

UNIVERSIDADE DO VALE DO RIO DOS SINOS – UNISINOS
UNIDADE ACADÊMICA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA:
Diversidade e Manejo de Vida Silvestre
NÍVEL MESTRADO

CECILIA DECARLI

ÍNDICE MULTIMÉTRICO DE QUALIDADE DE ÁGUA DE ÁREAS ÚMIDAS
BASEADO EM POPULAÇÕES DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS

SÃO LEOPOLDO

2016

CECILIA DECARLI

ÍNDICE MULTIMÉTRICO DE QUALIDADE DE ÁGUA DE ÁREAS ÚMIDAS
BASEADO EM POPULAÇÕES DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS

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

Orientador: Prof. Dr. Leonardo Maltchik Garcia

SÃO LEOPOLDO

2016

D291i Decarli, Cecilia

Índice multimétrico de qualidade de água de áreas úmidas baseado em populações de macrófitas aquáticas / por Cecilia Decarli. – 2016.

56 f.: il., 30 cm.

Dissertação (mestrado) — Universidade do Vale do Rio dos Sinos, Programa de Pós-Graduação em Biologia, 2016.
Orientação: Prof. Dr. Leonardo Maltchik Garcia.

1. Biomonitoramento. 2. Áreas úmidas. 3. Macrófitas aquáticas. 4. Qualidade de água. 5. Índices bióticos. I. Título.

CDU 574.5

CECILIA DECARLI

ÍNDICE MULTIMÉTRICO DE QUALIDADE DE ÁGUA DE ÁREAS ÚMIDAS
BASEADO EM POPULAÇÕES DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS

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

Orientador: Prof. Dr. Leonardo Maltchik Garcia

Aprovada em 29, julho de 2016.

BANCA EXAMINADORA

Presidente da Banca e Orientador: Dr^o Leonardo Maltchik Garcia- UNISINOS

Dr. Ana Silvia Rolon- FURG

Dr. Uwe Horst Schulz

*Dedico a mim e a todos que me
acompanharam e me auxiliaram na
realização deste estudo.*

AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador, Prof. Dr. Leonardo Maltchik, agradeço pela oportunidade de participar do projeto Verde Sinos e me acompanhar nas coletas, orientações e principalmente por acreditar no meu trabalho, sem teu apoio este sonho não teria se tornado realidade.

As minhas colegas e amigas da Unisinos pelo auxílio e companheirismo sempre.

Aos colegas do LECEA- Laboratório Ecologia e conservação de ecossistemas aquáticos.

À Tatiane Bertuzzi pela identificação das macrófitas aquáticas e o companheirismo demonstrado durante todo o curso.

À Susane Mello pelo apoio e ajuda com as análises estatísticas.

À professora Dra. Cristina Stenert pela ajuda com as análises estatísticas.

A direção da Escola Presidente Vargas por compreender e me liberar quando necessário para estudar ou participar de algo referente ao Mestrado.

A minha família pelo apoio.

A todos que de algum modo me acompanharam nesta etapa.

À Petrobras Ambiental pela bolsa concedida pelo projeto Verde Sinos que tornou possível este estudo.

SUMÁRIO

| | |
|--|----|
| RESUMO | 8 |
| ABSTRACT | 9 |
| APRESENTAÇÃO | 10 |
| Biomonitoramento, índices bióticos e macrófitas aquáticas | 11 |
| Referências Bibliográficas..... | 16 |
| ÍNDICE MULTIMÉTRICO DE QUALIDADE DE ÁGUA DE ÁREAS ÚMIDAS BASEADO EM POPULAÇÕES DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS..... | 21 |
| RESUMO | 21 |
| INTRODUÇÃO..... | 22 |
| MATERIAL E MÉTODOS | 24 |
| Área de Estudo | 24 |
| Delineamento amostral | 25 |
| Coleta de macrófitas aquáticas | 25 |
| Análise de dados..... | 26 |
| Análise das Métricas..... | 27 |
| RESULTADOS | 28 |
| DISCUSSÃO..... | 30 |
| REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS | 33 |
| FIGURAS | 42 |
| TABELAS | 45 |
| ANEXOS..... | 52 |

RESUMO

O biomonitoramento é o uso das respostas de organismos para avaliar modificações nos ecossistemas, para ecossistemas aquáticos é uma técnica importante para detectar poluição e impactos a baixo custo orçamentário. Ecossistemas aquáticos estão sujeitos a muitas perturbações, nos quais é essencial para um programa de gestão quantificá-las e estabelecer programas de conservação para áreas úmidas. Índices bióticos demonstram a integridade das áreas úmidas por meio de organismos que as colonizam, neste estudo foram utilizadas macrófitas aquáticas. Neste sentido, os objetivos deste estudo foram: 1. Identificar através de análises físicas e químicas da água e de alterações no uso da terra, degradação de habitat e mudanças hidrológicas, os gradientes de impacto ambiental nas áreas úmidas; 2. comparar a composição e riqueza de macrófitas entre áreas úmidas referências e impactadas; 3. identificar métricas potenciais (aspectos gerais da comunidade, aspectos funcionais, diversidade, dominância, espécies específicas definidas por abundância e riqueza) baseadas na comunidade de macrófitas aquáticas 4. selecionar as métricas que melhor respondam ao gradiente de variação da qualidade da água nas áreas úmidas com diferentes níveis de impacto antrópico e, 5. desenvolver um índice multimétrico de qualidade da água baseado na comunidade de macrófitas aquáticas. Um total de 10 áreas úmidas foram selecionadas no trecho inferior da bacia do Rio dos Sinos, distribuídas em diferentes níveis de qualidade de água. As macrófitas foram coletadas, para tal finalidade foram realizadas duas coletas, uma em março e uma em novembro de 2015. Foram identificadas 59 espécies de macrófitas aquáticas pertencentes a 20 famílias. O índice formado por 45 métricas iniciais, finalizou com cinco métricas de: abundância, composição, espécies específicas e riqueza. As informações geradas através deste estudo poderão servir de subsídios para elaboração de propostas de manejo e conservação das áreas úmidas do sul do Brasil.

Palavras-chave: biomonitoramento; áreas úmidas; macrófitas aquáticas; qualidade de água; índices bióticos.

ABSTRACT

Biomonitoring is defined as the use of organisms' answer to evaluate ecosystems modifications. In aquatic ecosystems, this is an important technique to detect pollution and impacts, with low costs. Aquatic ecosystems undergo many kinds of perturbation and it is necessary to quantify them in order to establish conservation programs for these areas. Biotic indexes show the integrity of aquatic ecosystems through the aquatic organisms, in his study the organisms used as models were the aquatic macrophytes. Therefore, the study aims at: 1. To identify the environmental impact level of the wetlands through water physicochemical analysis, land use alteration, habitat degradation and hydrological changes; 2. To compare composition and richness of aquatic macrophytes between reference and impacted wetlands. To identify potential metrics (general aspects of community, functional traits, diversity, dominance, specific species defined by abundance and richness) based on aquatic macrophytes community. 4. To select metrics which give better answers to the water quality gradient of variation in wetlands with different levels of anthropic impact and, 5. To develop a multimetric index of water quality, based on aquatic macrophytes community. A total of 10 wetlands were selected in the low patch of Rio dos Sinos' River Basin, the selected areas were distributed in different levels of water quality. The aquatic macrophytes were collected in March and November of 2015. Fifty nine species of aquatic macrophytes were identified, totalizing 20 botanical families. Initially, the index was composed by 45 metrics and finished with fivemetrics of: abundance, composition, specific species and richness. The information generated through this study are important to create management and conservation proposals to preserve the southern Brazilian wetlands.

Key words: biomonitoring; wetlands; aquatic macrophytes; water quality; biotic index.

APRESENTAÇÃO

Essa dissertação está estruturada em duas partes: uma introdução que aborda uma revisão dos temas que sustentam as principais perguntas dessa dissertação e um capítulo estruturado em forma de artigo onde mostra os principais resultados obtidos nesse estudo. Na introdução foram feitas revisões sobre os temas: biomonitoramento, índices bióticos e o papel das macrófitas aquáticas como bioindicadores da qualidade de água. A segunda parte, já em forma de artigo, trata de mostrar os resultados da proposta de desenvolver um índice multimétrico de qualidade da água das áreas úmidas da bacia hidrográfica do Rio dos Sinos. Nós enviaremos esse manuscrito para a revista científica *Wetlands*. Os objetivos deste trabalho foram: 1) Identificar através de análises físicas e químicas da água e de alterações no uso da terra, degradação de habitat e mudanças hidrológicas, os gradientes de impacto ambiental nas áreas úmidas; 2) comparar a composição e riqueza de macrófitas entre áreas úmidas referências e impactadas; 3) identificar métricas potenciais (aspectos gerais da comunidade, aspectos funcionais, diversidade, dominância, espécies específicas definidas por abundância e riqueza, baseadas na comunidade de macrófitas aquáticas 4) selecionar as métricas que melhor respondam ao gradiente de variação da qualidade da água nas áreas úmidas com diferentes níveis de impacto antrópico e 5) desenvolver um índice multimétrico de qualidade da água baseado na comunidade de macrófitas aquáticas.

Biomonitoramento, índices bióticos e macrófitas aquáticas

Biomonitoramento é o uso de respostas de organismos vivos para avaliar mudanças ocorridas nos ecossistemas, principalmente de origem antrópica (Matthews *et al.* 1982). O biomonitoramento consiste em monitorar ecossistemas através da biota aquática, e é uma ferramenta útil para analisar as influências deletérias nos ambientes (Matthews *et al.* 1982). Biomonitoramento é uma técnica que detecta a poluição dos sistemas hídricos com baixo custo orçamentário (Thorne e Williams, 1997).

Desde 1970, existe uma discussão sobre utilizar critérios integrados na Europa e América do Norte para analisar a qualidade ou saúde ambiental dos ecossistemas (Armitage, 1995; Cairns Jr. e Pratt, 1993; Pratt e Coler, 1976). Alguns pesquisadores relataram que os métodos tradicionais (medidas físico químicas) para classificar a qualidade das águas dos ecossistemas aquáticos não são suficientes para diagnosticar os múltiplos usos desse recurso (Metcalf, 1989). Barbosa, 1994; Metcalf, 1989; Rosenberg e Resh, 1993 sugeriram que os métodos tradicionais deixam de quantificar uma gama de informações estéticas, de recreação e ecológica do ambiente, entretanto não determina os aspectos biológicos do sistema.

Ecossistemas aquáticos estão sujeitos a inúmeras perturbações, que podem ser naturais ou antropogênicas que influenciam a biota aquática (Buss *et al.* 2003). Estudos de biomonitoramento precisam distinguir os efeitos das ações humanas das variações naturais (Cairns Jr. e Pratt, 1993). O uso das respostas dos organismos é baseado em índices biológicos, onde algumas espécies são escolhidas como bioindicadoras por serem sensíveis e tolerantes a vários parâmetros, como a poluição trazida pelo desenvolvimento urbano ou outros tipos de poluentes (Washington, 1984). Estímulos externos induzem reações nos organismos que podem ser quantificados nas populações ou comunidades (Buss *et al.* 2003).

Avaliações físico, químicas e microbiológicas avaliam a qualidade do ambiente no momento da coleta da amostra (Metcalf, 1989), e as análises dos organismos que integram os habitats locais permitem uma excelente avaliação dos poluentes no momento da coleta (De Pauw e Vanhooren, 1983). Essas avaliações são muito eficientes em escalas espaciais maiores - regional (Pratt e Coler, 1976).

Países como Alemanha, Áustria, Estados Unidos e França vem utilizando como programa de monitoramento o uso de índices bióticos multimétrico, que consiste em avaliar

biologicamente a integridade ecológica dos ecossistemas aquáticos, e estes são utilizados rotineiramente em programas de monitoramento (Oliveira *et al.* 2008)

Karr (1981) desenvolveu um índice de integridade biótica, onde avaliou a integridade biótica do rio por meio de populações de peixes. Esse estudo deu uma aplicabilidade regional ao conceito, ao implantar o biomonitoramento em ecossistemas aquáticos, pois a técnica deve ser adaptada a cada local. Índices bióticos podem compreender uma ou mais métricas (Marbà, 2013). As métricas devem ser definidas como uma característica de um sistema biológico que pode ser alterado por estresses antropogênicos, devido à influência humana (Karr e Chu, 1999), sendo assim é importante utilizar várias métricas para avaliar de forma qualitativa e quantitativa o ecossistema em estudo (Oliveira *et al.* 2008). Silveira *et al.* (2005) argumentaram que é importante, testar e adaptar as métricas de acordo com a realidade local e particularidades da região. As métricas vão representar respostas previsíveis da biota com o aumento do distúrbio, que pode ter sido ocasionado por um fator de distúrbio ou por efeitos cumulativos da influência humana em função dos múltiplos usos da água (Oliveira, 2008). A bio-avaliação multimétrica utiliza protocolos rápidos para a avaliação, com passos detalhados, no entanto muitos programas exigem definição ao nível de gênero, o que aumenta o custo (Bonada *et al.* 2006).

