a sua profundidade).

Tabela 2 – Resultados da análise de TWISPAN. Os valores representam o número de unidades amostrais em cada grupo formado, a espécie indicadora e riqueza de espécie por grupo. As diferenças entre a profundidade da água e os grupos TWISPAN também são mostrados, os valores representam a média e o desvio padrão, em que diferentes letras representam diferenças significativas ($p < 0,001$)

GRUPOS	A	B	C	D
N° de unidades amostrais	7	13	14	23
Espécie indicadora	<i>Cynodon dactylon</i>	<i>Luziola peruviana</i> <i>Ricciocarpus natans</i>	<i>Salvinia minima</i>	<i>Eleocharis minima</i> var. <i>minima</i> <i>Eryngium pandanifolium</i>
Riqueza	23	18	21	24
Prof.	0.71 ^a (1.8)	34.71 ^b (10.69)	28.39 ^b (11.03)	11.73 ^a (9.55)

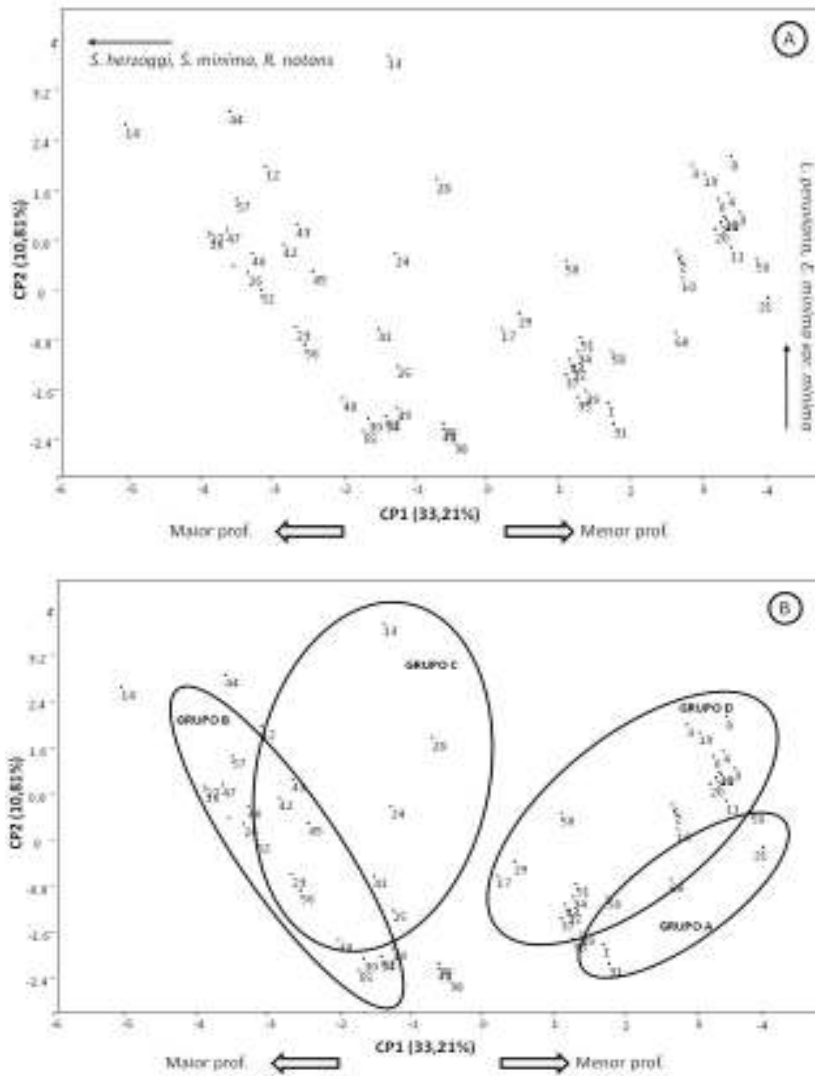


Figura 5 – (A) Resultado da análise de componentes principais (PCA) com a ordenação das unidades amostrais e espécies de macrófitas nas duas fases hidrológicas (fase seca: 1 a 30; fase inundada: 31 a 60). (B) Unidades amostrais plotadas sobre a PCA mostrando a localização dos grupos (A-D) formados pela análise TWINSpan.

DISCUSSÃO

A Região Sul do Brasil apresenta uma alta diversidade de áreas úmidas (aproximadamente 11% da área total do estado) (Maltchick, 2003), cujas principais características são a baixa profundidade, pequena extensão e grande variedade de comunidades de plantas aquáticas (Schwarzbold e Schäfer, 1984; Maltchick, 2003). Segundo Rolon et al. (2010), as áreas úmidas do Sul do Brasil possuem aproximadamente 250 espécies de macrófitas aquáticas, com dominância de emergentes, sendo as espécies mais frequentes, *Luziola peruviana*, *Ludwigia*

peplodes, *Polygonum punctatum* e *Nymphoides indica*. O banhado estudado apresentou características estruturais semelhantes, com predomínio de emergentes e com forte dominância, principalmente, de *Luziola peruviana*, sendo encontradas aproximadamente 15% das espécies reportadas para o estado. Estes resultados indicam que o banhado estudado apresenta uma notável comunidade de macrófitas, no entanto existem diferenças estruturais fundamentais entre os transectos com base na influência da inundação.

Os níveis de água de banhados lacustres são geralmente controlados pelo balanço entre precipitação e evapotranspiração, mas também são influenciados pela variabilidade ano a ano nos níveis do lago, se é drenado ou aberto ao lago (Mitsch e Gosselink, 2000). Durante este estudo, foram encontradas variações significativas nos níveis de água do banhado e estas estiveram relacionadas às estações de maior e menor precipitação (Inverno e Verão), sendo que somente o transecto 2 foi influenciado pelo pulso de inundação da lagoa no período de cheia. Estes resultados indicam que o regime hidrológico do banhado estudado é determinado principalmente pelas variações sazonais de precipitação e os níveis de água da lagoa Caiubá.

O regime hidrológico em terras úmidas tem sido considerado, por vários autores, o maior determinante do desenvolvimento da comunidade vegetal e dos padrões de zonação das plantas em áreas úmidas (Spence, 1967; Junk, 1989; Mitsch e Gosselink, 2000; Bunn e Arthington, 2002). No Sul do Brasil a alteração das fases hidrológicas (com inundação, sem inundação e seca) tem influenciado a estrutura da comunidade de macrófitas aquáticas, de modo que, geralmente, períodos de ocorrência de inundações estão associados a menores valores de riqueza (Maltchik et al., 2005; Schott et al., 2005; Maltchik et al., 2007; Rolon et al., 2010). No banhado estudado, as fases hidrológicas influenciaram de maneira diferente os três transectos. Somente os transectos 1 e 3 sofreram uma redução nos valores médios de riqueza e diversidade de espécies com a inundação. Segundo Rolon et al. (2010), o evento de inundação é uma variável complexa que envolve vários atributos (duração, frequência, amplitude e tempo) que afetam a biota de diferentes formas.

Mitsch e Gosselink (2000) consideram que, de forma geral, a riqueza de espécies da comunidade vegetal aumenta com o aumento do fluxo, provavelmente porque a ação da água e transporte de sedimento causam a habilidade de renovação de minerais e redução das condições anaeróbicas. A maior influência hidrológica no

transecto 2, devido ao pulso de inundação da lagoa, deve ter contribuído para o aumento dos valores médios de riqueza, diversidade e homogeneidade.

Por outro lado, a inundação compromete a penetração de luz e a habilidade das plantas emergentes em alcançar a superfície da água (Casanova e Brock, 2000), além disso, em solos inundados as mudanças no conteúdo de oxigênio e outras condições químicas limitam o número e tipo de plantas enraizadas que podem sobreviver nestas condições (Mitsch e Gosselink, 2000). Os menores valores de riqueza e diversidade de espécies durante a fase inundada nos transectos 1 e 3 foram causados pelo desaparecimento de oito espécies emergentes e pela dominância de *Luziola peruviana*. van der Valk et al. (1994) em um estudo experimental de longo prazo no complexo de Wetlands no Delta Marsh, Manitoba, Canadá encontrou que a abundância e a distribuição das espécies foi afetada pelos altos níveis de água sendo que o mais notável impacto foi a grande redução da vegetação emergente, a qual foi acompanhada pelo aumento da cobertura de espécies submersas e flutuantes livres. Neste estudo, a inundação no transecto 2 foi acompanhado de um aumento significativo nos valores de importância das espécies flutuantes, como por exemplo *Salvinia herzogii* (VI seca = 3,55; VI inundada = 13,51), *Ricciocarpus natans* (VI seca = 3,17; VI inundada = 7,84), *Azolla filiculoides* (VI seca = 6,62; VI inundada = 12,86), o que pode ter contribuído para o aumento dos valores médios de riqueza e diversidade neste local. Motta Marques et al. (2002), em estudos no banhado do Taim (planície costeira do Rio Grande do Sul, Brasil), região próxima a área do estudo, também observou que as macrófitas estão relacionadas a profundidade e que o aumento da lâmina de água está associado a predominância de espécies flutuantes, as quais podem dominar o ambiente em situações de inundação por períodos prolongados. Estes resultados indicam que as diferentes condições ecológicas estabelecidas durante a fase de inundação levaram a uma mudança na riqueza e diversidade, selecionando as espécies tolerantes.

Segundo Thomaz et al. (2007), em planícies de inundação os eventos de inundação tendem a tornar as características físicas, químicas e biológicas similares entre os dois ambientes (lagoa e planície de inundação), decrescendo a substituição de espécies, e favorecendo a diversidade. Neste estudo, o transecto (T2) que obteve o pulso de inundação da lagoa apresentou os menores valores de substituição de espécies (diversidade beta), e os maiores valores de diversidade e homogeneidade de

espécies. Isto ocorre por que em níveis intermediários de distúrbio e intensa inundação (que promovem alta conectividade) as trocas entre os habitats aumentam a probabilidade de espécies raras se dispersarem e colonizar novos locais, possibilitando a coexistência de várias espécies (Thomaz et al., 2007).