A ideia inicial de índices foi para rios, mas se propagou por lagos (Lyons *et al.* 2000; Drake e Pereira, 2003), recifes (Jameson *et al.* 2001), estuários (Puente *et al.* 2008). O grupo de organismo mais utilizado em índices multimétrico são os invertebrados (Barbour *et al.* 1996), entretanto outros organismos passaram a serem usados como bioindicadores, tais como pássaros (Bryce *et al.* 2002), anfíbios (Hughes *et al.* 2004), macrófitas aquáticas (Miller *et al.* 2006), perifiton (Hill *et al.* 2003), fitoplâncton (Lacouture *et al.* 2006). No Brasil ainda existem poucos estudos a respeito, já que faltam estudos que determinem padrões de coleta, identificação, avaliação e aplicabilidade das metodologias (Buss *et al.* 2003). Existem índices multimétricos para peixes em rios do Brasil (Araújo *et al.* 2003; Bozzeti e Schulz, 2004), para macroinvertebrados em riachos (Baptista *et al.* 2007). Melo *et al.* (2015) desenvolveram um índice multimétrico com macroinvertebrados em arrozais do sul do Brasil. Callisto *et al.* (2015) desenvolveram um IBI para avaliar hidrelétricas do Cerrado, utilizando macroinvertebrados. Os órgãos ambientais estaduais e federais não dispõem de profissionais e recursos para estabelecer tais padrões, apesar de existir sugestões para se criar programas de monitoramento das águas (Barbosa, 1994). Nesse sentido, esses programas foram sendo

introduzidos sutilmente no Brasil por meio da academia.

As macrófitas aquáticas são responsáveis pelo fornecimento de oxigênio, comida, abrigo para macroinvertebrados, peixes e aves, além disso contribuem com a retenção de nutrientes no ecossistema (Valley *et al.*, 2004)., portanto usá-las como bioindicadoras de qualidade de água é importante para a gestão de recursos hídricos.

O biomonitoramento por meio de plantas aquáticas pode ser realizado através da presença ou ausência de algumas espécies ou ainda por meio de análise de parâmetros tais como tamanho da população ou comunidade, forma e atributos funcionais (Murphy, 2000). Macrófitas aquáticas pertencem aos grupos de organismos considerados como importantes para a avaliação da qualidade de águas dos rios (Gebler *et al.* 2014). Espécies de macrófitas são bons indicadores de qualidade de água (Borowitzka, 1972; Munda, 1974; Littler e Murray, 1975; Murray e Littler, 1978; Belsher, 1979; Levine, 1984; Kautsky *et al.* 1986; Phillips, 1994), sendo indicadores em ambientes lóticos e lênticos (Pedralli, 2000).

Um sistema de classificação bem sucedido de macrófitas aquáticas em áreas úmidas deve levar em consideração atributos da comunidade que forneçam uma confiável e repetível avaliação da área úmida (Karr e Chu, 1999). A literatura mostra um viés histórico de bioindicação para heterotróficos, e em menor quantidade para seres autotróficos, como as plantas vasculares (macrófitas aquáticas emergentes, submersas e flutuantes), sendo estas mais frequentes para avaliar qualidade em áreas úmidas, do que outros produtores primários (Adamus *et al.*, 2001).

Distribuição, abundância, biomassa e densidade da comunidade são aspectos importantes para analisar quais fatores favorecem ou não sua ocorrência, tornando-se uma boa bioindicadora para o manejo e recuperação de áreas degradadas (Alli *et al.* 1999; Camargo *et al.* 2003; Pedralli, 2000). Ao utilizar macrófitas aquáticas no biomonitoramento é recomendado denomina-las de acordo com sua forma biológica em: anfíbias, emergentes, submersas fixas e flutuantes fixas, livres acumuladoras de poluentes, longo ciclo de vida, abundantes e resistentes à manipulação (Brito, 1983; Pedralli, 1990; Murphy, 2000), fig. 1.

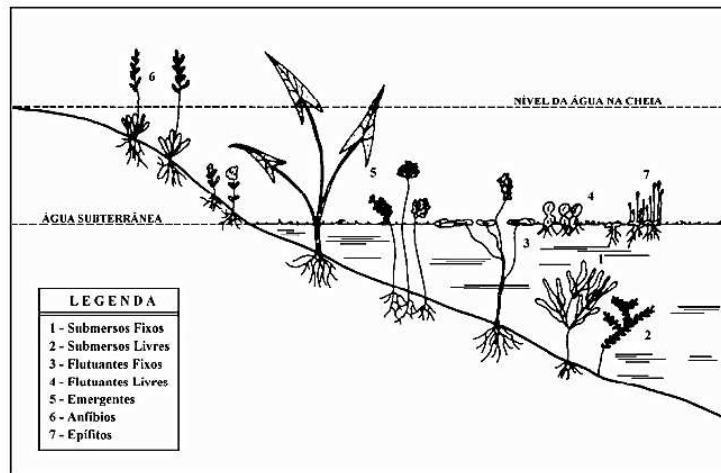


Figura 1: Formas biológicas das macrófitas aquáticas (Pedralli, 1990)

Middelboe e Sand-Jensen (2000) afirmaram que águas que recebem descartes residuais sem tratamento e dejetos de indústrias por longos anos, produzem mudanças nas comunidades de macrófitas, dando mais oportunidade as espécies tolerantes ao estresse. Em macrófitas aquáticas as métricas para o índice devem demonstrar um esforço para descrever aspectos complexos da comunidade e em níveis organizacionais, que irão produzir uma saída numérica a fim de levar a uma conclusão particular (Orfanidis *et al.* 2014).

Miller *et al.* (2006) consideraram as plantas como melhores indicadores da presença de perturbações antrópicas no ambiente, desenvolvendo um índice baseado na integridade biológica de plantas (IBI), a fim de avaliar condições ambientais das áreas úmidas em relação aos distúrbios antropogênicos na Pensilvânia. Pinedo *et al.* (2007) utilizaram métricas de macroalgas de costões rochosos para definir a qualidade ecológica das águas costeiras dentro do contexto Europeu. Indicadores da qualidade de água com um tratamento estatístico utilizando uma análise multivariada são importantes para avaliar o estado ecológico do local (Pinedo *et al.* 2007).

Paul e Moser (2009) criaram um índice de caráter multimétrico, utilizando macrófitas aquáticas na Áustria, para analisar a qualidade de água em lagos. Orfanidis *et al.* (2014) analisaram métricas estruturais e funcionais diferentes, com alguns parâmetros abióticos e o nível de stress antropogênico entre locais de salinidade e profundidades semelhantes, mas com diferentes substratos e tipologia da água em diferentes ecorregiões (Mar Negro e Mediterrâneo) para montagem de um índice multimétrico.

Na abordagem multimétrica do biomonitoramento, as métricas são definidas como uma característica ou um processo mensurável de um sistema biológico que tem seu valor

alterado ao longo de um gradiente de perturbação (Karr & Chu, 1999). A abordagem multimétrica integra informações de vários aspectos da comunidade biológica, formando uma classificação geral em relação à degradação, mas não perde a informação das métricas individuais (Oliveira et al., 2008). Os índices métricos veem sendo adaptados desde o original (Índice de integridade biológica), e atualmente já existe um considerável número de índices adaptados principalmente pelas variações entre as regiões (Simon, 2000).

Referências Bibliográficas

- ALI, M.M.; MURPHY, K.J.; ABERNETHY, V.J. 1999. Macrophyte functional variables versus species assemblages as predictors of trophic status in flowing waters. **Hydrobiologia** 415:131-138.
- ADAMUS, P., DANIELSON, T.J., e GONYAW, A. 2001. Indicators for monitoring biological integrity of inland, freshwater wetlands: a survey of North American technical literature (1990–2000). U.S. **Environmental Protection Agency**, Office of Water, Office of Wetlands, Oceans, and Watersheds, Washington, D.C. EPA 843-R-01.
- ARAÚJO, F. G.; FICHBERG, I.; PINTO, B.C.T. e PEIXOTO, M. G. 2003. A preliminar index of biotic integrity for monitoring the condition of the rio Paraíba do Sul, Southeast Brazil. **Environmental Management**, 32 (4): 516-526.
- ARMITAGE, P. D., 1995. Behaviour and ecology of adults. In: *The Chironomidae: **Biology and Ecology of Non-Biting Midges*** (P. D. Armitage, P. S. Cranston & L. C. V. Pinder, ed.), p. 194-224, London: Chapman & Hall.
- BAPTISTA, D. F.; BUSS, D. F.; EGLER, M; GIOVANELLI, A.; SILVEIRA, M. P e NESSIMIAN, J. 2007. A multimetric index based on benthic macroinvertebrates for evaluation of Atlantic Forest streams at rio de Janeiro State, Brazil. **Hydrobiologia**, 575: 83-94.
- BARBOSA, F. A. R. (org.), 1994. Workshop: Brazilian Programme on Conservation and Management of Inland Waters. **Acta Limnologica Brasiliensia** v. 5. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas/Sociedade Brasileira de Limnologia.
- BARBOUR, M.T.; GERRITSEN, J.; GRIFFITH, G.E.; FRYDENBORG, R.; McCARRON, E.; WHITE, J.S.; BASTIAN, M.L. 1996. A framework for biological criteria for Florida streams using benthic macroinvertebrates. **Journal of the North American Benthological Society**, n. 15, p. 185-211.
- BELSHER, T., 1979. Analyse des répercussions du rejet en mer du grand collecteur de Marseille sur la fraction algale des peuplements photophiles de l'infralittoral supérieur. **Téthys** 9, 1–16.
- BONADA, N.; PRAT, N.; RESH, V.H. e STATZNER, B. 2006. Developments in aquatic insect biomonitoring: A comparative analysis of recent approaches. **Annual Review of Entomology**, 51:495-523.
- BOROWITZKA, M.A., 1972. Intertidal algal species diversity and the effect of pollution. **Australian Journal Marine Freshwater Research** 23, 73–84.
- BOZZETI, M. e SCHULZ, U. H. 2004. An index of biotic integrity based on fish assemblages for subtropical streams in Southern Brazil. **Hydrobiologia**, 529: 133-144.

BRITO, I. C. 1983. A importância dos bioindicadores vegetais no ambiente aéreo, aquático e terrestre: plantas indicadoras do mercúrio. In: CONGRESSO NACIONAL DE BOTÂNICA, 34., 1983, Porto Alegre. **Anais**. Porto Alegre: SBB/UFRGS. v.1, p. 115-119.

BRYCE, S.A.; HUGHES, R. M. e KAUFMANN, P. R. 2002. Development of a bird integrity index: Using bird assemblages as indicators of riparian condition. **Environmental Management**, 30(2): 294-310.

BUSS, D. F., BAPTISTA, D. F., NESSIMIAN, J. L. 2003. Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade de água em rios. **Caderno de saúde pública**, Rio de Janeiro, 19(2): 465-473.

CAIRNS Jr., J. & PRATT, J. R., 1993. A history of biological monitoring using benthic macroinvertebrates. In: **Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates** (D. M. ROSENBERG & V. H. RESH, ed.), pp. 10-27, New York: Chapman & Hall.

CALLISTO, M. ALVES, C.B.M., FERREIRA, W., SILVA, D., CASTRO, D., FIRMIANO, K., FRANÇA, J., MACEDO, D., ANACLETO, M., MARTINS, I., GRECO, M., MOTA, H. 2015. Índices de integridade biótica (IBI) como ferramenta de avaliação de qualidade ambiental em bacias hidrográficas de empreendimentos hidrelétricos no cerrado (P&D ANEEL/CEMIG-GT-487). 2015. XXI **Simpósio Brasileiro de recursos hídricos**. Disponível em: <http://labs.icb.ufmg.br/benthos/index_arquivos/pdfs_pagina/2015/ABRH%20-%20Callisto%20et%20al%202015.pdf> Acesso em maio de 2016.

CAMARGO, A.F.M.; PEZZATO, M.M.; HENRY-SILVA. G.G. 2003. Fatores limitantes à produção primária de macrófitas aquáticas. In: Thomaz, S.M. e Bini, L.M. (eds.). **Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas**. pp. 59-83. Maringá: EDUEM.

CRONK, J.K.; FENNESSY, M.S. 2001. Wetland plants: biology and ecology. Boca Raton, **Lewis Publisher**, 482 p.

DE PAUW, N. e VANHOOREN, G., 1983. Method for biological quality assessment of watercourses in Belgium. **Hydrobiologia**, 100:153-168.

DRAKE, M.T. e PEREIRA, D.L. 2003. Development of a fishbased index of biotic integrity for small inland lakes in Central Minnesota. **North American Journal of Fisheries Management**, 22:1105-1123.

GLEBER, D.; KAYZER, D.; SZOSZKIEWICZ, K.; BUDKA, A. 2014. Artificial neural network modelling of macrophyte indices based on physico-chemical characteristics of water. **Hydrobiologia**, 737:215-224.

HILL, B. H.; HERLIHY, A.T.; KAUFMANN, P. R.; DECELLES, S.J. & VANDER BORGH, M. A. 2003. Assessment of streams of the eastern United States using a periphyton index of biotic integrity. **Ecological Indicators**, 2:325-338.

HUGHES, R. M.; HOWLIN, S. & KAUFMANN, P. R. 2004. A biointegrity index for coldwater streams of western Oregon and Washington. **Transactions of the American**

Fisheries Society, 133: 1497-1515.

JAMESON, S.C.; ERDMANN, M.V.; KARR, J.R. & POTTS, K.W.2001. Charting a course toward diagnostic monitoring: A continuing review of coral reef attributes and a research strategy for creating coral reef indexes of biotic integrity. **Bulletin of Marine Science**, 69 (2): 701-744.

KARR,J.R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. **Fisheries**, 6:21-27.

KARR, J.R.; CHU, E.W.1999. **Restoring life in running waters**: better biological monitoring. Washington, DC,: Island Press.

KAUTSKY, N., KAUTSKY, H., KAUTSKY, U., WARN, M., 1986. Decreased depth penetration of *Fucus vesiculosus* L. since the 1940's indicate eutrophication in the Baltic Sea. **Marine Ecology Progress Series** 28, 1– 8.

LACOUTURE, R.V.; JOHNSON, J. M.; BUCHANAN, C. & MARSHALL, H.G. 2006. Phytoplankton Index of Biotic Integrity for Chesapeake Bay and its Tidal Tributaries. **Estuaries and Coasts**, 29 (4): 598-616.

LEVINE, H.G., 1984. The use of seaweeds for monitoring coastal waters. In: Shubert, E. (Ed.), **Algae as Ecological Indicators**. Academic Press, London, pp. 189–210.

LITTLER, M.M., MURRAY, S.N., 1975. Impact of sewage on the distribution, abundance and community structure of rocky intertidal macroorganisms. **Marine Biology** 30, 277–291.

LYONS, J.; GUTIÉRREZ-HERNANDEZ, A.; DIAZ-PARDO, E.; SOTO-GALERA, E.; MEDINA-NAVA, M.& PINEDA-LOPEZ, R. 2000. Development of a preliminar index of biotic integrity (IBI) based on fish assemblages to assess ecosystem condition in the lakes of Central Mexico. **Hydrobiologia**, 418: 57-72.

MARBÀ, N., D. KRAUSE-JENSEN, T. ALCOVERRO, S. BIRK, A. PEDERSEN, J. A. NETO, S. ORFANIDIS, J. M. GARMENDIA, I. MUXIKA, A. BORJA, K. DENCHEVA & C. M. DUARTE, 2013. Diversity of European seagrass indicators: patterns within and across regions. **Hydrobiologia** 704: 265–278.

MATTHEWS, R. A.; BUIKEMA, A. L. & CAIRNS Jr., J., 1982. Biological monitoring part IIA: Receiving system functional methods relationships, and indices. **Water Research**, 16:129-139.

MELO, S. ; STENERT, C. ; DALZUCHIO, M.S ; MALTCHIK, L. 2015. Development of a multimetric index based on aquatic macroinvertebrate communities to assess water quality of rice fields in southern Brazil. **Hydrobiologia** (The Hague. Print) v. 742, p. 1-14.

METCALFE, J. L. 1989 Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities: History and present status in Europe. **Environmental Pollution**, n. 60, p. 101-139.

- MIDDELBOE, A.L., SAND-JENSEN, K., 2000. Long-term changes in macroalgal communities in a Danish estuary. **Phycologia** 39, 245–257.
- MILLER, S.J.; WARDROP, D. H.; MAHANEY, W. M.; BROOKS, R. P. 2006. A plant-based index of biological integrity (IBI) for headwater wetlands in Central Pennsylvania. **Ecological Indicators**. 6: 290-312.
- MUNDA, I., 1974. Changes and succession in the benthic algal associations of slightly polluted habitats. **Revue Internationale d’Oceanographie Medicale** 24, 37–52.
- MURRAY, S.N., LITTLER, M.M., 1978. Patterns of algal succession in a perturbed marine intertidal community. **Journal of Phycology** 14, 506–512.
- MURPHY, K. J. Predizendo alterações em ecossistemas aquáticos continentais e áreas alagáveis: o potencial de sistemas bioindicadores funcionais utilizando macrófitas aquáticas. **Boletim da Sociedade Brasileira de Limnologia**, Maringá, n. 27, p. 7-9, 2000.
- OLIVEIRA, R.B.S.; CASTRO, C.M.; BAPTISTA, D.F. 2008. Desenvolvimento de índices multimétricos para utilização em programas de monitoramento biológico da integridade de ecossistemas aquáticos. **Oecol. Bras.**, vol.12, n.3, p.487-505.
- ORFANIDIS, S.; DENCHEVA, K.; NAKOU, K.; TSIOLI, S.; PAPATHANASIOU, V.; ROSATI, I. 2014. Benthic macrophyte metrics as bioindicators of water quality: towards overcoming typological boundaries and methodological tradition in Mediterranean and Black Seas. **Hydrobiologia** 740: 61-78.
- PRATT, J. M. & COLER, R. A., 1976. A procedure for the routine biological evaluation of urban runoff in small rivers. **Water Research**, 10:1019-1025.
- PEDRALLI, G.1990. Macrófitas aquáticas: técnicas e métodos de estudo. **Estudos de Biologia**, v. 26, p. 5-24.
- PEDRALLI, G. 2000. Macrófitas aquáticas como bioindicadoras da qualidade da água: alternativas para usos múltiplos de reservatórios in THOMAZ, S. M.; BINI, M.B. 2003. Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas. **Editora da Universidade Estadual de Maringá**, 8:171-188.
- PINEDO, S., M. GARCIA, M. P. SATTI, M. de TORRES & E. BALLESTEROS, 2007. Rocky-shore communities as indicators of water quality: a case study in the Northwestern Mediterranean. **Marine Pollution Bulletin** 55: 126–135.
- PHILLIPS, D.J.H., 1994. Macrophytes as biomonitors of trace metals. In: Kramer, K.J.M. (Ed.), **Biomonitoring of coastal water and estuaries**. CRC Press, Boca Raton, pp. 85–103.
- PAUL, K. MOSER, V., 2009. Austrian Index macrophytes (AIM- Module1) for lakes: a Water Framework Directive compliant assessment system for lakes using aquatic macrophytes. **Hydrobiologia**. 633:83-104.

- PUENTE, A.; JUANES, J.A.; GARCIA, A.; ALVAREZ, C.; REVILLA, J.A. & CARRANZA, I. 2008. Ecological assessment of soft bottom benthic communities in norther Spanish estuaries. **Ecological Indicators**, 8: 373-388.
- ROSENBERG, D. M. e RESH, V. H. (ed.), 1993. **Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates**. New York: Chapman & Hall.
- SILVEIRA, M.P; BAPTISTA, D.F.; BUSS, D.F.; NESSIMIAN, J.L.; EGLER, M. 2005. Application of biological measures for stream integrity assessment in South-East Brazil. **Environmental Monitoring and assessment**, n. 101, p.117-128.
- SIMON, T.P., 2000. Standard Operating Procedures for Development of Watershed Indicators in REMAP: Great Lakes Coastal Wetlands. Department of the Interior, U.S. **Fish and Wildlife Service, Bloomington, IN, USA**.
- THORNE, R. J.; WILLIAMS, P. 1997. The response of benthic macroinvertebrates to pollution in developing countries: A multimetric system of bioassessment. **Freshwater Biology**. 37: 671-686.
- VALLEY, R.D., CROSS, T.K., RADOMSKI, P., 2004. The Role of Submersed Aquatic Vegetation as Habitat for Fish in Minnesota Lakes, Including the Implications of Non-native Plant Invasions and Their Management. Special Publication. Minnesota **Department of Natural Resources**, Saint Paul, Minnesota.
- WASHINGTON, H. G., 1984. Diversity, biotic and similarity indices. A review with special relevance to aquatic ecosystems. **Water Research**, 18:653-694.

ÍNDICE MULTIMÉTRICO DE QUALIDADE DE ÁGUA DE ÁREAS ÚMIDAS BASEADO EM POPULAÇÕES DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS

WETLANDS WATER QUALITY MULTIMETRIC INDEX BASED ON AQUATIC MACROPHYTES POPULATIONS

RESUMO: O biomonitoramento consiste em avaliar as mudanças ocorridas num ecossistema por meio dos organismos vivos. O objetivo deste trabalho foi o desenvolvimento de um índice multimétrico de qualidade da água baseado em macrófitas aquáticas para áreas úmidas da Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos, RS, Brasil. Em março e novembro de 2015, foram amostradas dez áreas úmidas, cinco caracterizando áreas referência e cinco consideradas impactadas pelas atividades humanas. Foram identificadas métricas potenciais para a formação do índice e realizados testes de sensibilidade e redundância para a seleção das métricas que melhor discriminavam entre áreas referências e áreas impactadas. Cinco métricas formaram o índice final, sendo elas: biomassa proporcional de não invasoras, riqueza de emergentes, biomassa proporcional de emergentes e submersas, biomassa proporcional de *Luziola peruviana* biomassa proporcional de *Ludwigia grandiflora*, sendo métricas de abundância, que incluem composição e espécies específicas e uma de riqueza para composição. Todas as métricas finais aumentaram conforme a melhora da qualidade de água. A aplicação do índice nas áreas estudadas indicou que a qualidade da água das áreas úmidas referência foi considerada de ruim a boa e nas áreas úmidas impactadas de muito ruim a ruim. Este estudo pode servir como subsídio para possíveis programas de biomonitoramento e outros estudos a serem realizados em áreas úmidas relacionados à qualidade da água, utilizando macrófitas aquáticas para bioindicar qualidade de água na Bacia do Rio dos Sinos, visto que essa forma de monitoramento no Brasil ainda é novidade.

Palavras-chave: Biomonitoramento; Bacia do Rio dos Sinos; Macrófitas aquáticas; índice multimétrico; qualidade de água.

ABSTRACT: Biomonitoring is to evaluate the changes in an ecosystem through living organisms. This work's goal was the development of a multimetric water quality index based on aquatic macrophytes for the Rio dos Sinos' River Basin, RS, Brazil. In March and November of 2015 ten wetlands were sampled, five of them characterized as reference areas and five considered impacted by human activities. To form the index, potential metrics were identified and tests for sensitivity and redundancy for the selection of the metrics that best discriminated between reference areas and impacted areas, were performed. Five metrics composed the final index, namely: proportional biomass of not invasives, richness of emergent, proportional biomass of emergent and submerged, proportional biomass of *Luziola peruviana* and proportional biomass of *Ludwigia grandiflora*, been abundance metrics, which includes composition and specific species, and one of richness composition. All of the final metrics increased as the water quality improved. The application of the index on the analyzed areas indicated that the water quality of the reference wetlands was considered from bad to good and the water quality of the impacted wetlands from bad to very bad. This study can be used as subsidy for possible biomonitoring programs and other studies to be undertaken in wetlands related to water quality using aquatic macrophytes as water quality bioindicators of the Rio dos Sinos's River Basin, since this form of monitoring is still a novelty in Brazil.

Key words: Biomonitoring; Rio dos Sinos' River Basin; aquatic macrophyte; multimetric index; water quality.

INTRODUÇÃO

As áreas úmidas são locais importantes para conservar a biodiversidade, por sua alta diversidade de espécies e produtividade (Mitsch e Gosselink, 2000). As áreas úmidas são os ecossistemas mais produtivos do mundo, de grande importância ecológica, econômica e cultural para a humanidade (Shine & Klemm, 1999; Mitsch & Gosselink, 2000). Os benefícios socioeconômicos oferecidos pelas áreas úmidas são diversos entre as quais destacamos: abastecimento de água (quantidade e qualidade); alimentação (pesca e agricultura); recursos energéticos (turfa, lenha e hidroelétricas); materiais de construção; produtos medicinais; transporte; áreas de recreação e turismo. Além disso, as áreas úmidas são patrimônios culturais, associado às crenças religiosas e informações arqueológicas (Ramsar Convention Secretariat, 2006).

As áreas úmidas veem desaparecendo ao longo do mundo em ritmo alarmante, devido às pressões antropogênicas (Simon e Stewart 2006). A degradação das áreas úmidas tem sido atribuída a uma variedade de distúrbios humanos, incluindo o aumento da carga de nutrientes e sedimentos de desenvolvimento agrícola e urbano (Chow-Fraser 1998, Crosbie e Chow-Fraser 1999, Loughheed *et al.* 2001), introdução de espécies invasoras (Loughheed *et al.*, 1998), e desenvolvimento de atividades recreativas (Chow-Fraser 2006). As atividades humanas atingem drasticamente a biodiversidade das áreas úmidas (Talal, 2001). O maior impacto que pode ser percebido com a diminuição de áreas úmidas é o declínio de várias populações que dependem desses habitats (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Áreas úmidas subtropicais e tropicais estão desaparecendo desde antes da década de 1950, na América do Sul a perda durante o início dos anos 90 foi em aproximadamente 6% sobre o total de áreas do continente (OCDE, 1996). Aproximadamente 90% das áreas úmidas do Sul do Brasil já são áreas fragmentadas, principalmente devido à expansão agrícola (Maltchik *et al.*, 2010).

Biomonitoramento é a linha de pesquisa que utiliza o uso de respostas de organismos vivos para avaliar mudanças ocorridas nos ecossistemas, principalmente de origem antrópica (Matthews *et al.* 1982). O biomonitoramento consiste em monitorar ecossistemas através da biota aquática, e é uma boa ferramenta para analisar as influências deletérias nos ambientes (Matthews *et al.* 1982). Estudos de biomonitoramento precisam distinguir os efeitos das ações humanas das variações naturais (Cairns Jr. e Pratt, 1993). O uso das respostas dos organismos com a qualidade ambiental é baseado em índices biológicos. Algumas espécies são escolhidas como bioindicadoras por serem sensíveis e tolerantes a vários parâmetros, como por exemplo,

a poluição ambiental (Washington, 1984). Estímulos externos induzem reações nos organismos que podem ser quantificados nas populações ou comunidades (Buss *et al.* 2003). O índice biológico utiliza características denominadas métricas para descrever a integridade da comunidade (Simon *et al.*, 2001), as quais são responsáveis por medir a correlação do nível de perturbação humana e a qualidade de água (Brittenham, 2009).

As métricas são definidas como uma característica ou um processo mensurável de um sistema biológico que tem seu valor alterado ao longo de um gradiente de perturbação (Karr & Chu, 1999). A abordagem multimétrica integra informações de vários aspectos da comunidade biológica, formando uma classificação geral em relação à degradação (Oliveira *et al.*, 2008). Os índices métricos veem sendo adaptados desde o original (Índice de integridade biológica), e atualmente já existe um considerável número de índices adaptados principalmente pelas variações entre as regiões (Simon, 2000).