Por outro lado, segundo estes mesmos autores, os baixos níveis de água e interrupção da conectividade podem provocar a maximização da competição, levando a extinções locais e dominância de algumas espécies (Thomaz et al., 2007). Nos transectos 1 e 3 os maiores valores de diversidade beta foram acompanhados da redução dos valores médios de homogeneidade de espécies, com forte dominância de poucas espécies. Este fato também pode ser explicado pela maior heterogeneidade nos níveis de água ao longo dos transectos 1 e 3, evidenciados pelos maiores coeficientes de variação da profundidade da coluna d'água, corroborando com as predições de Harrison et al. (1992). Dessa forma, neste estudo a intensidade da inundação e a conectividade com a lagoa Caiubá foram determinantes para as diferenças estruturais da comunidade de macrófitas aquáticas no banhado.

Segundo Weiher e Keddy (1995), os fatores ambientais atuam como filtros (direta ou indiretamente) selecionando o subconjunto de espécies com características apropriadas para um habitat, dirigindo os processos de estruturação da comunidade. Neste estudo, pode ser observado através dos resultados da PCA, que as espécies foram estruturadas em relação aos níveis de água. Ocorreu a formação de quatro grupos característicos, onde ficou evidente que as espécies emergentes foram favorecidas pelas menores profundidades (Grupos A e D) em contraste com as flutuantes (Grupos B e C). Estes resultados corroboram com outros estudos (van der Valk et al., 1994; Fernández-Aláez et al., 1999; Motta Marques et al., 2002). Dessa forma, como encontrado por Weiher e Keddy (1995), no banhado estudado as espécies com características semelhantes (principalmente funcionais) foram agrupadas e as diferenças nas abundâncias das espécies representaram a seleção de um conjunto de características no pool de espécies, direcionadas pelas variações nos níveis de água.

No entanto, todos os grupos formados pelo TWISPAN tiveram a espécie *Luziola peruviana* no ranking das cinco espécies com maior valor de importância. Esta espécie vem sendo documentada por vários autores como uma das mais frequentes em áreas úmidas (Rolon et al., 2004; Maltchik et al., 2007; Rolon et al., 2008; Rolon et al., 2010). Essa macrófita apresenta uma vantagem competitiva, pois possui uma boa capacidade

de rebrotamento, reprodução por sementes e estolões, e crescimento vegetativo durante todo o ano, características que a permitem acompanhar as variações do nível da água ao longo do período sazonal (Neiff, 2000; Boldrini et al., 2005).

A influência da profundidade da água e sua variabilidade temporal na estrutura da comunidade de macrófitas aquáticas no banhado foi evidenciada. O pulso de inundação da lagoa Caiubá ocasionou um aumento nos valores médios de riqueza, diversidade e homogeneidade de espécies, devido principalmente a conectividade e as trocas entre os dois sistemas. Em contraste, a inundação derivada somente de influxos via precipitação produziram uma maior heterogeneidade ao longo dos transectos, resultando em maior substituição de espécies e menores valores de riqueza e diversidade, com dominância da espécie *Luziola peruviana*. As espécies responderam diferentemente aos efeitos da inundação, sendo que submersas e flutuantes foram favorecidas pelos altos níveis de água em detrimento das espécies emergentes.

Estes resultados indicam a importância da manutenção do regime hidrológico, principalmente nos eventos de conectividade entre os sistemas, para a riqueza e diversidade da comunidade de macrófitas aquáticas em banhados no sul do Brasil. Entretanto, estudos ecológicos de longa duração que propiciem o acompanhamento sazonal da variação no nível da água são necessários para o melhor entendimento dos processos funcionais que estruturam a comunidade de macrófitas aquáticas nestes sistemas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Amoros, C., Bornette G., 2002. Connectivity and bio-complexity in waterbodies of riverine floodplains. *Fres. Biol.* 47, 761–776.

Boldrini, I.I., Longhi-Wagner, H.M., Boechat, S.C., 2005. *Morfologia e Taxonomia de Gramíneas Sul-Rio-Grandenses*. Porto Alegre: UFRGS. 96p.

Bunn, S.E., Arthington, A.H., 2002. Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Env. Man.* 30, 492–507.

Casanova, M.T., Brock, M.A., 2000. How do depth, duration and frequency of flooding influence the establishment of wetland plant communities? *Plant Ecol.* 147, 237-250.

Estimates® Statistical Estimation of species richness and shared species from samples. Version 8.0.0 Copyright© 2006 R. K. Colwell. Disponível em: <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>

Fernández-Aláez, C., Fernández-Aláez, M., Bécares, E., 1999. Influence of water level fluctuation on the structure and composition of the macrophyte vegetation in two small temporary lakes in the northwest of Spain. *Hydrobiol.* 415, 155-162.

Harrison, S., Ross, S.J., Lawton, J.H., 1992. Beta diversity on geographic gradients in Britain. *J. of An. Ecol.* 61, 151-158.

Hill, M.O., 1979. TWINSPLAN: a FORTRAN program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of the individual attributes. Ithaca, NY: Cornell University. 60 pp.

Irgang, B.E., Gastal, C.V.S., 1996. *Macrófitas Aquáticas da Planície Costeira do RS.* Porto Alegre. 290pp.

Junk, W.J., Bayley, P.B., Sparks, R.E., 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Can. S. Pub. of Fis. and Aq. Scien.* 106, 110–127.

Junk, W.J., Watzen K.M., 2006. Flood pulsing and the development and maintenance of biodiversity in floodplains. In.: Batzer, D. P. e Sharitz, R. R. (Eds.). *Ecology of Freshwater and Estuarine Wetlands* University of California Press.. Los Angeles. pp. 407 – 435.

Krusche, N., Saraiva, J.M.B., Reboita, M.S., 2002. Normais climatológicas provisórias de 1991 a 2000 para Rio Grande, RS. Rio Grande. 104 pp.

Magurran, A.E., 1989. *Diversidad ecológica y su medición.* Barcelona: Ediciones Vedral.

Maltchik, L., 2003. Three new wetlands inventories in Brazil. *Interc.* 28, 421-423.

Maltchik, L., Medeiros, E.S., 2001. Does hydrological stability influence biodiversity and community stability? A theoretical model for lotic ecosystems from the Brazilian semiarid region. *Ciê. e Cult.* 53, 44-48.

Maltchik, L., Rolon, A.S., Guadagnin, D.L., Stenert, C., 2004. Wetlands of Rio Grande do Sul, Brazil: a classification with emphasis on plant communities. *Acta Limnol. Bras.* 16, 137-151.

Maltchik, L., Oliveira, G.R., Rolon, A.S., Stenet, C., 2005. Diversity and stability of macrophyte community in three shallow lakes associated to a floodplain system in South of Brazil. *Interc.* 30, 166-170.

Maltchik, L., Rolon, A.S., Schott, P., 2007. Effects of hydrological variation on the aquatic plant community in a floodplain palustrine wetland of Southern Brasil. *Limnol.* 8, 23-28.

Medeiros, E.S., Maltchik, L., 2001. Fish assemblage stability in na intermittently flowing stream from the Brazilian semiarid region. *Aust. Ecol.* 26, 156-164.

Motta Marques, D., Tucci, C. Calazans, D., Callegaro, V.L.M., Villanueva, A., 2002. O sistema hidrológico do Taim – Site 7. In.: Seeliger, U.; Cordazzo, C. e Barbosa, F. (Eds.) Os sites e o Programa Brasileiro de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração. Belo Horizonte.

Mitsch, W.J., Gosselink, J.G., 2000. Wetlands. New York: John Wiley and Sons. 920 pp.

Neiff, J.J., 2000. Diversity in some tropical wetland systems of South América; p. 1-32 In B. Gopal e W. Junk (eds.). Wetlands Biodiversity. Volume II. Backhuys Publish.: The Netherlands.

Rolon, A.S., Homem, F.R., Maltchik, L., 2010. Aquatic macrophytes in natural and managed wetlands of Rio Grande do Sul State, Southern Brazil. Acta Limnol. Bras. 22, 133-146.

Rolon, A.S., Lacerda, T., Maltchik, L., Irgang, B.E., 2004. Levantamento de macrófitas aquáticas em áreas úmidas do Rio Grande do Sul, Brasil. Acta Limnol. Leopold. 26, 17-35.

Rolon, A.S., Maltchik, L., Guadagnin, D.L., 2008. Influence of area, habitat and water chemistry on richness and composition of macrophyte assemblages in southern Brazilian wetlands. J. of Veg. Scien. 19, 221-228.

Santos, A.M., Thomaz, S.M., 2007. Aquatic macrophyte diversity in lagoons of a tropical floodplain: The role of connectivity and water level. Aust. Ecol. 32, 177-190.

Schwarzbold, A., Schäfer, A., 1984. Gênese e morfologia das lagoas costeiras do Rio Grande do Sul. Amaz. 9, 87-104.

Schott, P., Rolon, A.S., Maltchik, L., 2005. The dynamics of macrophytes in an oxbow lake of the Sinos River basin in south Brazil. Verhandlungen. Internationale Vereinigung fuer theoretische und angewandte Limnol. 29, 815-820.

Spence, D.H.N., 1967. Factors controlling the distribution of freshwater macrophytes with particular reference to the lochs of Scotland. J. Ecol. 55, 147–170.

Tockner, K., Ward, J.V., 1999. Biodiversity along riparian corridors. Large Rivers 1, 293–310.

Tockner, K., Malard, F., Ward, J.V., 2000. An extension of the flood pulse concept. Hydrol. Proc. 14, 2861–2883.

Thomaz, S.M., Bini, L.M., Bozelli, R.L., 2007. Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplains systems. Hydrobiol. 579, 1-13.

van der Valk, A.G., 2005. Water-level fluctuations in North American Prairie wetlands. Hydrobiol. 539, 171-188.

van der Valk, A.G., Squires, L., Welling, C.H., 1994. Assessing the impacts of an increase in water level on wetland vegetation. *Ecol. Appl.* 4, 525-534.

van Geest, G.J., Wolters, H., Roosen, F.C.J.M., Coops, H., Roijackers, R.M.M., Buijse, A.D, Scheffer, M., 2005. Water-level fluctuations affect macrophyte richness in floodplain lakes. *Hydrobiol.* 539, 239-248.

Vieira, E.F., Rangel, S.R.S., 1988. Planície Costeira do Rio Grande do Sul. *Geografia Física, Vegetação e Dinâmica Sócio-Dmográfica*. Porto Alegre: Sagra. 256 pp.

Weiher, E., Keddy, P.A., 1995. The assembly of experimental wetland plants communities. *Oikos* 73, 323 – 335.

Whittaker, R.H., 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon* 21, 213-251.

4. CAPÍTULO 2

Características ambientais de um banhado subtropical sob diferentes níveis de inundação e seus efeitos na comunidade de macrófitas aquáticas.

S.A. Pereira^{a,*}, C. Palma-Silva^a, S.M. Hefler^b

^aLaboratório de Limnologia, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Rio Grande – FURG, Av. Itália, s/n Km8, CEP 96201-900, Rio Grande, RS, Brasil.

^bLaboratório de Botânica, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Rio Grande – FURG, Av. Itália, s/n Km8, CEP 96201-900, Rio Grande, RS, Brasil.

*Autor para correspondência. Tel. (053) 32935164; email: sabri.pereira@hotmail.com (S.A. Pereira)

RESUMO: Em planícies de inundação os eventos de seca e inundação têm sido reportados como as principais forças que governam a dinâmica dos banhados. Neste trabalho foi analisada a dinâmica de um banhado associado à lagoa Caiubá, com base nas mudanças de estrutura da comunidade de macrófitas aquáticas e características ambientais em duas fases hidrológicas distintas. A maioria das variáveis ambientais apresentou diferenças significativas em relação às duas amostragens. A estrutura da comunidade de macrófitas aquáticas foi principalmente relacionada com a profundidade da água e as características do sedimento. O efeito da profundidade da coluna d'água nos valores de potencial redox do sedimento foi evidenciada, sendo que as diferentes estratégias de colonização das espécies apresentaram um padrão de zonação em relação a esta característica. Do mesmo modo, a heterogeneidade espacial da vegetação aquática, resultante das diferentes respostas de cada espécie às pressões ambientais, influenciaram a dinâmica do banhado, através de modificações nos valores de potencial redox. Estes resultados indicam a importância das flutuações dos níveis de água e do clima regional nos diferentes padrões da estrutura da vegetação aquática e nas funções ecológicas de banhados no sul do Brasil.

Palavras-chave: wetlands, variabilidade hidrológica, potencial redox, zonação.

INTRODUÇÃO

Os banhados abrangem áreas caracterizadas pela grande heterogeneidade de habitats, determinadas, primeiramente, pelas suas características geomorfológicas, climáticas e seu regime hidrológico. Estas características dão origem a condições únicas de sedimento e do conjunto de organismos presentes, especialmente, a vegetação que pode estar adaptada ou não às condições de saturação do solo (Junk et al. 1989; Mitsch e Gosselink 2000).

Os banhados são ecossistemas de transição (ecótono entre ambiente terrestre e aquático) extremamente dinâmicos, caracterizados principalmente por seu regime hídrico, o qual define os padrões e as mudanças nas características físico-químicas da coluna de água e do sedimento (Mitsch e Gosselink 2000; van der Valk 2005; Junk e Wantzen 2006). Estes ambientes são caracterizados, principalmente, pela baixa

profundidade, a qual associada à intensa ação dos ventos resulta em uma constante circulação da água, grande interação sedimento-água, o que privilegia os processos horizontais (Schwarzbold e Schäfer 1984; Esteves 1998; Scheffer 1998; Maltchick et al. 2003). Além disso, esta associação (baixa profundidade e ação dos ventos) provoca intensa resuspensão dos sedimentos, onde o material orgânico e os nutrientes estocados no sedimento permanecem em suspensão, com conseqüências na qualidade da água (Carper e Bachmann 1984; Bengtsson e Hellstrom 1992; Søndergaard et al. 2003).

Em planícies de inundação os eventos de seca e inundação têm sido reportados como as principais forças que governam a dinâmica do banhado (Junk et al. 1989; van der Valk 2005; Junk e Wantzen 2006; Maltchik et al. 2007). Na inundação a água preenche os espaços entre as partículas do sedimento reduzindo drasticamente a difusão do oxigênio e levando-o a condições anaeróbicas ou redutoras, as quais são refletidas em baixos valores de potencial redox (Mitsch e Gosselink 2000). De acordo com vários autores (Moore e Reddy 1994; Newman et al. 1996; Pezeshki et al. 1996; Chabbi et al. 2000), o potencial redox do solo é o maior indicador das reações químicas que governam fisiologicamente ou biologicamente a demanda de oxigênio, decomposição, equilíbrio geoquímico, e conseqüentemente as condições de vida para plantas. Assim, as variações do regime hidrológico podem ser determinantes para as funções ecológicas dos banhados, afetando a produtividade, acumulação de matéria orgânica, ciclagem de nutrientes, condições anóxicas do sedimento, e também a riqueza, composição e distribuição das espécies (Mitsch e Gosselink 2000; Junk e Wantzen 2006).

A alteração de períodos de seca e inundação afeta o estabelecimento das plantas, por estimulação ou inibição da germinação (Brock e Britton 1995), por modificações na disponibilidade de oxigênio do solo, e subseqüente concentrações de nutrientes e substâncias tóxicas, pela tolerância individual das espécies e pela mudança da disponibilidade de luz com a profundidade (Mitchell e Rogers 1985). Os componentes do regime hidrológico (duração, freqüência, amplitude, tempo e conectividade) e seus efeitos nas características dos banhados têm sido considerados importantes nos padrões de riqueza, diversidade e zonação de espécies de macrófitas aquáticas (Weiher e Keddy 1995; Fernández-Aláez et al. 1999; Casanova e Brock

2000; Maltchik et al. 2005; van der Valk 2005; van Geest et al. 2005; Maltchik et al. 2007).

A distribuição e o crescimento da vegetação, resultantes do efeito da profundidade da água, podem também controlar as características dos banhados por uma série de mecanismos, incluindo a geração de matéria orgânica, estabilização do sedimento, modificações nas condições redox, e na passagem de gases metabólicos para a atmosfera (Junk e Wantzen 2006; Miller e Fugii 2010). Algumas espécies emergentes, por exemplo, possuem uma anatomia interna que permite o fluxo de ar através da planta até as raízes abaixo do solo, essa adaptação permite sobreviver a períodos mais prolongados de inundação e provoca perdas de oxigênio para o sedimento aumentando os valores redox (Mitsch e Gosselink 2000). A aeração na zona de raízes dessas plantas pode, portanto, influenciar nas reações químicas do sedimento, e assim a concentração e disponibilidade de nutrientes (Andersen e Olsen 1994; Risgaard-Petersen e Jensen 1997; Christensen e Wigand 1998). Miller e Fujii (2010) reportaram que as diferenças ambientais associada com diferenças nas comunidades de plantas têm importantes efeitos nos processos biogeoquímicos nos banhados.

No Brasil calcula-se que cerca de 400.000 Km² ou 5% do território são cobertos por áreas alagáveis (Esteves 1998), e segundo Maltchik (2003) a região sul do país é caracterizada por uma alta diversidade e densidade desses ambientes, correspondendo a 11% da área total do estado. A região sul do Brasil é caracterizada por um grande número de banhados, os quais suportam uma alta diversidade de macrófitas aquáticas, aproximadamente 250 espécies (Maltchik 2003; Bertoluci et al. 2004; Rolon et al. 2004; Rolon et al. 2008). Nestes ambientes a alteração das fases hidrológicas tem influenciado a riqueza, biomassa e composição de espécies de macrófitas (Maltchik et al. 2005; Maltchik et al. 2007; Rolon et al., 2010). Este trabalho teve por objetivo avaliar como a variação do nível de água influencia as características ambientais de um banhado associado a uma lagoa costeira, e quais os principais efeitos na comunidade de macrófitas aquáticas.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O trabalho foi desenvolvido em um banhado subtropical associado à Lagoa Caiubá (32°25' S e 52°30' W), localizada na planície costeira do estado do Rio Grande do Sul, sul do Brasil (Fig. 1). A Lagoa Caiubá faz parte, juntamente com a Lagoa das Flores e o Banhado Maçarico, do subsistema norte do complexo do Sistema Hidrológico do Taim (SHT) e bacia hidrográfica da Lagoa Mirim. Este subsistema tem uma área total de 387 km², cujas principais características são a interligação entre as duas lagoas, o fluxo predominante no sentido Norte-Sul e uma capacidade de demanda instalada para irrigação que está acima da capacidade de armazenamento das lagoas (Motta Marques et al. 2002). A lagoa Caiubá possui um comprimento aproximado de 8,3 km e largura de 1,2 km.

O banhado estudado fica localizado na margem leste da lagoa (32° 23' 3.97" S 52° 29' 3.54" W) e possui um área aproximada de 0,5 ha.. Nos períodos em que o nível d'água da lagoa Caiubá eleva-se (maior precipitação) o banhado recebe influxos hidrológicos. Durante o período de estudo as precipitações apresentaram-se bem distribuídas, no entanto maiores valores de taxa de evaporação foram observados na primavera e verão. (Tabela 1).

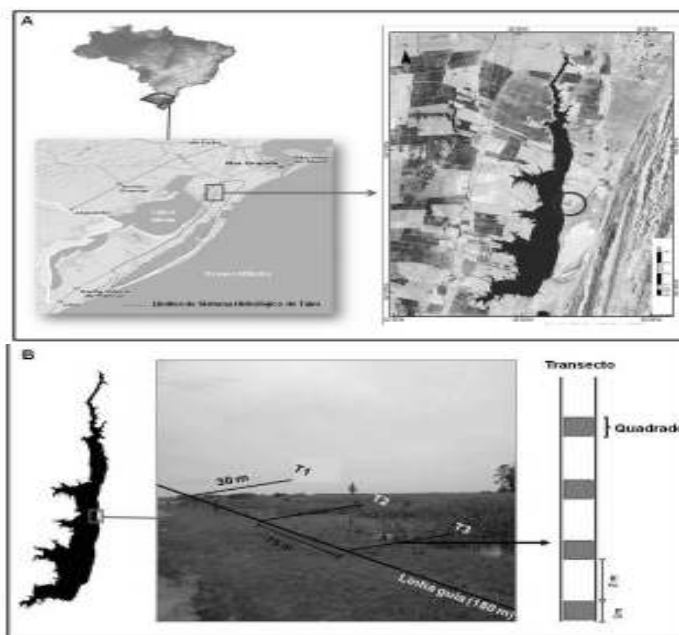


Fig. 1 – Área de estudo. A) Localização geográfica. B) Delineamento amostral.