A ideia inicial de índices foi muito usada para rios, mas se estendeu para lagos (Lyons *et al.* 2000; Drake e Pereira, 2003), recifes (Jameson *et al.* 2001), e estuários (Puente *et al.* 2008).. O grupo de organismo mais utilizado em índices multimétrico foram os invertebrados (Barbon *et al.* 1996), entretanto outros organismos passaram a serem usados como bioindicadores, como por exemplo: pássaros (Bryce *et al.* 2002), anfíbios (Hughes *et al.* 2004), macrófitas aquáticas (Miller *et al.* 2006), perifiton (Hill *et al.* 2003), fitoplâncton (Lacouture *et al.* 2006), para peixes há índices em rios do Brasil (Araújo *et al.* 2003; Bozzeti e Schulz, 2004).

Muitos estudos usaram macrófitas aquáticas como bioindicadoras da qualidade de água em índices biológicos (Harding, 1981; Holmes & Newbold, 1984; Carbiener *et al.*, 1990; Robach *et al.*, 1996; Dawson *et al.*, 2000; Nichols *et al.*, 2000; Haury *et al.*, 2002; Alix, 2006; Fore *et al.*, 2007, Rothrock *et al.*, 2008). As macrófitas aquáticas são organismos que respondem diretamente a mudanças na qualidade de água (Croft e Chow-Fraser, 2007). Nos Estados Unidos, as avaliações rápidas em áreas úmidas usaram em muitos estudos as plantas vasculares com bioindicadores (Davis e Simon, 1995; Stewart *et al.*, 1999; Gernes e Helgen, 1999; Nichols *et al.*, 2000; Simon *et al.*, 2001; Mack, 2001; Cohen *et al.*, 2005; Miller *et al.*, 2006; Rothrock e Simon, 2006), inclusive em métodos multimétricos (Simon *et al.*, 2001; Dekeyser, Kirby e Hell, 2003; Miller *et al.*, 2006).

Vários índices da Europa que utilizam comunidades de macrófitas aquáticas para avaliar a qualidade da água e seu estado ecológico, evoluem em concordância com as

necessidades da política ambiental europeia, e veem utilizando comparações espaciais e temporais entre ambientes aquáticos de diferentes regiões e países (Delmail, 2014).

As plantas aquáticas tem se mostrado útil para avaliar a qualidade das áreas úmidas de outras regiões (Heino et al., 2005a, b). O biomonitoramento com macrófitas aquáticas têm alta capacidade para detectar degradação de habitat devido às mudanças no uso da terra (Heino *et al.*, 2005a, b). Carlisle *et al.* (1999), Mack (2004) e Miller (2006) mostraram que as medidas realizadas com macrófitas aquáticas proporcionam uma resposta consistente e forte para perturbações antrópicas e podem ser utilizadas para avaliar a condição global das áreas úmidas.

A bacia hidrográfica do Rio dos Sinos está situada na Mata Atlântica e sua qualidade da água varia ao longo do seu eixo longitudinal, principalmente pela forte pressão antrópica da região. A bacia do Rio dos Sinos é a bacia mais povoada (Comitesinos, 2016) e com maior número de indústria do extremo sul do Brasil. Neste sentido, o estudo tem por objetivo principal desenvolver um índice multimétrico de qualidade da água de áreas úmidas da bacia hidrográfica do Rio dos Sinos baseado em macrófitas aquáticas. Os objetivos deste estudo foram: 1) Identificar através de análises físicas e químicas da água e de alterações no uso da terra, degradação de habitat e mudanças hidrológicas, os gradientes de impacto ambiental nas áreas úmidas; 2) comparar a composição e riqueza de macrófitas entre áreas úmidas referências e impactadas; 3) identificar métricas potenciais (aspectos gerais da comunidade, aspectos funcionais, diversidade, dominância, espécies específicas definidas por abundância e riqueza, baseadas na comunidade de macrófitas aquáticas 4) selecionar as métricas que melhor respondam ao gradiente de variação da qualidade da água nas áreas úmidas com diferentes níveis de impacto antrópico e 5) desenvolver um índice multimétrico de qualidade da água baseado na comunidade de macrófitas aquáticas.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de Estudo

Este estudo foi desenvolvido em áreas úmidas localizadas em planícies de inundação do trecho inferior da Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos (Figura 1). A bacia do Rio dos Sinos está localizada entre as coordenadas 50°10' e 51°20' de longitude oeste e 29°15' e

30°00' de latitude sul (Penteado, 2011), região nordeste do Rio Grande do Sul, com uma área de aproximadamente 4.000 km², abrangendo 32 municípios. A bacia do Rio dos Sinos possui cerca de 1,6 milhões de habitantes, representando 17% da população do estado. Esta bacia concentra a maior parte do crescimento econômico do estado (17,32%), especialmente de atividades calçadistas e setores mecânico e petroquímico (Comitesinos, 2000), gerando grande impacto para as áreas úmidas locais. O curso inferior da bacia do rio dos Sinos tem 50 km de extensão, declividade praticamente nula, velocidade da água superficial baixa, extensa planície de banhados, grande concentração populacional e industrial, silvicultura, intensos processos erosivos, desmatamento, poluição do solo e da água (Becker, 2011).

Diversas formações fitogeográficas compõe a bacia do Rio dos Sinos, sendo elas a Floresta Ombrófila Mista, Floresta Estacional Decidual e Semidecidual, Savana e Áreas de Tensão Ecológica (Comitesinos, 2016). O clima é considerado subtropical úmido com períodos de clima temperado e a precipitação pluviométrica bem distribuída durante todo o ano, com verões quentes e invernos frios (Köppen, 1948).

Delineamento amostral

Um total de dez áreas úmidas foram amostradas, cinco caracterizando áreas referências e cinco consideradas impactadas pelas atividades humanas, principalmente pela expansão das cidades e suas diretas consequências como, por exemplo, presença de esgotos domésticos.

Para definir a condição de referência e impactada de uma área úmida, os padrões de uso da terra, degradação do habitat e modificações hidrológicas foram avaliados (U.S.EPA, 2002). Esta avaliação foi realizada através da aplicação de um protocolo de avaliação ambiental (PAA) modificado de Callisto *et al.*, (2002) e Mereta (2013) (tabela 1). As pontuações somadas foram categorizadas da seguinte forma: até dezesseis pontos foi considerada área úmida próxima à condição de referência; entre dezessete e trinta e dois pontos foram considerados como área úmida alterada e acima de trinta e dois pontos a área úmida foi categorizada como impactada. Oliveira *et al.* (2008) definiram esse protocolo de separar áreas em pouco e altamente impactadas extremamente importante para evitar circularidade.

Coleta de macrófitas aquáticas

Neste estudo foram realizadas duas coletas de macrófitas: em março e em novembro

de 2015. Segundo Orfanidis *et al.* (2014), o final da primavera e o início do outono são apropriadas para coleta de macrófitas, pois é quando o crescimento e a dominância estão ocorrendo. A coleta foi feita por meio do método de quadrado (Westlake, 1965) que consiste em coletar macrófitas aquáticas de forma aleatória com um quadrado feito com canos de pvc na medida de 0,50 m. Um total de seis quadrados foi amostrado em cada área úmida. Todas as macrófitas que ficaram dentro do quadrado foram coletadas e acondicionadas em sacos e potes, levadas ao laboratório onde eram identificadas. No laboratório, o material coletado de cada quadrado foi triado, limpo e separado por espécie, e secados em estufa por 72 horas, sob 40°C. Após esse período, o matéria era pesado -biomassa seca.

A identificação das espécies foi feita a partir de consulta em bibliografia especializada (Irgang e Gastal, 1996; Pott e Pott, 2000). A definição de origem das espécies (nativa ou exótica) foi consultada em Irgang e Gastal, 1996 e Lorenzi, 2000; as informações de forma de vida foram baseadas em: Irgang e Gastal, 1996 e Pott e Pott, 2000, as informações de ciclo de vida e de ser ou não invasora, foram consultadas em Kissmann e Groth, 1997, Kissmann e Groth, 1999, Kissmann e Groth, 2000 e Lorenzi, 2000. Quando as informações dos livros eram diversas, variadas ou insuficientes, foi levado em consideração observações de campo.

Um total de três amostras de água de cada área úmida foi coletada para analisar em laboratório: fósforo total, nitrogênio total e coliformes totais. Com uso de sonda em campo (Horiba), foi verificado: sólidos totais (ST), turbidez (NTU), pH, temperatura e oxigênio dissolvido.

Análise de dados

A variação dos parâmetros físicos e químicos da água e ambientais (PAA) foi analisada através de uma Análise de Componentes Principais de correlação (PCA) com o intuito de avaliar o comportamento dessas variáveis nas dez áreas úmidas selecionadas. Para essa análise foram utilizados os softwares e Multiv (Pillar, 1997)- para rodar o teste e PAST (Hammer *et al.*, 2001) para gerar o gráfico. O teste de NMDS no software PAST foi usado para verificar a variação geral na composição de macrófitas aquáticas entre as áreas úmidas de referências e impactadas (Hammer *et al.*, 2001). A riqueza geral de macrófitas aquáticas entre as áreas úmidas de referências e impactadas foi analisada através de um teste T, utilizando o software PAST (Hammer *et al.*, 2001).

Análise das Métricas

As métricas preliminares utilizadas para definir dados quantitativos e qualitativos de macrófitas aquáticas foram distribuídas em cinco categorias: Comunidade, funcionais, espécies específicas, dominâncias e diversidade (tabela 4). As 45 métricas foram adaptadas dos índices da U.S.E.P.A (2002) e dos índices EEI- c (Índice de Avaliação Ecológica), que utiliza ESG (Estado Ecológico dos Grupos), proposto por Orfanidis *et al.* (2011), e disponibilizado via digital em <http://www.eei.gr>. A adaptação se deu para as particularidades locais e regionais da área de estudo.

Primeiramente, foi feito uma análise da amplitude dos dados, onde foram excluídas as métricas com valores discrepantes entre si. Depois as métricas com muitos zeros foram excluídas nas áreas referências (Oliveira *et al.* 2008), permanecendo somente as métricas que tinham até dois 0 (ausência). O teste de amplitude foi feito por meio de observações sob os dados brutos.

Depois, os testes de sensibilidade foram realizados. Foi feito um teste de Mann Whitney no software Systat, para cada métrica que passou na análise de amplitude, com $p \leq 0,1$ (Haugerud, 2003). A resposta de cada métrica foi visualizado através de gráficos box plots, gerados no software Systat. Barboun *et al.* (1996) consideraram métricas sensíveis quando não houve nenhuma ou pequena sobreposição de quartis nas medianas. As análises gráficas permitiram determinar em que extensão as métricas foram mais sensíveis, bem como caracterizar o tipo de resposta das métricas (Vlek *et al.* 2004).

Após o teste de sensibilidade, foi rodado o teste de redundância. Neste teste foram selecionados somente os valores das áreas de referência e verificado quando as métricas se correlacionavam. O teste foi realizado pelo método de Rothrock *et al.* (2008) no programa estatístico R, por meio de correlação de Spearman, considerando o valor de $p < 0,05$. O teste de redundância também aceitou as correlações maiores ou iguais a 0,7 ou menores que -0,7 (Whittier *et al.* 2007). Nós eliminamos uma das métricas para cada caso de correlação, seguindo o critério de manter as com menor valor de p no teste de sensibilidade, parâmetro usado por Whittier *et al.* (2007). Nós padronizamos as métricas através da transformação do valor das mesmas em um único valor final (Hering *et al.*, 2006). Na padronização, nós

utilizamos os quartis de 25% e 75%, evitando valores extremos que não representassem os dados (Oliveira *et al.*, 2011).

Para padronização foi utilizado o método de Oliveira *et al.* (2011), onde métricas positivas, que são aquelas que aumentam a medida que o ambiente é menos impactado, usou-se a seguinte equação:

$$VM = [(MB - I25)10] [R75 - I25]^{-1}$$

Onde VM é a pontuação da métrica positiva transformada, MB é o valor da métrica bruta, dos dados tabulados, I25 é o valor da métrica em 25% nas áreas impactadas, R75 é o valor da métrica em 75% nas áreas referências.

Para os valores de métrica transformados superiores a 10 foi considerado 10 o valor final e para os inferiores a 0, foi considerado 0. Para calcular a pontuação do índice, realizou-se a soma das 5 métricas de modo que o valor final do índice variou de 0 a 50, com intervalos de 12 números, com as seguintes categorias: 0: sem plantas, 1-10: Muito ruim, 10-20: Ruim, 20-30: Satisfatório, 30-40: Bom e 40-50: Muito bom. As categorias utilizadas nesse teste foram as mesmas de Rothrock *et al.* (2008). Essas medidas possibilitaram testar a aplicabilidade do índice desenvolvido.

RESULTADOS

O protocolo de avaliação ambiental com os principais impactos antrópicos observados em diferentes níveis de degradação no entorno das áreas úmidas classificou as áreas conforme a tabela 2. Através do PAA foi possível separar as áreas úmidas referência das áreas úmidas impactadas, por meio da observação das alterações no habitat, alterações no uso da terra e modificações hidrológicas.

A PCA realizada com os parâmetros físicos e químicos da água e o PAA também separaram as áreas úmidas em impactadas e referências. O resultado da PCA em seus três eixos principais explicaram 54%, 14% e 10% da variação dos dados respectivamente. As variáveis correlacionadas com cada um dos eixos estão na tabela 3. As principais variáveis ambientais que mais distinguiram as áreas úmidas referência das áreas impactadas foram: sólidos totais, PAA, condutividade, oxigênio dissolvido, fósforo total e pH. Essas seis

variáveis estão fortemente correlacionadas com o eixo 1, apresentando descritores maiores que 0,7 ou menores que -0,7 (fig.2).