O clima da região, pela classificação de Köppen, encontra-se incluído no tipo Cfa (subtropical úmido), caracterizado pela intensa umidade no inverno e primavera, quando os índices pluviométricos registram os maiores valores. Durante o verão há

maior dessecação dos solos, dada às médias termométricas superiores a 20°C (Krusche et al. 2002). Os ventos de nordeste dominam durante a maior parte do ano, sendo que nos meses de outono e, principalmente, no inverno, ventos de sul, sobretudo sudoeste começam a ter importância significativa (Krusche et al. 2002).

Tabela 1 – Variáveis meteorológicas durante o ano do estudo. Em destaque os meses de amostragem. Fonte: Estação meteorológica da Universidade Federal do Rio Grande – FURG.

	Taxa de precipitação (mm)	Taxa de evaporação (mm)	Temperatura do ar (°C)	Velocidade do vento (m.s ⁻¹)
Out/09	122.8	124.6	16.69	4.14
Nov/09	269.9	163.5	20.87	3.84
Dez/09	110.3	130.1	21.97	4.11
Jan/10	83.8	137.1	24.48	3.19
Fev/10	277.2	111	24.94	2.9
Mar/10	42.6	118.1	23.02	3.05
Abr/10	134.9	142.8	19.64	2.35
Mai/10	203.8	84.5	17.23	2.34
Jun/10	98.3	86.1	13.68	1.9
Jul/10	214.2	89.7	13.2	2.35
Ago/10	39.6	66.3	13	2.3
Set/10	139	87.3	15.88	3.07
Out/10	48.4	163.7	17.14	2.89

Metodologia

O estudo foi realizado em dois períodos de amostragem, um em Janeiro (período de menores níveis de água – fase seca) e outro em Julho (período de maiores níveis de água – fase inundada). Para amostragem foi demarcada uma linha guia de 180 m percorrendo a extensão do banhado na face com maior contato com a lagoa (Fig. 1B). Desta linha, partiram três transectos, paralelos entre si, perpendiculares a lagoa e orientados em direção ao interior do banhado. As transecções foram consideradas independentes, mediam 30 m cada e estavam distanciados 75 m entre si. As unidades amostrais se constituíram de quadrados de 1m X 1m, e foram distribuídos de maneira sistemática e alternada, distantes 2 m entre si, ao longo de cada transecto, totalizando 10 unidades amostrais por transecção. Em cada unidade amostral foi estimada a porcentagem de cobertura das espécies de macrófitas baseada na escala de Domin-Krajina: 0 = ausente; 1 = 0-20% de cobertura; 2 = 21-40% de cobertura; 3 =

41-60% de cobertura; 4 = 60-80% de cobertura; 5 = 80-100% de cobertura. A denominação “macrófitas aquáticas”, bem como a classificação do tipo ecológico seguiram Irgang e Gastal Jr. (1996).

Durante as amostragens também foram mensuradas as características ambientais da coluna d’água e do sedimento em cada unidade amostral. Na coluna d’água foram medidos *in situ* a profundidade, temperatura (°C), concentração de oxigênio dissolvido (mg.L⁻¹) e pH, com auxílio Termistor/oxímetro Oakton, Oxímetro de campo – OAKTON, pHmetro digital - HANNA HI 8314, respectivamente. Amostras de água da camada superficial foram coletadas e acondicionadas em garrafas plásticas para posterior análise em laboratório. Foram estimados os valores de turbidez, com turbidímetro de bancada Quimis, alcalinidade total (meq.L⁻¹) determinada pelo método de Gran (Carmouze 1994); Nitrogênio total (mg.L⁻¹) pelo método de Kjeldahl (Mackereth et al. 1978); Fósforo total (µg.L⁻¹) (Valderrama 1981). Os valores do material em suspensão (mg.L⁻¹) foram obtidos pelo método gravimétrico por meio da filtração de volumes de água conhecidos, utilizando filtros (GF/C). As concentrações de clorofila-a (mg.L⁻¹) foram determinadas a partir de Mackinney (1941) e Chorus e Bartram (1999).

Foram coletadas amostras da camada superficial do sedimento com auxílio de um corer com tubo 7 cm de diâmetro. As amostras foram imediatamente acondicionadas em sacos plásticos fechados e encaminhadas ao laboratório. Foram estimados os valores de potencial redox (mV) na profundidade de 2-3 cm do sedimento usando um aparelho HANNA HI8314 com eletrodo de referência da platina, conteúdo de matéria orgânica determinando através da porcentagem de matéria orgânica, por gravimetria, em calcinação de peso conhecido em forno mufla a 503°C. As concentrações de nitrogênio total (Nt) foram determinadas pelo método Kjeldahl (Allen et al. 1974) e fósforo total (Pt) por espectrometria depois de digestão ácida segundo Fassbender (1973).

Para a caracterização da estrutura da comunidade de macrófitas foram estimados a riqueza (n° total de espécies), frequência relativa e valor de importância, também foi calculado o índice de diversidade de Shannon. Índices de diversidade beta (β -1 e β -2) (Harrison et al. 1992), foram calculados objetivando quantificar a substituição de espécies ao longo de cada transecção. A heterogeneidade ambiental foi usada como preditor da substituição de espécies. Para isto foram utilizados três

categorias, baseadas na sua reconhecida influência no desenvolvimento das plantas aquáticas, as quais foram: disponibilidade de nutrientes, condições de luminosidade e distúrbios da flutuação dos níveis de água. Estas foram calculadas pela soma dos coeficientes de variação, do Nitrogênio e Fósforo total da água e do sedimento, da Turbidez, Clorofila-a e Material em suspensão, e da Profundidade da coluna de água e potencial redox, respectivamente. Análises de regressão linear foram utilizadas para testar o efeito da heterogeneidade ambiental representada por cada uma das categorias na substituição de espécies (diversidade beta).

Os dados de vegetação foram analisados por análise de agrupamento. A distância Euclidiana foi utilizada como medida de dessemelhança e o método de Ward como algoritmo de ligação. Os dados de riqueza, diversidade e as variáveis ambientais da coluna d'água e do sedimento foram testados quanto a normalidade, e quando necessário foram log (x+1) transformados. As diferenças destes valores entre as comunidades e os períodos de amostragem foram testados através de análises de variância, ANOVA seguido do teste de Tukey para dados com distribuição normal e Kruskal- Wallis seguido do teste de Dunn para os não normais.

Uma análise de correspondência canônica - CCA (Ter Braak 1986) foi feita para relacionar a composição das espécies de macrófitas e variáveis ambientais. A matriz dos dados de composição da comunidade de macrófitas foi baseada na escala de abundância de espécies (porcentagem de cobertura). As variáveis ambientais foram centradas, padronizadas e submetidas ao CANOCO 4.5 frente à “seleção de variáveis explicativas” em ordem para evitar o aumento artificial da explicação da variação por uma mera mudança. Um teste de Monte Carlo foi usado para testar a significância dos autovalores dos eixos gerados na análise e na correlação espécies-variáveis ambientais (usando 500 randomizações).

RESULTADOS

Um total de 37 espécies, distribuídas em 35 gêneros e 20 famílias foram encontradas nas duas fases (seca e inundada), sendo que destas, 8 espécies dominaram a vegetação (frequência média > 5 %) (Tabela 2) . Houve predominância de macrófitas aquáticas emergentes e anfíbias, e a riqueza e diversidade total do banhado não diferiram significativamente entre as duas amostragens ($F_{1,58} = 0,51429$ $p = 0,47617$ e $F_{1,54} = 2,9312$ $p = 0,09262$).

Tabela 2 – Frequência das espécies de macrófitas aquáticas (calculada pela média da frequência de ocorrência por espécie por fase) no banhado estudado, listadas em ordem de abundância e por tipo ecológico.

ESPÉCIES	CÓDIGO	FREQUÊNCIA (%)
Submersas		
<i>Myriophyllum aquaticum</i> (Vell.) Verdc.	myraq	6,13
<i>Utricularia breviscapa</i> C. Wright ex Griseb.	utrib	4,60
<i>Wolffiella oblonga</i> (Phil.) Hegelm.	wolffo	3,12
Flutuantes		
<i>Azolla filiculoides</i> Lam.	Azofil	9,82
<i>Salvinia herzogii</i> de la Sota	slvher	6,79
<i>Salvinia minima</i> Baker	slvmin	4,03
<i>Ricciocarpos natans</i> (L.) Corda	ricnts	3,41
<i>Lemna valdiviana</i> Phil.	lemvld	3,03
<i>Pistia stratiotes</i> L.	pistst	2,95
<i>Eichhornia azurea</i> (Sw.) Kunth	Echazu	2,24
<i>Spirodela intermedia</i> W. Koch	spinter	1,16
<i>Wolffia brasiliensis</i> Wedd.	wolfb	0,89
Emergentes e/ou anfíbias		
<i>Luziola peruviana</i> Juss. ex J.F.Gmel.	ludpep	13,19
<i>Scirpus giganteus</i> Kunth	scrpig	7,51
<i>Ludwigia peploides</i> (Kunth) P.H.Raven	ludpep	6,85
<i>Eleocharis minima</i> Kunth var. <i>minima</i>	Elcmin	6,12
<i>Cyperus giganteus</i> L.	Cypgig	5,07
<i>Pontederia cordata</i> L.	pontcrd	4,26
<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.	Cyndac	3,93
<i>Paspalum vaginatum</i> Sw.	pasvag	3,57
<i>Nymphoides indica</i> (L.) Kuntze	nymind	3,53
<i>Bacopa monnieri</i> (L.) Pennell	Bacm	3,42
<i>Axonopus compressus</i> (Sw.) P. Beauv.	Axpcp	2,90
<i>Hydrocotyle bonariensis</i> Lam.	Hydbon	2,86
<i>Eryngium pandanifolium</i> Cham. & Schltld.	Erypan	1,88
<i>Enydra anagallis</i> Gardner	Enyana	1,79
<i>Centella asiatica</i> (L.) Urb.	Cen	1,31
<i>Alternanthera philoxeroides</i> (Mart.) Griseb.	Altph	1,25
<i>Polygonum punctatum</i> Elliott	polpnc	1,23
<i>Schoenoplectus californicus</i> (C.A.Mey.) Soják	Schclf	0,89
<i>Eleocharis</i> cf. <i>maculosa</i> (Vahl) Roem. & Schult.	Elcma	0,87
<i>Cephalanthus glabratus</i> (Spreng.) K. Schum.	Cephg	0,85
<i>Desmodium</i> cf. <i>incanum</i> DC.	Desm	0,64
<i>Justicia laevilinguis</i> (Nees) Lindau	Juslae	0,61
<i>Leersia hexandra</i> Sw.	lerhex	0,43
<i>Oxalis corniculata</i> L.	oxcorn	0,43
<i>Polygonum meisnerianum</i> Cham. & Schltld.	polmes	0,40

O banhado foi caracterizado por baixa coluna d'água (variando de 0 a 60 cm), pH entre 5.57 a 6.9, altas concentrações de nutrientes (Nt e Pt), elevada turbidez e material em suspensão (Tabela 3). As variáveis da coluna d'água, de maneira geral, apresentaram diferenças significativas em relação as duas amostragens. No verão (fase seca) foram observados as menores profundidade, elevados valores de temperatura da água, clorofila-a e turbidez, acompanhados de baixa concentração de oxigênio dissolvido e menores valores nitrogênio total, por outro lado no inverno (fase inundada) os valores de temperatura, clorofila-a e turbidez se reduziram significativamente enquanto que a concentração de oxigênio dissolvido e nitrogênio total aumentaram. O sedimento foi classificado como mineral, ou seja, a porcentagem de matéria orgânica em média foi menor do que 35% (Mitsch e Gosselink 2000). Os valores de potencial redox, nitrogênio e fósforo total foram menores na fase inundada, no entanto essas diferenças não foram significativas (Tabela 3).

O efeito da variabilidade ambiental na substituição de espécies, mensurado pela soma dos coeficientes de variação relativos às condições de luminosidade (turbidez, clorofila-a e material em suspensão) e disponibilidade de nutrientes (Nt e Pt da água e do sedimento) não foram significativos ($p > 0.05$), somente os efeitos de distúrbio das flutuações do nível de água (profundidade e redox) foram significativos ($r = 0,31$ $p = 0,2$ para $\beta-1$ e $r = 0,90$ $p = 0,003$ para $\beta-2$) (Fig. 2).

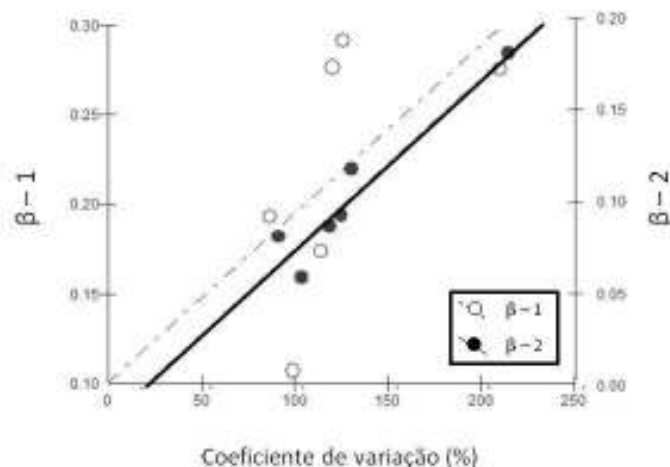


Fig. 2 – Efeito da variabilidade ambiental, representado pelos distúrbios da variação do nível de água. Estimado através da soma dos coeficientes de variação da profundidade da água e potencial redox com os valores de substituição de espécies (diversidade beta – 1 e 2). As medidas correspondem a cada transecto em cada fase hidrológica.

Tabela 3 – Variáveis ambientais e dados de vegetação nas duas fases hidrológicas e por comunidade formada na análise de agrupamento. Os valores representam à média e o desvio padrão, em que diferentes letras representam diferenças significativas (* p<0,05, ** p<0,01 e *** p<0,001). Código das variáveis: Prof.: profundidade da água; T: temperatura; OD: oxigênio dissolvido; Turb: turbidez; AT: alcalinidade total; Chl-a: clorofila-a; MS: material em suspensão; Ntágua: nitrogênio total da água; Ptágua: fósforo total da água; MO: matéria orgânica; REDOX: potencial redox; Ntsed: nitrogênio total do sedimento; Ptsed: fósforo total do sedimento.

	FASES HIDROLÓGICAS				Valor - F	COMUNIDADES			Valor - F
	SECA	INUNDADA	COMUNIDADE 1	COMUNIDADE 2		COMUNIDADE 3			
Riqueza									
Total	32	29	24	26		22			
Média									
Diversidade Total	7,7 (2,6)	7,1 (3,7)	7 (1,86) ^a	9,57 (3) ^b	0,51429	5,05 (2,9) ^a			14,755***
Média									
Espécies dominantes (VI%)	2,72	2,72	2,13	2,79	2,9312	2,29			13,886***
	1,62 (0,39)	1,41 (0,62)	1,56 (0,26) ^a	1,85 (0,4) ^a		1,13 (0,59) ^b			
	<i>Luziola peruviana</i> (VI = 15,23)	<i>Luziola peruviana</i> (VI = 15,57)	<i>Luziola peruviana</i> (VI = 21,70)	<i>Scirpus giganteus</i> (VI = 12,27)		<i>Luziola peruviana</i> (VI = 24,91)			
	<i>Eleocharis minima</i> var. <i>minima</i> (VI = 12,64)	<i>Azolla filiculoides</i> (VI = 10,47)	<i>Eleocharis minima</i> var. <i>minima</i> (VI = 19,93)	<i>Azolla filiculoides</i> (VI = 9,46)		<i>Azolla filiculoides</i> (VI = 10,74)			
Prof (cm)	15,43 (12,4)	24,06 (16,07)	5,75 (7,95) ^a	32,85 (12) ^b	7,1813**	20 (9,06) ^c			38,521***
T (°C)	26,30 (1,49)	9,13 (0,53)	27,48 (2,07) ^a	17,64 (8,59) ^{ab}	12,001***	13,97 ^b			4,8781*
OD (mg.L⁻¹)	3,22 (1,49)	7,44 (2,8)	4,02 (1,78) ^a	4,84 (2,65) ^a	65,335***	6,75 (3,7) ^b			10,454***
pH	6,30 (0,27)	6,17 (0,35)	6,28 (0,37)	6,19 (0,30)	3,3176	6,26 (0,32)			0,23726
Turb (NTU)	79,14 (142)	123,64 (34)	146 (256)	82,4 (48)	52,646***	108,5 (49)			3,1457
AT (µeq.L⁻¹)	295,2 (182)	277,4 (226)	481,2 (179) ^a	218,65 (95) ^b	-	233,36 (237) ^{ab}			-*
Chl -a (µg.L⁻¹)	234,9 (390)	27,31 (20)	362,93 (77)	91,8 (100)	26,259***	70 (97)			2,5174
MS (mg.L⁻¹)	110,5 (122)	62,61 (37,77)	741,7 (141)	59,68 (40)	-	87,82 (95)			-
Ntágua (mmol.L⁻¹)	0,18 (0,09)	0,09 (0,03)	0,24 (0,11) ^a	0,11 (0,06) ^{ab}	33,678***	0,11 (0,05) ^b			3,8365*
Ptágua (µmol.L⁻¹)	4,73 (3,15)	4,47 (2,75)	5,24 (4,8)	4,48 (2,2)	0,02052	4,546 (2,8)			0,82118
MO (%)	20,84 (13,5)	17,02 (11,8)	11,23 (9,84) ^a	23,71 (13,43) ^b	1,4518	20,87 (13) ^b			5,7037**
REDOX (mV)	31,6 (114)	-20,5 (136)	75,3 (153) ^a	-14,76 (94) ^b	3,0107	-45,42 (100) ^b			5,4751**
Ntsed (mmol.g⁻¹)	0,41 (0,24)	0,31 (0,18)	0,28 (0,23) ^a	0,44 (0,23) ^b	3,2109	0,41 (0,17) ^b			3,2805*
Ptsed (µmol.g⁻¹)	3,15 (1,79)	2,94 (1,72)	1,95 (1,76) ^a	3,81 (1,77) ^b	0,18477	3,86 (1,11) ^b			4,7302*

A análise de agrupamento distinguiu três comunidades de plantas (Fig. 3). A comunidade de plantas 1 é representada por 20 unidades amostrais e é caracterizada pela dominância das espécies *Luziola peruviana* e *Eleocharis minima* var. *minima* (VI = 21.70 e 19.93, respectivamente). A comunidade 2 inclui 21 unidades amostrais com as espécies *Scirpus giganteus* e *Azolla filiculoides* com maior dominância (VI = 12.27 e 9.46, respectivamente). A comunidade 3 com 19 unidades amostrais teve como espécies dominantes *Luziola peruviana* e *Azolla filiculoides* (VI = 24.91 e 10.74, respectivamente). A comunidade 2 apresentou significativamente os maiores valores de riqueza e a comunidade 3 os menores de diversidade de espécies (Tabela 3). As comunidades diferiram significativamente em relação à profundidade da coluna d'água, sendo que a comunidade 1 apresentou os menores valores e a comunidade 2 os maiores. A comunidade 1 apresentou significativamente os maiores valores de temperatura da água, nitrogênio total da água, potencial redox e os menores valores de matéria orgânica e fósforo total do sedimento. Cabe ressaltar que a comunidade 3 apresentou os menores valores de potencial redox.

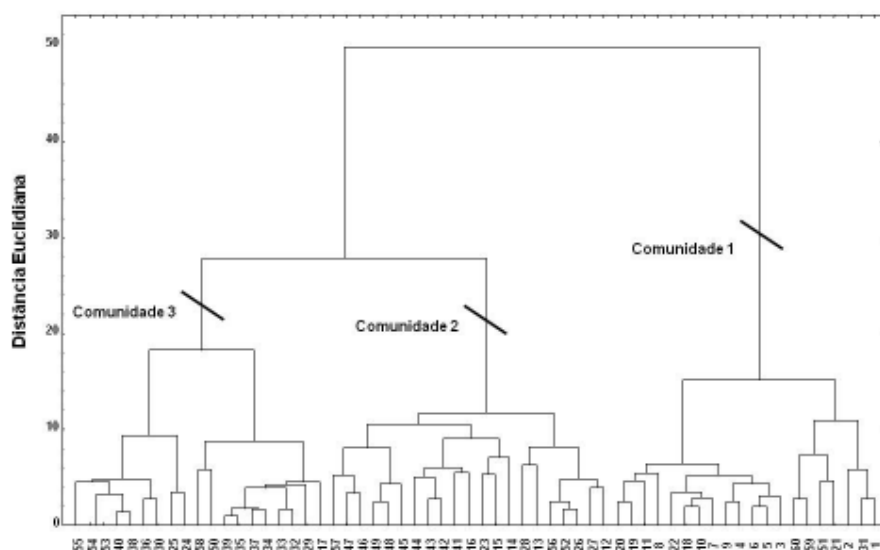


Fig. 3 – Dendrograma da análise de agrupamento mostrando a formação das três comunidades.