Um total de 59 espécies de macrófitas aquáticas, distribuídas em 20 famílias foi identificado nas áreas úmidas estudadas (Apêndice A). Nas áreas úmidas de referências foi encontrada uma biomassa de 2.905 miligramas de macrófitas aquáticas, e nas impactadas 3.416 miligramas. Enquanto a riqueza de macrófitas não variou entre as áreas úmidas de referencia e impactadas ($p=0,4606$ e $t=8,5$, Fig. 3), a composição variou (Fig 4).

As 45 métricas selecionadas para o índice biológico de qualidade de água foram: Comunidade, grupos funcionais, espécies específicas, dominâncias e diversidade (Tabela 4).

Destas, 38 métricas foram submetidas ao teste de sensibilidade, por meio do teste de Mann Whitney e somente 12 passaram (Biomassa proporcional de flutuantes, biomassa proporcional de emergentes e submersas, riqueza de emergentes, biomassa proporcional de não invasoras, biomassa proporcional de anuais, riqueza de não invasoras, biomassa proporcional de *Heteranthera reniformes*, biomassa proporcional de *Hydrocleis nymphoides*, biomassa proporcional de *Leersia hexandra*, biomassa proporcional de *Ludwigia grandiflora*, biomassa proporcional de *Luziola peruviana* e biomassa proporcional de *Myriophyllum aquaticum*) (tabela 5). Após o teste de sensibilidade, foi feito a construção de gráficos do tipo box plots das doze métricas, e constatou-se que onze aumentaram a medida que a qualidade de água aumentava, apenas a biomassa proporcional de anuais diminuía conforme aumentava a qualidade da água (fig. 5).

Após a realização do box plot, foi observado que um total de 11 pares de métricas estavam fortemente correlacionadas (Spearman - tabela 6). Após eliminação das métricas correlacionadas foram selecionadas as cinco métricas finais: biomassa proporcional de não invasoras, riqueza de emergentes, biomassa proporcional de emergentes e submersas, biomassa proporcional de *Luziola peruviana* e biomassa proporcional de *Ludwigia grandiflora*. Essas métricas foram as que melhor responderam aos impactos nas áreas úmidas da bacia do Rio dos Sinos.

Para padronização de métricas finais foi calculado os quartis para métricas que aumentam conforme melhora a qualidade de água, já que as métricas somente aumentavam conforme a qualidade de água, demonstrado pelos gráficos. As áreas úmidas consideradas referências tiveram três classificações consideradas boas, uma satisfatória e uma ruim. Para as áreas úmidas impactadas tiveram três classificações consideradas muito ruim, uma ruim e

uma sem plantas (tabela 7).

DISCUSSÃO

As plantas são bons indicadores de perturbações ambientais (U.S. EPA, 2002), Macrófitas são adequadas como indicadoras da saúde ecológica do ecossistema, por serem imóveis, relativamente fácil de identificar e respondem as perturbações antropogénicas em uma escala de tempo ecológico (Vondracek *et al.* 2014), portanto um índice multimétrico baseado em macrófitas é altamente eficaz para avaliar a qualidade de água de áreas úmidas.

Índices de integridade biótica e de qualidade de água já são muito utilizados para avaliar a qualidade de água em áreas úmidas (Davis e Simon, 1995; Stewart *et al.*, 1999; Gernes e Helgen, 1999; Nichols *et al.*, 2000; Simon *et al.*, 2001; Mack, 2001; Dekeyser, Kirby e Ell, 2003; Cohen *et al.*, 2005; Miller *et al.*, 2006; Rothrock e Simon, 2006), aqui no Brasil este seria um índice de qualidade de água para áreas úmidas com macrófitas aquáticas pioneiro. Essa ferramenta é importante para conservação e monitoramento de áreas com impacto humano.

Maltchik *et al.* (2010) identificaram 47 espécies de macrófitas aquáticas na bacia hidrográfica do Rio dos Sinos, sendo Asteraceae e Cyperaceae as famílias mais representativas, onde a diversidade observada na porção inferior da bacia foi considerada elevada, mesmo com a qualidade da água considerada comprometida pelo Comitêsinos (2000). Neste estudo 49 espécies, distribuídas em 20 famílias foram observadas, sendo as mais representativas Cyperaceae e Poaceae. Estes dados coletados demonstram ser confiáveis, já que condiz com a diversidade que Maltchik *et al.* 2010, já tinham encontrado para o trecho inferior da bacia.

Após testar 45 métricas potenciais, cinco compuseram o índice final: biomassa proporcional de não invasoras, riqueza de emergentes, biomassa proporcional de emergentes e submersas, biomassa proporcional de *Luziola peruviana* e biomassa proporcional de *Ludwigia grandiflora*, sendo quatro métricas de abundância, que incluíram: formas de vida, plantas não invasoras na região e espécies específicas e uma de riqueza para formas de vida. Este índice identificou como métricas para bioindicação da qualidade de água nesta região por macrófitas aquáticas, métricas funcionais, de riqueza e de composição de espécies específicas. Miller *et al.* (2006), na Pensilvânia, testaram 50 métricas no seu estudo e finalizaram o índice com oito, onde duas foram referentes a comunidade, cinco relacionadas aos grupos funcionais e uma de

espécie específica, o que se assemelha em parte ao presente estudo. Rothrock *et al.* (2008), em seu estudo em áreas úmidas lacustres no noroeste da Índia, elegeram 35 métricas iniciais, das quais permaneceram 11, das quais também incluíam métricas de riqueza, composição e tolerância de espécies, e métricas de abundância de espécies emergentes e submersas e emergentes. O índice multimétrico desenvolvido por Mereta *et al.* (2013), em áreas úmidas da Etiópia, finalizou com três métricas de um total de 58 métricas potenciais.

Uma das métricas que respondeu aos impactos foi biomassa proporcional de emergentes e submersas. Espécies submersas desempenham um papel importante na estrutura biológica e funcionamento dos lagos (Carpenter & Lodge, 1986; Schriver *et al.*, 1995; Jeppesen *et al.*, 1997; Blindow, Hargeby & Andersson, 2002), portanto tendo em vista que esta métrica aumenta conforme aumenta a qualidade de água, podemos inferir que as áreas úmidas impactadas da bacia do Rio dos Sinos estão com sua estrutura e funcionalidade biológica altamente afetadas. Métricas de riqueza apresentam maior poder e menor coeficiente de variação, sendo consideradas as melhores para detectar impactos de menor intensidade (Sandin e Johnson, 2000), portanto, com a métrica de riqueza de emergentes pode-se inferir que esta detecta impactos de menor intensidade.

Croft e Chow-Fraser, (2007) tiveram como foco no seu índice de macrófitas aquáticas, identificar os modos de vida: submersas, emergentes e flutuantes, pois estão relacionadas à habitats de peixes, duas métricas finais deste estudo estão associadas às formas de vida das macrófitas, o que o faz útil, ainda, para relacionar as macrófitas aquáticas em conjunto com outras classes como bioindicadora de qualidade de água, utilizando toda integridade da área.

A métrica de abundância de espécies que não são invasoras demonstra que elas ocorrem em áreas com melhor qualidade de água, já que são naturais do local e tem extrema importância produtiva. As espécies invasoras tem um potencial competitivo superior às demais. Em certos casos a espécie invasora pode ser também exótica, a qual apresenta as características de invasora, mas foi introduzida em uma região que não pertence ao seu local de origem. A maioria das espécies não coloniza e nem se estabelece nos locais onde foram introduzidas, já que enfrentam novas pressões seletivas e situações de stress (Souza *et al.*, 2009), mas algumas alcançam sucesso, em geral associado à enorme habilidade de reprodução, dispersão e elevadas taxas de crescimento. A presença de espécies bioinvasoras nos ecossistemas aquáticos representam um perigo ao equilíbrio ambiental (Souza *et al.*, 2009), para Ibama (2006) a introdução de espécies invasoras nas diferentes bacias

hidrográficas brasileiras merece atenção urgente.

As duas espécies específicas que ficaram como métricas finais: *Luziola peruviana* e *Ludwigia grandiflora*, são espécies facilmente encontradas na bacia hidrográfica do Rio dos Sinos. Este resultado pode ser devido porque espécies generalistas estão se desenvolvendo mais em áreas com melhor qualidade da água é que existem espécies flutuantes invasoras, que se adaptam a áreas impactadas, como por exemplo, o gênero *Lemna*, que tem rápida colonização em meio aquático (Landolt 1986), segundo Iberite (2011) *Lemna valdiviana* é uma espécie potencialmente invasora, e por serem flutuantes não permitem grande prorrogação dessas espécies mais generalistas em ambientes antropizados.

As espécies específicas que ficaram na padronização final são facilmente encontradas em áreas úmidas da bacia do Rio dos Sinos, o que facilita a composição de um índice para a região. Entretanto é essencial fazer o teste deste índice aplicando-o em outras áreas da mesma região. Dekeyser, Kirby e Ell (2003) fizeram um apontamento interessante no seu índice, classificando as áreas úmidas utilizadas de 1 a 46, onde o menor valor correspondia a área minimamente impactada e o maior valor corresponderia a área mais impactada. Este dado foi fundamental para nosso delineamento, onde trabalhamos com graus de perturbações diferentes. Áreas como as 4I e 10I são as mais impactadas, pois foram altamente impactadas pelo desenvolvimento urbano. Chow-Fraser (2006) consideraram pontuações muito baixas, como não recuperáveis, devido a sua condição de estar altamente degradada. Durante a própria execução do estudo, a área 6I foi aterrada, não sendo possível fazer segunda coleta nesta área, nos alertando que áreas úmidas na área urbana estão fortemente sujeitas a desaparecerem se não houver políticas públicas e estudos que demonstrem sua importância e as protejam.

A escolha da metodologia a ser utilizada em programas de biomonitoramento no Brasil depende do atual estágio do conhecimento, que é bastante distinto regionalmente (Buss *et al.* 2003). Um índice consistente e aplicável deve possuir as seguintes características: ser baseado em protocolos de campo e laboratório padronizados e rápidos; ter métricas baseadas em conceitos ecológicos, sensíveis a distúrbios antropogênicos e separadas de gradientes naturais; e que resultados quantitativos possam ser obtidos com relativo baixo custo (Karr&Chu, 1999). O índice desenvolvido no presente estudo levou em consideração essas características, portanto este estudo é útil, pois consiste numa ferramenta de avaliação biológica rápida e eficiente e gera condições de estabelecer a qualidade de água da bacia

hidrográfica do Rio dos Sinos. Este trabalho poderá ajudar políticas públicas do Comitê de bacia e dos gestores dos municípios que fazem parte desta bacia, na implementação de políticas públicas de planejamento, conservação e manejo dessas áreas, além de gerar informações biológicas sobre estas áreas úmidas.

AGRADECIMENTOS:

Ao Projeto Verde Sinos, Petrobras, Fundepe e Governo Federal pela bolsa concedida.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALIX, M. S., SCRIBAILO, R. W., 2006. The history and aquatic flora of Silver Lake, Porter County, Indiana, with comments on the adequacy of floristic quality assessment for lakes. **Proceedings of the Indiana Academy of Sciences**. 115, 13-31.
- ARAÚJO, F. G.; FICHBERG, I.; PINTO, B.C.T. e PEIXOTO, M. G. 2003. A preliminar index of biotic integrity for monitoring the condition of the rio Paraíba do Sul, Southeast Brazil. **Environmental Management**, 32 (4): 516-526.
- BARBOUR, M.T.; GERRITSEN, J.; GRIFFITH, G.E.; FRYDENBORG, R.; McCARRON, E.; WHITE, J.S.; BASTIAN, M.L. 1996. A framework for biological criteria for Florida streams using benthic macroinvertebrates. **Journal of the North American Benthological Society**, n.15, p. 185-211.
- BECKER J.C. 2011. Programa de Pós-graduação em Biologia – Unisinos, Instituto Martin Pescador; **Almanaque Rio dos Sinos/ 1º ed.**, Novo Hamburgo, Grupo Editorial Sinos.
- BLINDOW I., HARGEBY A. e ANDERSSON G. 2002. Seasonal changes of mechanisms maintaining clear water in a shallow lake with abundant Chara vegetation. **Aquatic Botany**, 72, 315–334.
- BRITTENHAM, J. 2009, A Comparison and Validation of Four Aquatic Macrophyte-Based Lake Assessment Techniques. Indiana Department of Natural Resources, Division fish and Wildlife. Disponível em:
<http://www.in.gov/dnr/fishwild/files/fwTaylor_Univ_Study_Lake_Assessment_Techniques_June_2009.pdf> Acesso em jul. 2016.
- BRYCE, S.A.; HUGHES, R. M. e KAUFMANN, P. R. 2002. Development of a bird integrity index: Using bird assemblages as indicators of riparian condition. **Environmental Management**, 30(2): 294-310.
- BOZZETI, M. e SCHULZ, U. H. 2004. An index of biotic integrity based on fish assemblages for subtropical streams in Southern Brazil. **Hydrobiologia**, 529: 133-144.
- BUSS, D. F., BAPTISTA, D. F., NESSIMIAN, J. L. 2003. Bases conceituais para a aplicação

de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade de água em rios. **Caderno de saúde pública**, Rio de Janeiro, 19(2): 465-473.

CAIRNS Jr., J. e PRATT, J. R., 1993. A history of biological monitoring using benthic macroinvertebrates. In: **Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates** (D. M. ROSENBERG & V. H. RESH, ed.), pp. 10-27, New York: Chapman & Hall.

CALLISTO, M.; FERREIRA, W.R.; MORENO, P.; GOULART, M.; PETRUCIO, M. 2002. Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ). **Acta Limnol. Bras.**, 14 (1): 91-98.