Os dois primeiros eixos gerados pela CCA explicaram juntos 77,6% da variação da composição das espécies (Tab. 4). Após a seleção das variáveis explicativas somente 6 permaneceram, a profundidade da coluna de água, potencial redox, conteúdo de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo total do sedimento, sendo que a

variância explicada por este grupo de variáveis foi de 24,57%. A aleatorização dos dados gerados pelo teste de permutação de Monte Carlo indicou que todos os eixos canônicos são significantes ($p < 0,01$). Isto sugere que a variação dos dados das espécies mostrou uma relação significativa com as variáveis ambientais selecionadas na análise. O eixo 1 da CCA foi correlacionado positivamente com a profundidade da água, conteúdo de matéria orgânica e fósforo total, e o eixo 2 foi positivamente correlacionado com o potencial redox. A plotagem dos grupos formados na análise de agrupamento sobre a ordenação das amostras da CCA (Fig. 4) mostraram alguma evidência de separação das comunidades ao longo dos principais gradientes ambientais, com a comunidade 1 bem separada das comunidades 2 e 3. Estes resultados confirmam a análise de variância dos dados ambientais apresentados acima. A comunidade 1 está associada a baixas profundidades de coluna d' água, matéria orgânica, fósforo total do sedimento e elevados valores de potencial redox. As comunidades 2 e 3 estão associados com maiores profundidades e concentrações de nutrientes, principalmente fósforo total do sedimento, e menores valores de potencial redox.

Tabela 4 – Resultados da Análise de Correspondência Canônica (CCA). Código das variáveis ambientais ver tabela 3.

	Eixos da CCA			
	1	2	3	4
Autovalor	0,421	0,112	0,071	0,06
Correlação de Pearson espécies - variáveis	0,858	0,703	0,676	0,67
Variância				
% da variância explicada	61,3	16,3	10,4	8,8
% cumulativa explicada	61,3	77,6	88	96,8
Correlações				
Profundidade	0,9299	0,1674	0,0552	0,3153
Redox	-0,4404	0,7584	0,2107	-0,4008
MO	0,6131	-0,2328	0,4992	-0,5605
Ptsed	0,6355	-0,3734	-0,4975	-0,275
Ntsed	0,4682	-0,4091	-0,2394	-0,1381

A distribuição das espécies mostrou as relações individuais de cada uma, sendo que, de maneira geral, no eixo 1 as espécies flutuantes estiveram relacionadas a maiores valores de profundidade, e entre as espécies emergentes a maioria das espécies rasteiras (por exemplo, a gramínea *Axonopus compressus*) estiveram

relacionadas a baixas profundidades enquanto que as emergentes altas (por exemplo, *Cyperus giganteus*) estiveram relacionadas a altas profundidades (Fig. 4B). Em relação ao eixo 2 (potencial redox), a distribuição dos diferentes tipos ecológicos não foi muito claro, no entanto, cabe ressaltar a espécie *Oxalis corniculata* que esteve relacionada com os menores valores de potencial redox e profundidade e as espécies *Polygonum meisnerianum* e *Cyperus giganteus* que estiveram relacionados a altas profundidades e valores intermediários de potencial redox.

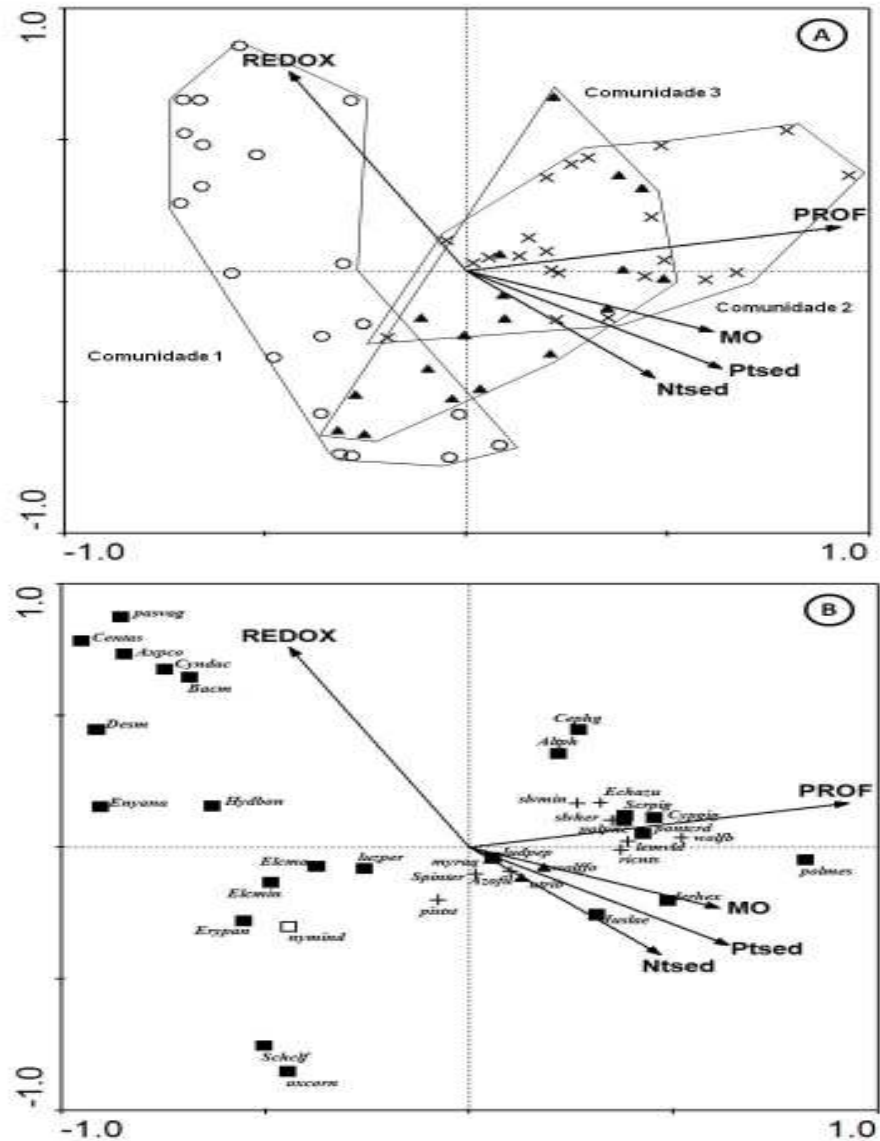


Fig. 4 - Diagrama de ordenação da CCA. Os Vetores representam as variáveis ambientais selecionadas. A - Ordenação das unidades amostrais e plotagem das três comunidades. B - Ordenação das espécies. Para as variáveis ambientais ver código tabela 1 e para as espécies ver código tabela 2.

DISCUSSÃO

Segundo a classificação proposta por Maltchik et al. (2004) para as áreas úmidas do Rio Grande do Sul, o banhado estudado é um sistema palustre, subsistema planície de inundação, tipo lacustre e classe multi-estratificada. Neste sistema a baixa profundidade e a intensa ação dos ventos (velocidade média 4,5) são responsáveis pela homogeneização da coluna de água, determinando elevados valores de material em suspensão, turbidez e concentração de nutrientes na coluna d'água.

Neste estudo foi observado diferenças nas características do banhado nas duas fases hidrológicas amostradas. Na fase seca (verão) ocorreram altos valores de clorofila-*a*, sugerindo que as condições de maior disponibilidade de radiação solar favoreceram a produção fitoplanctônica. No entanto, as concentrações de oxigênio dissolvido foram baixas (média 3,22 mg.L⁻¹) neste mesmo período, contrastando com as características da fase inundada que mesmo com menores concentrações de clorofila-*a* apresentou altos valores de oxigênio dissolvido (média 7,44 mg.L⁻¹). Este fato pode estar relacionado com o processo de decomposição, o qual pode ter sido acelerado com as maiores temperaturas e a baixa profundidade da coluna d'água. Este processo diminui as concentrações de oxigênio na superfície do sedimento, as quais possivelmente foram redistribuídas para a coluna d'água através da circulação da água (ação do vento).

No entanto segundo Mitsch e Gosselink (2000), os efeitos da hidrologia sobre a decomposição não são muito claros devido à complexidade deste processo, o qual requer doadores de elétrons, mistura, nutrientes inorgânicos, microorganismos, além de serem influenciados pela temperatura e atividade de macrodetritívoros. Assim, apesar de os resultados não serem conclusivos quanto aos mecanismos responsáveis por tais alterações na coluna d'água, eles indicam a importância da hidrologia e do clima regional nas características ecológicas de banhados do sul do Brasil.

Os eventos de inundação causam mudanças substanciais nos banhados, sendo que uma das principais está relacionada ao fato de que o alto nível de água diminui consideravelmente a difusão de oxigênio no sedimento afetando o potencial redox (de Mars e Wassen 1999; Seybold et al. 2002; Niedermeier e Robinson 2007). Thomas et al. (2009) reportaram que os valores de potencial redox respondem fortemente as mudanças nos níveis de água, decrescendo exponencialmente com o aumento da

coluna d'água. Similarmente, neste estudo, maiores profundidades estiveram relacionadas aos menores valores de potencial redox (fase inundada). A não significância estatística dos valores entre as fases hidrológicas deve-se ao fato da alta variabilidade ao longo dos transectos (alto desvio padrão). No entanto, fica evidente a influência do aumento nível de água nas condições redutoras (menor concentração de oxigênio) do sedimento no banhado estudado.

A vegetação aquática de banhados tem sido descrita em muitos estudos (Murphy et al. 2003; Maltchik et al. 2003; Rolon et al. 2004; Maltchik et al. 2005; Finlayson 2005; Howard e Wells 2009), nos quais a dominância das diferentes espécies varia de local para local. Nas áreas úmidas do Rio Grande do Sul é comum a ocorrência de espécies pertencentes a gêneros das cyperáceas (*Scirpus*, *Eleocharis* e *Cyperus*), das gramíneas, como, *Luziola* e *Panicum*, além de espécies dos gêneros *Polygonum*, *Ludwigia*, *Azolla* e *Salvinia* (Rolon et al. 2010). No banhado estudado, oito espécies destes gêneros mostraram forte dominância, indicando que os dados obtidos corroboram a diversidade de espécies encontrada em áreas úmidas do Rio Grande do Sul.

As flutuações hidrológicas, característica de planícies de inundação, alternando entre fases terrestres e aquáticas criam uma heterogeneidade ambiental que contribui para uma alta biodiversidade (Gopal e Junk 2000), mas também ambos extremos (eventos de seca e inundação) selecionam as espécies tolerantes a tais condições (Weiher e Keddy 1995; van der Valk 2005; van Geest et al. 2005). Neste estudo, de maneira geral, foi observada uma maior substituição de espécies na fase inundada, sendo que somente o aumento do efeito do distúrbio de flutuação de água (soma dos coeficientes de variação da profundidade e potencial redox) esteve significativamente correlacionado a uma maior substituição de espécies. Estes resultados além de corroborar com as predições de Harrison et al. (1992), evidenciam a importância das flutuações do nível de água tanto para a heterogeneidade das características ambientais do banhado quanto para a comunidade de macrófitas aquáticas.

No banhado estudado, apesar da forte dominância (de somente 8 espécies de macrófitas) foi encontrado evidências da formação de três tipos de comunidades. Estas três comunidades também mostraram um padrão previsível das diferentes características ambientais as quais suas espécies predominantes toleram. Em um estudo experimental Weiher e Keddy (1995) também encontraram a formação de

diferentes comunidades, e estas estavam principalmente relacionadas aos efeitos da fertilidade (concentração de nutrientes) e flutuações do nível de água. Similarmente, neste estudo a profundidade da coluna d'água e suas relações com a concentração de nutrientes foram os principais fatores ambientais que diferenciaram as comunidades.

Muitos estudos têm mostrado diferentes respostas das espécies individuais e alterações nas interações competitivas entre espécies frente à combinação dos efeitos do regime de água (Keddy e Reznicek 1986; Rea e Ganf 1994; van den Brink et al. 1995). Na formação das diferentes comunidades pode-se observar que espécies anfíbias rasteiras (comunidade 1) estiveram relacionadas as menores profundidades, e que com o aumento da profundidade da água (comunidade 2 e 3) algumas espécies emergentes altas e flutuantes passaram a dominar a comunidade, com exceção de *Luziola peruviana* que esteve amplamente distribuída.

Casanova e Brock (2000) relataram que espécies anfíbias tolerantes a flutuação, como espécies de *Eleocharis*, preferem crescer sob condições úmidas, sua morfologia emergente permite tolerar curtos períodos de submersão. Por outro lado, a profundidade pode ser importante para algumas espécies emergentes individuais desde que estas possam tolerar solos anóxicos quando os caules ou folhas permanecem emersos (van der Valk et al. 1994). Este é o caso de *S. giganteus*, dominante da comunidade 2, no presente estudo.

Do mesmo modo, as plantas flutuantes são favorecidas pelos altos níveis de água, uma vez que estas obtêm seus requerimentos nutricionais da coluna d'água (Bini et al. 1999; Thomaz 2002) não sofrendo diretamente com as condições anóxicas do sedimento. Isto foi observado no presente estudo, especialmente pela dominância de *A. filiculoides* nas comunidades 2 e 3.

Assim os dados obtidos indicam que, as diferenças das estruturas morfológicas, fisiológicas e estratégias reprodutivas das espécies encontradas no banhado determinam o padrão de colonização ao longo da profundidade da água. Além disso, as diferenças do regime de água ao longo do banhado induziram a um padrão de zonação da vegetação.

As diferenças espaciais e temporais no grau com que os sedimentos dos banhados são inundados, e a dinâmica dos processos biogeoquímicos resultantes destas condições têm sido documentados como os fatores que mais causam stress para a comunidade de plantas aquáticas (Mitsch e Gosselink 2000).

Neste estudo, pode ser observado pelos resultados da CCA, que a profundidade da água associada às variáveis do sedimento (potencial redox, conteúdo de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo total) foram os principais fatores que explicaram a variabilidade da comunidade de macrófitas aquáticas. Estes resultados corroboram com os modelos preditivos de Murphy et al. (2003) e Kennedy et al. (2006), os quais encontraram que a riqueza de espécies pode estar relacionada, dentre outros fatores, ao conteúdo de nutrientes, água e potencial redox do sedimento. Além disso, as três comunidades formadas na análise de agrupamento também se apresentaram ordenadas em relação a estas características. Estes resultados indicam que a heterogeneidade ambiental do banhado parece se manter também para a comunidade de macrófitas.

As mudanças na composição da vegetação podem afetar as características dos banhados por uma variedade de caminhos, como, o material de diferentes espécies de plantas são decompostos em razões diferentes (Davis e van der Valk 1978), afetando assim o fluxo de nutrientes (Simpson et al. 1978). O potencial redox nas diferentes profundidades, por exemplo, também é influenciado pela profundidade do enraizamento e as estratégias de crescimento das diferentes espécies de plantas (Chabbi et al. 2000; Thomas et al. 2009). Este fato ficou evidente na ordenação de algumas espécies e sua relação com os valores de potencial redox.

No quadrante superior direito da CCA (Fig. 4B) ficaram localizadas algumas espécies emergentes, como por exemplo, *Scirpus giganteus*, que mesmo em altas profundidades estiveram relacionadas a condições intermediárias de potencial redox. Por outro lado, no quadrante inferior esquerdo a espécie *Oxalis corniculata* está relacionada às menores profundidades e baixos valores de potencial redox.

Segundo Chabbi et al. (2000), algumas plantas de banhados como *Typha dominguensis* rapidamente perdem oxigênio através de suas raízes para a rizosfera enquanto outras como *Cladium jamaicense*, tem baixas razões de difusão de oxigênio. Estas diferenças na perda de oxigênio podem criar uma variabilidade das condições redox entre comunidades de plantas (Thomas et al. 2009). Assim, os resultados encontrados apresentam indicações que a heterogeneidade espacial das comunidades de macrófitas aquáticas também influenciam nos valores de potencial redox do sedimento e conseqüentemente na dinâmica dos processos biogeoquímicos do

banhado, porém trabalhos experimentais são necessários para avaliar mais profundamente esta relação.

O clima regional e as flutuações do nível de água mostraram influencia nas características ecológicas do banhado estudado. A estrutura da comunidade de macrófitas aquáticas foi principalmente relacionada com a profundidade da água e as características do sedimento. O efeito da profundidade da coluna d'água nas condições anóxicas do sedimento foi evidenciada, sendo que as diferentes estratégias de colonização das espécies apresentaram um padrão de zonação frente a estas características. Do mesmo modo, a heterogeneidade espacial da vegetação aquática, resultante das diferentes respostas de cada espécie as pressões ambientais, influenciaram a dinâmica do banhado, através de modificações nos valores de potencial redox. Estes resultados indicam a importância dos diferentes padrões da estrutura da vegetação aquática aliada às flutuações dos níveis de água e o clima regional nas funções ecológicas de banhados no sul do Brasil.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Allen SE, Grimshaw HM Parkinson JA, Quarmby C (1974) Chemical analysis of ecological materials. Blackwell Scientific Publications, Oxford

Andersen FO, Olsen KR (1994) Nutrient cycling in shallow, oligotrophic Lake Kvie, Denmark. Effects of isoetids on the exchange of phosphorus between sediment and water. *Hydrobiol* 275/276: 255–276

Baumgarten MGZ, Rocha JMB (1996) Manual de Análises em Oceanografia Química. Ed da FURG, Rio Grande

Bengtsson L, Hellstrom T (1992) Wind-induced resuspension in a small shallow lake. *Hydrobiol* 241: 163–172

Bertoluci VDM, Rolon AS, Maltchik L (2004) Diversidade de macrófitas aquáticas em áreas úmidas do município de São Leopoldo, Rio Grande do Sul, Brasil. *Pesquisas: Botânica* 55: 187-199

Bini LM, Thomaz SM, Murphy KJ, Camargo, FM (1999) Aquatic macrophytes distribution in relation to the water and sediment conditions in the Itaipu reservoir, Brazil. *Hydrobiol* 415: 147-154

Brock MA, Britton DL (1995) The role of seed banks in the revegetation of Australian temporary wetlands. In: Wheeler BD, Shaw SC, Fojt W, Robertson RA (Eds), *Restoration of Temperate Wetlands*. John Wiley & Sons, Cambridge

Casanova MT, Brock, MA (2000) How do depth, duration and frequency of flooding influence the establishment of wetland plant communities? *Plant Ecol*: 147 (2): 237-250.

Carmouze JP (1994) *O Metabolismo dos Ecossistemas Aquáticos Continentais: Fundamentos Teóricos Métodos de Estudos e Análises Químicas*, Edgard Blücher/FAPESP, São Paulo, 254p

Carper GL, Bachmann RW (1984) Wind resuspension of sediments in a prairie lake. *Can J Fish Aquat Sci* 41: 1763–1767

Chabbi AKL, McKee E, Mendelssohn IA (2000) Fate of oxygen losses from *Typha domingensis* (Typhaceae) and *Cladium jamaicense* (Cyperaceae) and consequences for root metabolism. *Am J of Bot* 87:1081–90

Chorus I, Bartram J (1999) Water Resources. In: Chorus I., Bartram J (eds). *Toxic Cyanobacteria in Water: A guide to their Public Health Consequences, Monitoring and Management*. E & FN Spon, Inc. New York, vol. 1, p. 02-05

Christensen KK, Wigand C (1998) Formation of root plaques and their influence on tissue phosphorus content in *Lobelia dortmanna*. *Aquat Bot* 61: 33–37

Davis CB, van der Valk AG (1978) The decomposition of standing and fallen litter of *Typha glauca* and *Scirpus fluviatilis*. *Can J Bot* 56:662–674

de Mars H, Wassen MJ (1999) Redox potentials in relation to water levels in different mire types in the Netherlands and Poland. *Plant Ecol* 140:41–51

Esteves FA (1998) *Fundamentos de Limnologia*. Rio de Janeiro, Interciência. 575 p

Fassbender HW (1973) Simultane P-Bestimmung im N-Kjeldahl-aufschlubb von Bodenproben. *Die Phosphorsäure* 30: 44-53

Fernández-Aláez C, Fernández-Aláez M, Bécares E (1999) Influence of water level fluctuation on the structure and composition of the macrophyte vegetation in two small temporary lakes in the northwest of Spain. *Hydrobiol* 415: 155-162

Finlayson CM (2005) Plant Ecology of Australia's Tropical Floodplain Wetlands: A Review. *Annals of Botany* 96: 541–555.