CARBIENER, R., M. TREMOLIERES, J. -L. MERCIER & A. ORTSCHKEIT, 1990. Aquatic macrophyte communities as bioindicators of eutrophication in calcareous oligotrophic stream waters (Upper Rhine plain, Alsace). **Vegetatio**. 86: 71–88.

CARLISLE, B.K., HICKS, A.L., SMITH, J.P., GARCIA, S.R., LARGAY, B.G., 1999. Plants and aquatic invertebrates as indicators of wetland biological integrity in Waquoit Bay Watershed, **Cape Cod Environ.** Cape Cod. 2 (2), 30–60.

CARPENTER, S. R., J. J. ELSER., D. M. LODGE. 1986. Effects of submersed macrophytes on ecosystem processes. **Aquat. Bot.** 26: 341-370.

COHEN, M.J., LANE, C.R., REISS, K.C., SURDICK, J.A., BARDI, E., BROWN, M.T., 2005. Vegetation based classification trees for rapid assessment of isolated wetland condition. **Ecol. Indic.** 5, 189–206.

CHOW-FRASER, P. 1998. A conceptual ecological model to aid restoration of Cootes Paradise Marsh, a degraded coastal wetland of Lake Ontario, Canada. **Wetland Ecol. Manage.** 6:43–57.

CHOW-FRASER, P. 2006. Development of the wetland water quality index for assessing the quality of Great Lakes coastal wetlands. In **Coastal wetlands of the Laurentian Great Lakes: health, habitat and indicators**, T. Simon and T.P. Stewart, eds., pp. 137–166. Bloomington, Indiana: Author House.

COMITESINOS Comitê de Gerenciamento da Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos 2000. **Enquadramento das águas da Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos**. São Leopoldo: Impresul, 16 p.

COMITESINOS. 2016. Projeto Verde Sinos. Disponível em: < <http://www.comitesinos.com.br/>> Acesso em: março 2016.

CHOW-FRASER, P. 1998. A conceptual ecological model to aid restoration of Cootes Paradise Marsh, a degraded coastal wetland of Lake Ontario, Canada. **Wetland Ecol. Manage.** 6:43–57.

CROFT M. V. E CHOW-FRASER P. 2007. Use and Development of the Wetland Macrophyte Index to Detect Water Quality Impairment in fish habitat of great lakes coastal marshes. **J.**

Great Lakes Res. 33(3): 172-197.

CROSBIE, B., AND CHOW-FRASER, P. 1999. Percent land use in the watershed determines the water- and sediment quality of 21 wetlands in the Great Lakes basin. **Can.J. Fish. Aquat. Sci.** 56:1781–1791.

DAVIS, W.S., SIMON, T.P., 1995. Biological Assessment and Criteria: Tools for Water Resource Planning and Decision Making. **Lewis Publishers**, Boca Raton, FL, USA, p. 415.

DAWSON, F. H., J. R. NEWMAN, M. J. GRAVELLE, K. J. ROUEN & P. HENVILLE, 2000. Assessment of the trophic status of rivers using macrophytes. Evaluation of the Mean Trophic Rank. R&D Technical Report E39, **Environment Agency**, 178 pp.

DEKEYSER, E.S., KIRBY, D.R., ELL, M.J., 2003. An index of plant community integrity: development of the methodology for assessing prairie wetland plant communities. **Ecol. Indic.** 3, 119–133.

DELMAIL, D. 2014. Risk management of European inland waters using macrophyte biomonitoring. **Front. Environ Sci.** France.

DRAKE, M.T. & PEREIRA, D.L. 2003. Development of a fishbased index of biotic integrity for small inland lakes in Central Minnesota. **North American Journal of Fisheries Management**, 22:1105-1123.

FORE, L.S., FRYDENBORG, R., WELLENDORF, N., ESPY, J., FRICH, T., WHITING, D., JACKSON, J., PATRONIS, J., 2007. Assessing the biological condition of Florida lakes: development of the lake vegetation index (LVI). Final Report to Florida Department of Environmental Protection. Tallahassee, FL, USA, Disponível em: <http://ftp://ftp.dep.state.fl.us/pub/labs/assessment/sopdoc/lvi_final07.pdf> Acesso em maio de 2016.

GERNES, M.C., HELGEN, J.C., 1999. Indexes of biotic integrity (IBI) for wetlands: vegetation and invertebrate IBI's. Final Report to U.S. E.P.A. (assistance number CD995525-01).

GETZNER, M.2002. Investigating public decisions about protecting wetlands. **J. Environ. Manage.**, vol. 64, n. 3, p. 237-246.

GIBBS, JP., 2000. Wetland loss and biodiversity conservation. **Conservation Biology**, vol. 14, no. 1, p. 314-317.

HAMMER, O., HARPER, D.A.T., RYAN, P.D. 2001. PAST: paleontological statistics software package for education and data analysis. **Palaeontologia Electronica** 4, 9, <http://palaeo-electronica.org/2001.1/past/issue1.01.htm>.

HARDING J. P. C. 1981. Macrophytes as monitors of river quality in the Southern N.W.W.A area, North West Water Authority, Rivers Divisions, Re´ f TS-BS-81-2, 54 pp.

HAUGERUD, N. J.. **Macroinvertebrate biomonitoring criteria and community composition in seasonal floodplain wetlands of the Upper Missouri River.** 2003. Disponível em: <<http://pubstorage.sdstate.edu/wfs/thesis/Haugerud-Neil-J-MS-2003.pdf>>. Acesso em: 17 mar. 2016.

HAURY, J., M. -C. PELTRE, M. TRE´MOLIE`RES, J. BARBE, G. THIE´BAUT, I. BERNEZ, H. DANIEL, P. CHATENET, S. MULLER, A. DUTARTRE, C. LAPLACE TREYTURE, A. CAZAUBON e E. LAMBERT-SERVIEN, 2002. Une méthode pour mettre en evidence la trophie de leau et la pollution organique avec les macrophytes: l'Indice Biologique Macrophyte en Riviere (IBMR) Application a differents types de rivieres et de pollutions. Proceedings of the **11th International EWRS Symposium on Aquatic Weeds**, Moliets-Maâ France 2002: 247–250.

HERING, D.; FELD, C.K.; MOOG, O.; OFENBOCK, T. 2006. Cook Boos for the development of a multimetric index for biological condition of aquatic ecosystems: Experiences from the European AQEM and STAR projects and related initiatives. **Hydrobiologia**, n. 566, p. 311- 342.

HEINO, J., PAAVOLA, R., VIRTANEN, R., MUOTKA, T., 2005a. Searching for biodiversity indicators in running waters: do bryophytes, macroinvertebrates, and fish show congruent diversity patterns in boreal streams? **Biodivers. Conserv.** 14, 415–428.

HEINO, J., VIRTANEN, R., VUORI, K.-M., SAASTAMOINEN, J., OOHTONEN, A., MUOTKA, T., 2005b. Spring bryophytes in forested landscapes: land use effects on bryophyte species richness, community structure, and persistence. **Biol. Conserv.** 124, 539–545.

HILL, B. H.; HERLIHY, A.T.; KAUFMANN, P. R.; DECELLES, S.J. & VANDER BORGH, M. A. 2003. Assessment of streams of the eastern United States using a periphyton index of biotic integrity. **Ecological Indicators**, 2:325-338.

HOLMES, N. T. H. e C. NEWBOLD, 1984. River plant communities- reflectors of water and substrate chemistry. **Focus on Nature Conservation** 9: 73.

HUGHES, R. M.; HOWLIN, S. e KAUFMANN, P. R. 2004. A biointegrity index for coldwater streams of western Oregon and Washington. **Transactions of the American Fisheries Society**, 133: 1497-1515.

IBAMA. **Espécies exóticas invasoras: situação brasileira.** 2006. Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Biodiversidade e Florestas. – Brasília: MMA, p. 24.

IBERITE, M., IAMONICO D., ABATI S. e ABBATE, G. 2011. Lemna valdiviana Phil. (Araceae) as a potential invasive species in Italy and Europe: Taxonomic study and first observations on its ecology an distribution, Plant Biosystems - An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology: **Official Journal of th Societa Botanica Italiana**, 145:4, 751-757.

IRGANG, B. E.; GASTAL, JR, C. V.1996. **Macrófitas Aquáticas da Planície Costeira do**

RS. 1ª edição. Porto Alegre, 290 p.

JAMESON, S.C.; ERDMANN, M.V.; KARR, J.R. e POTTS, K.W. 2001. Charting a course toward diagnostic monitoring: A continuing review of coral reef attributes and a research strategy for creating coral reef indexes of biotic integrity. **Bulletin of Marine Science**, 69 (2): 701-744.

JEPPESEN E., SONDERGAARD M., SONDERGAARD M. e CHRISTOFFERSEN K. (EDS). 1997. The Structuring Role of Submerged Macrophytes in Lakes. Springer, **Ecological Studies**, 131, 423 p.

KARR, J.R.; CHU, E.W. 1999. **Restoring life in running waters: better biological monitoring**. Washington, DC,: Island Press.

KISSMANN, K. G. GROTH. D. **Plantas infestantes e nocivas**. Tomo I. 2ª ed. São Paulo. Basf, 1997, 825 p.

KISSMANN, K. G. GROTH. D. **Plantas infestantes e nocivas**. Tomo II. 2ª ed. São Paulo. Basf, 1999, 978 p.

KISSMANN, K. G. GROTH. D. **Plantas infestantes e nocivas**. Tomo III. 2ª ed. São Paulo. Basf, 2000, 772 p.

KÖPPEN, W. 1948. Climatologia: con un estudio de los climas de la tierra. **Fondo de Cultura Econômica**. México. 479p.

LACOUTURE, R.V.; JOHNSON, J. M.; BUCHANAN, C. e MARSHALL, H.G. 2006. Phytoplankton Index of Biotic Integrity for Chesapeake Bay and its Tidal Tributaries. **Estuaries and Coasts**, 29 (4): 598-616.

LANDOLT E. 1986. The family of Lemnaceae – A monography study. Veroff. Geobot. ETH 71: 1–566.

LORENZI, H. 2000 **Plantas daninhas do Brasil: terrestres, aquáticas, parasitas e tóxicas**. 3. ed. Nova Odessa: Plantarum. 624 p.

LOUGHEED, V.L., CROSBIE, B., e CHOW-FRASER, P. 1998. Predictions on the effect of common carp (*Cyprinus carpio*) exclusion on water quality, zooplankton and submergent macrophytes in a Great Lakes wetland. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.** 55:1189–1197.

LOUGHEED, V.L., AND CHOW-FRASER, P. 2001. Spatial variability in the response of lower trophic levels after carp exclusion from a freshwater marsh. **J. Aquat. Ecosyst. Stress Recov.** 9:21–34.

LYONS, J.; GUTIÉRREZ-HERNANDEZ, A.; DIAZ-PARDO, E.; SOTO-GALERA, E.; MEDINA-NAVA, M. e PINEDA-LOPEZ, R. 2000. Development of a preliminar index of biotic integrity (IBI) based on fish assemblages to assess ecosystem condition in the lakes of

Central Mexico. **Hydrobiologia**, 418: 57-72.

MACK, J.J., 2001. Vegetation Index of Biotic Integrity (VIBI) for Wetlands: Ecoregional, Hydrogeomorphic, and Plant Community Comparisons with Preliminary Wetland Aquatic Life Use Designations. **Ohio Environmental Protection Agency, Division of Surface Water, Wetland Ecology Group**, Columbus, OH, USA.

MACK, J.J., 2004. Integrated Wetland Assessment Program. Part 4: vegetation index of biotic integrity (VIBI) and tiered aquatic life uses (TALUs) for Ohio wetlands. Ohio EPA Technical Report WET/2004-4. **Ohio Environmental Protection Agency, Wetland Ecology Group, Division of Surface Water**, Columbus, OH, 91 pp.

MALTCHIK, L.; MATSUBARA, C. P.; STENERT, C.; SANTOS, E. M.; TORGAN, L.C; OLIVA, T. D. 2003. Biodiversidade e conservação de áreas úmidas da Bacia do Rio dos Sinos. São Leopoldo: **UNISINOS**.

MALTCHIK, L., ROLON, A.S., STERNET, C. 2010. Aquatic Macrophyte and macrophyte and macroinvertebrate diversity and conservation in wetlands of the Sinos River basin. **Barzilian Journal of biology**, vol. 70,4.

MATTHEWS, R. A.; BUIKEMA, A. L. & CAIRNS Jr., J., 1982. Biological monitoring part IIA: Receiving system functional methods relationships, and indices. **Water Research**, 16:129-139.

MERETA, S.T.; BOETS, P.; MEESTER, L.; GOETHALS, P.L.M. 2013. Development of a multimetric index based on benthic macroinvertebrates for the assessment of natural wetlands in Southwest Ethiopia. **Ecological Indicators** 29, 510-521.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005. **Ecosystems and human wellbeing: wetlands and water**. Washington: World Resources Institute, 80 p.

MILLER, S.J., WARDROP, D.H., MAHANEY, W.M., BROOKS, R.P., 2006. A plant-based index of biotic integrity (IBI) for headwater wetlands in central Pennsylvania. **Ecol. Indic.** 6, 290–312.

MITSCH, W.J. e GOSSELINK, J.G., 2000. **Wetlands**. New York: John Wiley and Sons, 920 p.

NICHOLS, S.A, WEBER, S., SHAW, B., 2000. A proposed aquatic plant community biotic index for Wisconsin lakes. *Environmental Management*. 26, 491-502. Organization for Economic Cooperation and Development OECD, 1996. **Guidelines for aid agencies for improved conservation and sustainable use of tropical and subtropical wetlands**. Paris: OECD.