Gopal B, Junk WJ, Davis JA (2000) *Biodiversity in wetlands: assessment, function and conservation*. Backuys Publishers, Leiden.

Harrison S, Ross SJ, Lawton JH (1992) Beta diversity on geographic gradients in Britain. *J of An Ecol* 61: 151-158

Howard RJ, Wells CJ (2009) Plant community establishment following drawdown of a reservoir in southern Arkansas, USA. *Wetlands Ecol Manage* 17:565–583

Irgang BE, Gastal CVS (1996) *Macrófitas Aquáticas da Planície Costeira do RS*. Porto Alegre. 290p

Junk WJ, Bayley PB, Sparks RE (1989) The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Can S Pub of Fish and Aq Scien*106: 110–127

Junk WJ, Watzen KM (2006) Flood pulsing and the development and maintenance of biodiversity in floodplains. In.: Batzer DP, Sharitz RR. *Ecology of Freshwater and Estuarine Wetlands* (eds.). University of California Press. Los Angeles. p. 407 – 435

Keddy PA, Reznicek AA (1986) Great Lakes vegetation dynamics: the role of fluctuating water levels and buried seeds. *J Great Lakes Res* 12: 25–36

Kennedy MP, Murphy KJ, Gilvear DJ (2006) Predicting interactions between wetland vegetation and the soil-water and surface-water environment using diversity, abundance and attribute values. *Hydrobiol* 570:189–196

Krusche N, Saraiva JMB, Reboita MS (2002) Normais climatológicas provisórias de 1991 a 2000 para Rio Grande, RS. Rio Grande.104p

Mackereth FJ, Talling JF (1978) *Water Analysis: Some Revised Methods for limnologist*. Freshwater Biological Association., Cumbria. 120p

Mackinney G (1941) Absorption of light by chlorophyll solutions. *J of Biol Chem* 140: 315-322

Maltchik L (2003) Three new wetlands inventories in Brazil. *Interciencia* 28 (7): 421-423

Maltchik L, Rolon AS, Guadagnin DL, Stenert C (2004) Wetlands of Rio Grande do Sul, Brazil: a classification with emphasis on plant communities. *Acta Limnol Bras* 16 (2): 137-151

Maltchik L, Rolon AS, Schott P (2007) Effects of hydrological variation on the aquatic plant community in a floodplain palustrine wetland of Southern Brasil. *Limnol* 8: 23-28

Maltchik L, Oliveira GR, Rolon AS, Stenet C (2005) Diversity and stability of macrophyte community in three shallow lakes associated to a floodplain system in South of Brazil. *Interc* 30: 166-170

Miller RL, Fujii R (2010) Plant community, primary productivity, and environmental conditions following wetland re-establishment in the Sacramento-San Joaquin Delta, California. *Wetlands Ecol Manage* 18:1–16

Mitchell DS, Rogers KH (1985) Seasonality/aseasonality of aquatic macrophytes in southern hemisphere inland waters. *Hydrobiol* 125: 137–150

Mitsch WJ, Gosselink JG (2000) *Wetlands*. New York: John Wiley and Sons. 920 p

Moore PA, Reddy KR (1994) Role of Eh and pH on phosphorus geochemistry in sediments of Lake Okeechobee, Florida. *J of Envir Quality* 23:955–64

Motta Marques D, Tucci C, Calazans D, Callegaro VLM, Villanueva, A (2002) O sistema hidrológico do Taim – Site 7. In.: Seeliger U, Cordazzo C, Barbosa F (eds.) Os sites e o Programa Brasileiro de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração. Belo Horizonte

Murphy KJ, Dickinson G., Thomaz SM, Bini LM, Dick K, Greaves K, Kennedy MP, Livingstone S, McFerran H, Milne JM, Oldroyd J, Wingfield RA (2003) Aquatic plant communities and predictors of diversity in a sub-tropical river floodplain: the upper Rio Paraná, Brazil. *Aq Bot* 77: 257–276

Niedermeier A, Robinson JS (2007) Hydrological controls on soil redox dynamics in a peat-based, restored wetland. *Geoderma* 137:318–26

Newman S, Grace JB, Koebe JWI (1996) Effects of nutrients and hydroperiod on *Typha*, *Cladium*, and *Eleocharis*: implications for Everglades restoration. *Ecol Appl* 6:774–83

Pezeshki SR, DeLaune RD, Kludze HK, Choi HS (1996) Photosynthetic and growth responses of cattail (*Typha domingensis*) and sawgrass (*Cladium jamaicense*) to soil redox conditions. *Aq Bot* 54:25–35

Rea N, Ganf GG (1994) How emergent plants experience water regime in a Mediterranean-type wetland. *Aq Bot.* 49: 117–136

Risgaard-Petersen N, Jensen K (1997) Nitrification and denitrification in the rhizosphere of the aquatic macrophyte *Lobelia dortmanna* L *Limnol Oceanogr* 42: 529–537

Rolon AS, Homem FR, Maltchik L (2010) Aquatic macrophytes in natural and managed wetlands of Rio Grande do Sul State, Southern Brazil. *Acta Limnol Bras* 22 (2): 133-146

Rolon AS, Lacerda T, Maltchik L, Irgang BE (2004) Levantamento de macrófitas aquáticas em áreas úmidas do Rio Grande do Sul, Brasil. *Acta Limnol Leop* 26 (1): 17-35

Rolon AS, Maltchik L, Guadagnin DL (2008) Influence of area, habitat and water chemistry on richness and composition of macrophyte assemblages in southern Brazilian wetlands. *J of Veg Scien* 19: 221-228

Scheffer M (1998) *Ecology of Shallow lakes*. London: Chapman & Hall. 357 p

Schwarzbold A, Schäfer A (1984) Gênese e Morfologia das Lagoas Costeiras do Rio Grande do Sul. *Amazoniana* 9 (1): 87-104

Seybold CA, Mersie W, Huang JY, McNamee C (2002) Soil redox, pH, temperature, and water-table patterns of a freshwater tidal wetland. *Wetlands* 22:149–58

Simpson RL, Whigham DF, Walker R (1978) Seasonal patterns of nutrient movement in a freshwater tidal marsh. In: Good RE, Whigham DF, Simpson RL (eds.) *Freshwater wetlands: ecological processes and management potential*. Academic Press, New York, pp 3–20

Søndergaard, M, Jensen JP, Jeppesen E (2003) Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. *Hydrobiol* 506–509: 135–145

Ter Braak CJF (1986) Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* 64: 1167–79

Thomas CR, Miao S, Sindhøj E (2009) Environmental factors affecting temporal and spatial patterns of soil redox potential in florida everglades wetlands. *Wetlands* 29 (4): 1133–1145

Thomaz SM (2002) Fatores ecológicos associados à colonização e ao desenvolvimento de macrófitas aquáticas e desafios de manejo. *Plant Dan* 20: 2 1-33

Valderrama JC (1981) The simultaneous analysis of total nitrogen and phosphorus in natural waters. *Marc Chem* 10:109-122

van den Brink FWB, van der Velde G, Bossman WW, Coops H (1995) Effects of substrate parameters on growth responses of eight helophyte species in relation to flooding. *Aq Bot* 50: 79–97

van der Valk AG (2005) Water-level fluctuations in North American Prairie wetlands. *Hydrobiol* 539: 171-188

van der Valk AG, Squires L, Welling CH (1994) Assessing the impacts of an increase in water level on wetland vegetation. *Ecol Appl* 4 (3): 525-534

van Geest GJ, Wolters H, Roosen FCJM, Coops H, Roijackers RMM, Buijse AD, Scheffer M (2005) Water-level fluctuations affect macrophyte richness in floodplain lakes. *Hydrobiol* 539: 239-248

Weiher E, Keddy PA (1995) The assembly of experimental wetland plants communities. *Oikos* 73: 323 – 335

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O banhado estudado apresentou diferenças significativas em relação à profundidade da água nos dois períodos amostrados, sendo que a fase denominada seca apresentou os menores valores de profundidade de coluna d'água. Ficou evidente que a variabilidade hidrológica observada influencia os padrões de estrutura da comunidade de macrófitas aquáticas e as características ambientais do banhado.

O pulso de inundação da Lagoa Caiubá ocasionou um aumento nos valores médios de riqueza, diversidade e homogeneidade de espécies, e uma diminuição da substituição de espécies. Ao contrário, os locais que permaneceram isolados apresentaram uma maior heterogeneidade de habitats ao longo dos transectos, resultando em uma maior substituição de espécies e menores valores de riqueza e diversidade, com dominância da espécie *Luziola peruviana*. A heterogeneidade ambiental resultante do efeito do distúrbio das flutuações do nível de água inundação (soma dos coeficientes de variação da profundidade e redox) esteve positivamente relacionada a uma maior substituição de espécies.

As espécies responderam diferentemente aos efeitos da inundação, sendo que submersas e flutuantes foram favorecidas pelos altos níveis de água em detrimento das espécies emergentes. A estrutura da comunidade de macrófitas aquáticas foi principalmente relacionada com a profundidade da água e as características do sedimento. Estas respostas mostraram um padrão de zonação de espécies.

O clima regional e as flutuações do nível de água mostraram influência nas características ecológicas do banhado estudado, sendo que o efeito da profundidade da coluna d'água nas condições anóxicas do sedimento foi evidenciada. A combinação desses efeitos ocasionou uma heterogeneidade espacial da vegetação aquática, resultante das diferentes estratégias de colonização das espécies. Do mesmo modo, as diferentes respostas de cada espécie às pressões ambientais, influenciaram a dinâmica do banhado, através de modificações nos valores de potencial redox.

De acordo com estes resultados fica evidente a importância da manutenção do regime hidrológico da Lagoa Caiubá, principalmente os eventos de conectividade entre os sistemas, para a riqueza e diversidade da comunidade de macrófitas aquáticas, como também para a manutenção das funções ecológicas dos banhados. Levando em consideração a utilização da Lagoa Caiubá como manancial para a cultura do arroz

irrigado e ainda que o ano de estudo apresentou relativamente altos níveis pluviométricos (devido a ser ano de El Niño), o que teoricamente diminuiria a percepção dos baixos níveis de água, estes resultados são importantes na avaliação de possíveis impactos e estratégias de manejo para a Lagoa Caiubá.