PILLAR, V. D. 1997. Multivariate exploratory analysis and randomization testing with MULTIV. **Coenoses**, 12: 145- 148.

PUENTE, A.; JUANES, J.A.; GARCIA, A.; ALVAREZ, C.; REVILLA, J.A. & CARRANZA,

I. 2008. Ecological assessment of soft bottom benthic communities in norther Spanish estuaries. **Ecological Indicators**, 8: 373-388.

OLIVEIRA, R.B. S., CASTRO, C.M., BAPTISTA, D.F. 2008. Desenvolvimento de índices multimétrico para utilização em programas de monitoramento biológico da integridade de ecossistemas aquáticos. **Oecol. Bras**, 12 (3): 487-505.

OLIVEIRA, R.B.S., BAPTISTA, D.F., MUGNAI, R., CASTRO, C.M., HUGHES, R.M. 2011. Towards rapid bioassessment of wadeable streams in Brazil: Development of the Guapiacu-Macau Multimetric Index (GMMI) based on benthic macroinvertebrates. **Ecological Indicators** (11): 1584-1593

ORGANIZATION FOR ECONOMIC COOPERATION AND DEVELOPMENT OECD, 1996. **Guidelines for aid agencies for improved conservation and sustainable use of tropical and subtropical wetlands**. Paris: OECD.

ORFANIDIS, S., PANAYOTIDIS, P. e UGLAND, K. 2011. Ecological Evaluation Index continuous formula (EEI-c) application: a step forward for functional groups, the formula and reference condition values. *Mediterranean*. **Marine Science** 12: 199–231.

ORFANIDIS, S.; DENCHEVA, K.; NAKOU, K.; TSIOLI, S.; PAPATHANASIOU, V.; ROSATI, I. 2014. Benthic macrophyte metrics as bioindicators of water quality: towards overcoming typological boundaries and methodological tradition in Mediterranean and Black Seas. **Hydrobiologia** 740: 61-78.

PENTEADO, A.F. 2011. Mapeamento e análise geomorfológicos como subsídio para identificação e caracterização de terras inundáveis. **Estudo de caso da bacia hidrográfica do Rio dos Sinos – RS**. Universidade de São Paulo, Programa de Pós-Graduação em Geografia Física.

POTT, V.J.; POTT, A. 2000. **Plantas Aquáticas do Pantanal**. Brasília: Embrapa. Ed. 1, 404 p.

RAMSAR CONVENTION ON WETLANDS. 2009. The Convention Today. Disponível em: <<http://www.ramsar.org/>> Acesso em jun. 2016.

ROBACH, F., G. THIE BAUT, M. TRE MOLIE`RES e S. MULLER, 1996. A reference system for continental running waters: plant communities as bioindicators of increasing eutrophication in alkaline and acidic water in north–east France. **Hydrobiologia**. 340: 67–76.

ROTHROCK, P.E., SIMON, T.P., 2006. A plant index of biotic integrity for drowned river mouth coastal wetlands of Lake Michigan. In: SIMON, T.P., STEWART, P.M. (Eds.), *Coastal Wetlands of the Laurentian Great Lakes: Health, Habitat, and Indicators*. **Authorhouse Press**, Bloomington, IN, USA, pp. 195–208.

ROTHROCK, P.E., SIMON, T.P., STEWART, P.M., 2008. Development, calibration, and validation of a littoral zone plant index of biotic integrity (PIBI) for lacustrine wetlands. **Ecological Indicators**. 8, 79-88.

RUSSEL, KR., GUYNN, DC. and HANLIN, HG., 2002. Importance of small isolated wetlands for herpetofaunal diversity in managed, young growth forests in the Coastal Plain of South Carolina. **Forest Ecology and Management**, vol. 163, no. 13, p. 4359.

SANDIN, L., JOHNSON, R. K., 2000. The statistical power of selected indicator metrics using macroinvertebrates for assessing acidification and eutrophication of running waters. **Hydrobiologia**, 422/423. 233-243.

SCHRIVER P., BOGESTRAND J., JEPPESEN E. & SONDERGAARD M. 1995 Impact of submerged macrophytes on fishzooplankton– phytoplankton interactions – large-scale enclosure experiments in a shallow eutrophic lake. **Freshwater Biology**, 33, 255–270.

SIMON, T.P., 2000. Standard Operating Procedures for Development of Watershed Indicators in REMAP: Great Lakes Coastal Wetlands. Department of the Interior, U.S. **Fish and Wildlife Service**, Bloomington, IN.

SIMON, T., STEWART, P., ROTHROCK, P., 2001. Development of multimetric indices of biotic integrity for riverine and palustrine wetland plant communities along southern Lake Michigan. **Aquatic Ecosystem Health and Management**. 4, 293-309.

SIMON, T.P., STEWART, P.M. (Eds.), 2006. Coastal Wetlands of the Laurentian Great Lakes: Health, Habitat, and Indicators, **Authorhouse Press**, Bloomington, IN, USA.

SHINE, C. e KLEMM, C. 1999. Wetlands, Water and the Law: Using Law to Advance Wetland Conservation and Wise Use. (IUCN: Gland.).

SOUZA, R. C.C.L., CALAZANS, S.H., SILVA, E.P. 2009. Impacto das espécies invasoras no ambiente aquático. **Ciência e Cultura**, vol. 6, n°1, São Paulo.

STEWART, P.M., SCRIBAILO, R.W., SIMON, T.P., 1999. The use of aquatic macrophytes in monitoring and in assessment of biological integrity. In: Gerhardt, A. (Ed.), *Biomonitoring of Polluted Water—Reviews on Actual Topics*. **Environmental Research Forum, Trans Tech Publications Ltd.**, Vetikon-Zuerich, Switzerland, pp. 275–302.

TALAL, Y. 2001. Ciência da biodiversidade: Questões e desafios, in GARAY, I e DIAS, BFS. 2001. **Conservação da biodiversidade em ecossistemas tropicais**. Ed. Vozes. Petrópolis, 431 p.

THIÉBAUT, G., TIXIER, G., GUÉROLD, F., MULLER, S., 2006. Comparison of different biological indices for the assessment of river quality: application to the upper river Moselle (France). **Hydrobiologia**, 570:159-164.

U.S. E.P.A., 2002. Methods for Evaluating Wetland Condition: Using Vegetation to Assess Environmental Conditions in Wetlands. **Office of Water, U.S. Environmental Protection Agency**, Washington, DC, 38 pp. (EPA-822-R-02-020).

VLEK, H.E., VERDUNSCHOT, P. F.M. e NIJBOER, R.C. 2004. Towards a multimetric index

for the assessment of Dutch streams using benthic macroinvertebrates. **Hydrobiologia**, 516: 175-191.

VONDRACEK, B., KOCH, J.D. BECK, M.W. 2014. A comparison of survey methods to evaluate macrophyte index of biotic integrity performance in Minnesota lakes. **Ecological Indicators**, 36:178-185.

WASHINGTON, H. G., 1984. Diversity, biotic and similarity indices. A review with special relevance to aquatic ecosystems. **Water Research**, 18:653-694.

WESTLAKE, D. P. 1965. Some basic data for investigation of the productivity of aquatic macrophytes. Mem Ital. Idrobiol, 18:229-248/suplemento.

WHITTIER, T.R.; HUGHES, R.M.; STODDARD, J. L., LOMNICKY, G. A., PECK, D. V., HERLIHY, A.T. 2007. A structured approach for developing indices of biotic integrity: three examples from streams and rivers in the western USA. **Transactions of the American Fisheries Society**, n. 136, p. 718-735.

FIGURAS

Figura 1: Localização da área de estudo com os pontos amostrados– Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos, Rio Grande do Sul - Brasil. Quadros representam áreas úmidas referência e triângulos, áreas úmidas impactadas pelas atividades antrópicas. AR+número=áreas referência; AI+número = áreas impactadas.

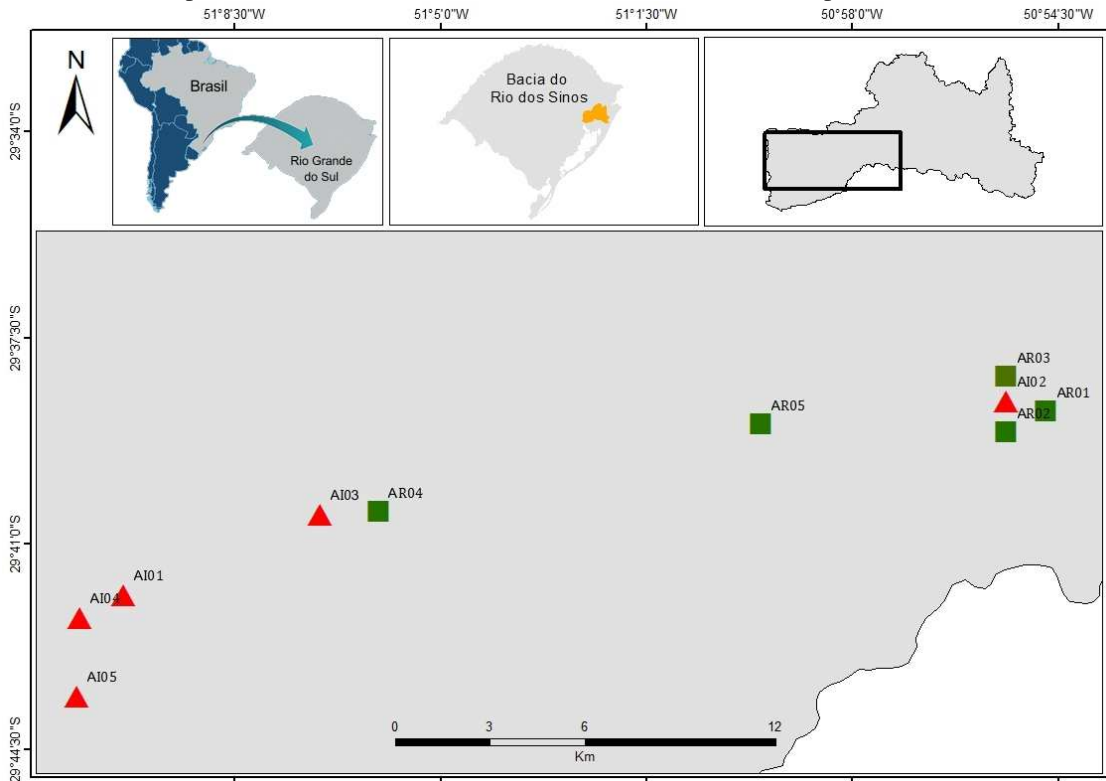


Figura 2: Gráfico da Análise de Componentes Principais (PCA) – Eixos 1 e 2 - com as áreas úmidas e os parâmetros físicos e químicos: nitrogênio (N), sólidos totais (ST), pH, condutividade (Cond), coliformes totais (coli), fósforo (P), oxigênio dissolvido (OD), turbidez (NTU) e o PAA. AR+número = áreas referência e AI+número = áreas impactadas.

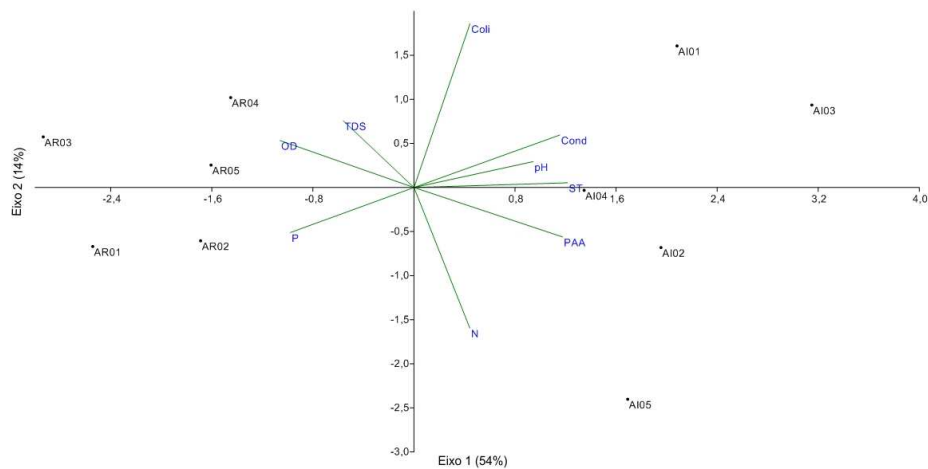


Figura 3 : Riqueza de espécies em áreas úmidas referências e impactadas.

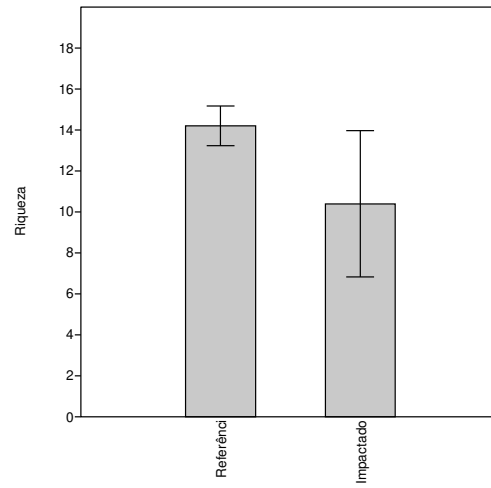


Figura 4 : Composição de macrófitas aquáticas em áreas úmidas referências e impactadas.

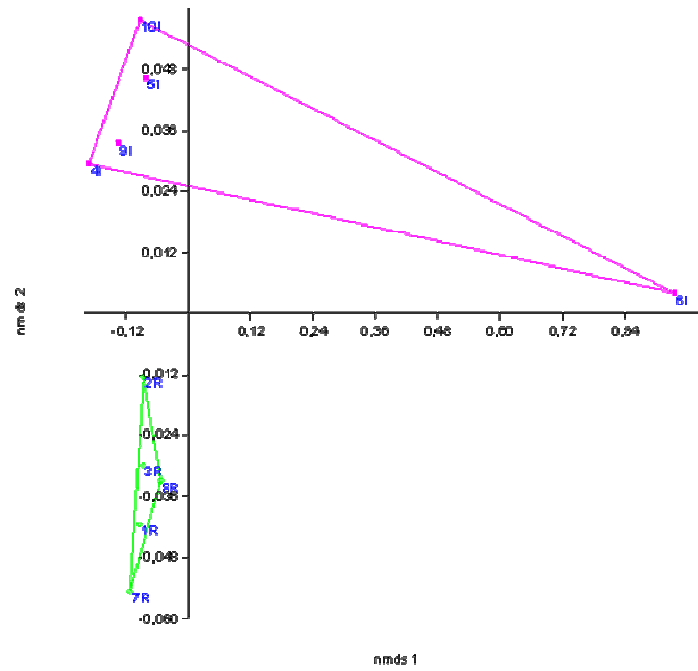
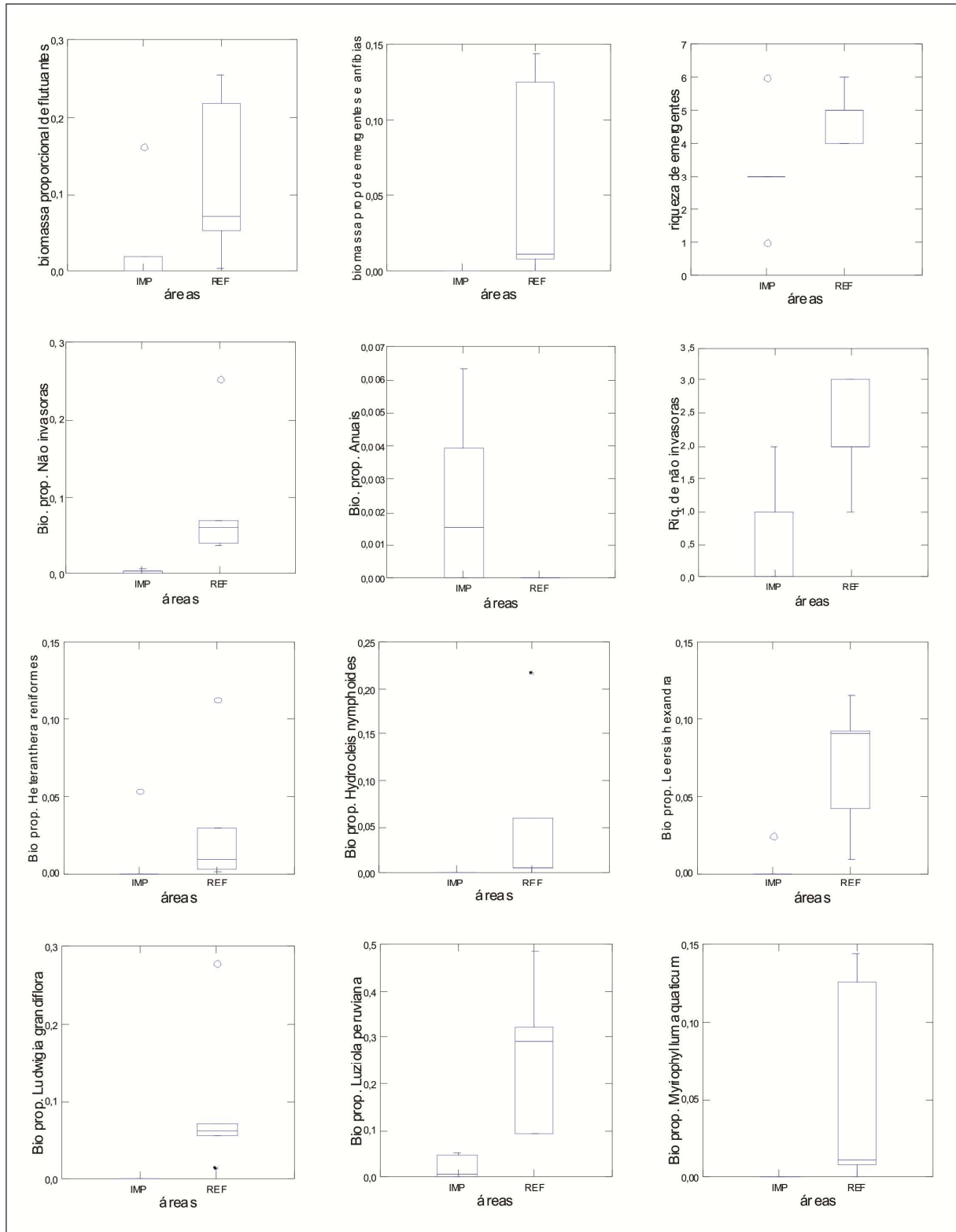


Figura 5: Gráficos *boxplot* mostrando o comportamento das métricas após teste de sensibilidade. IMP = Área úmida impactada; REF = Área úmida na condição referência.



TABELAS

Tabela 1: Parâmetros que compõe o protocolo de avaliação ambiental (PAA) com os principais impactos antrópicos observados em diferentes níveis de degradação no entorno das áreas úmidas na Bacia do Rio dos Sinos, Sul do Brasil.

| PARÂMETROS | | Pontuação | | |
|--|---|-------------------------------------|--------------------------------------|--|
| | | 1 | 3 | 5 |
| Tipo de ocupação - Alteração no habitat | 1. Vegetação | Natural, remoção mínima | 10-50% de remoção | Mais de 50% de remoção |
| | 2. Silvicultura | Inexistente ou distante mais de 50m | Próxima da área úmida (menos de 50m) | Na área úmida |
| | 3. Pastagem, lavoura, agricultura | Inexistente ou distante mais de 50m | Próxima da área úmida (menos de 50m) | Na área úmida |
| | 4. Residências, indústrias, comércios | Inexistente ou distante mais de 50m | Próxima da área úmida (menos de 50m) | Na área úmida |
| Alterações antrópicas – Uso da terra | 5. Extração de areia, argila | Inexistente | Distante mais do que 50m | Na área úmida ou distante menos de 50m |
| | 6. Descarte de lixo, esgoto doméstico e/ou industrial | Inexistente | Próximo da área úmida (menos de 50m) | Na área úmida |
| Modificações hidrológicas | 7. Aterro | Inexistente | Próximo da área úmida (menos de 50m) | Na área úmida |
| | 8. Captação de água | Inexistente | Próximo da área úmida (menos de 50m) | Na área úmida |
| | 9. Oleosidade da água | Inexistente | Moderada | Abundante |
| | 10. Drenagem e canalização | Inexistente | Próximo da área úmida (menos de 50m) | Na área úmida |

modificado de Callisto et al., 2002 e Mereta 2013

Tabela 2: Resultado do índice de protocolo do ambiente para separação das áreas.

| Área úmida | Classificação |
|------------|---------------|
| AR01 | Bom |

| | |
|------|-----------|
| AR02 | Bom |
| AR03 | Bom |
| AR04 | Bom |
| AR05 | Bom |
| AI01 | Alterado |
| AI02 | Impactado |
| AI03 | Impactado |
| AI04 | Alterado |
| AI05 | Impactado |

Tabela 3: Descritores originais com os valores de correlação em relação aos eixos da PCA. Valores em negrito mostram as variáveis com correlação forte com o eixo.

| | Eixo 1 | Eixo 2 | Eixo 3 |
|------|-----------------|-----------------|-----------------|
| ST | -0.97757 | -0.042209 | -0.0046611 |
| NTU | 0.45693 | -0.43255 | -0.60713 |
| pH | -0.75111 | -0.072612 | 0.080285 |
| OD | 0.85471 | -0.068403 | -0.041544 |
| Cond | -0.90758 | -0.19098 | 0.063985 |
| P | 0.79064 | 0.17914 | 0.093805 |
| N | -0.23899 | 0.61411 | -0.70041 |
| Coli | -0.18045 | -0.76875 | -0.24541 |
| PAA | -0.94899 | 0.15449 | -0.14848 |

Tabela 4: Métricas testadas distribuídas de acordo com categorias de classificação propostas para macrófitas aquáticas.

| Categoria | Métrica |
|------------|---|
| Comunidade | Abundância total |
| Funcionais | Riqueza total |
| | Biomassa proporcional de Emergentes |
| | Biomassa proporcional de Anfíbias |
| | Biomassa proporcional de Flutuantes |
| | Biomassa proporcional de Emergentes e anfíbias |
| | Biomassa proporcional de Submersas e anfíbias |
| | Biomassa proporcional de Emergentes e submersas |
| | Biomassa proporcional de flutuantes e anfíbias |
| | Riqueza de Emergentes |
| | Riqueza de Anfíbias |
| | Riqueza de Flutuantes |

| | |
|----------------------|--|
| | Riqueza de Emergentes e Anfíbias |
| | Riqueza de Submersas e Anfíbias |
| | Riqueza de Emergentes e Submersas |
| | Riqueza de Flutuantes e anfíbias |
| | Biomassa proporcional de invasoras |
| | Biomassa proporcional de não invasoras |
| | Biomassa proporcional de perenes |
| | Biomassa proporcional de anuais |
| | Riqueza de nativas |
| | Riqueza de exóticas |
| | Riqueza de invasoras |
| | Riqueza de não invasoras |
| | Riqueza de perenes |
| | Riqueza de anuais |
| Espécies específicas | Biomassa proporcional de <i>Heteranthera reniformes</i> |
| | Biomassa proporcional de <i>Hydrocleys nymphoides</i> |
| | Biomassa proporcional de <i>Leersia hexandra</i> |
| | Biomassa proporcional de <i>Ludwigia grandiflora</i> |
| | Biomassa proporcional de <i>Luziola peruviana</i> |
| | Biomassa proporcional de <i>Myriophyllum aquaticum</i> |
| | Biomassa proporcional de <i>Althernanthera philoxeroides</i> |
| Dominâncias | Biomassa proporcional de Alistomataceae |
| | Biomassa proporcional de Cyperaceae |
| | Biomassa proporcional de Onagraceae |
| | Biomassa proporcional de Poaceae |
| | Biomassa proporcional de Polygonaceae |
| | Riqueza de Alistomataceae |
| | Riqueza de Cyperaceae |
| | Riqueza de Onagraceae |
| | Riqueza de Poaceae |
| | Riqueza de Polygonaceae |
| Diversidade | Simpson |
| | Shannon |

Tabela 5: Resultado do teste de sensibilidade, as métricas em negritos foram selecionadas para o próximo de teste.

| Métrica | Valor de <i>p</i> | Valor de U |
|--|-------------------|--------------|
| Abundância total | 0,602 | 10 |
| Riqueza total | 0,399 | 8,5 |
| Biomassa proporcional de Emergentes | 0,175 | 19 |
| Biomassa proporcional de Flutuantes | 0,072 | 4 |
| Biomassa proporcional de Emergentes e anfíbias | 0,465 | 9 |
| Biomassa proporcional de Emergentes e submersas | 0,019 | 2,5 |
| Riqueza de Emergentes | 0,088 | 4,5 |
| Riqueza de Flutuantes | 0,156 | 6 |
| Riqueza de Emergentes e Anfíbias | 0,674 | 10,5 |
| Biomassa proporcional de invasoras | 0,754 | 11 |
| Biomassa proporcional de não invasoras | 0,009 | 0,000 |
| Biomassa proporcional de perenes | 0,116 | 20 |
| Biomassa proporcional de anuais | 0,054 | 20 |
| Riqueza de nativas | 0,599 | 10 |
| Riqueza de exóticas | 0,214 | 7 |
| Riqueza de invasoras | 0,396 | 8,5 |
| Riqueza de não invasoras | 0,0,041 | 3 |
| Riqueza de perenes | 0,525 | 9,5 |
| Riqueza de anuais | 0,228 | 7 |
| Biomassa proporcional de <i>Heteranthera reniformes</i> | 0,067 | 4 |
| Biomassa proporcional de <i>Hydrocleis nymphoides</i> | 0,019 | 2,5 |
| Biomassa proporcional de <i>Leersia hexandra</i> | 0,013 | 1 |
| Biomassa proporcional de <i>Ludwigia grandiflora</i> | 0,005 | 0,000 |
| Biomassa proporcional de <i>Luziola peruviana</i> | 0,009 | 0,000 |
| Biomassa proporcional de <i>Myriophyllum aquaticum</i> | 0,019 | 2,5 |
| Biomassa proporcional de <i>Althernanthera philoxeroides</i> | 0,597 | 15 |
| Biomassa proporcional de Alistomataceae | 0,389 | 8,5 |
| Biomassa proporcional de Cyperaceae | 0,463 | 9 |

| | | |
|---------------------------|-------|------|
| Biomassa proporcional de | 0,917 | 12 |
| Onagraceae | | |
| Biomassa proporcional de | 0,175 | 6 |
| Poaceae | | |
| Biomassa proporcional de | 0,341 | 8 |
| Polygonaceae | | |
| Riqueza de Alistomataceae | 0,118 | 5,5 |
| Riqueza de Cyperaceae | 0,334 | 8 |
| Riqueza de Onagraceae | 0,519 | 10 |
| Riqueza de Poaceae | 1 | 12,5 |
| Riqueza de Polygonaceae | 0,496 | 9,5 |
| Simpson | 0,251 | 18 |
| Shannon | 0,251 | 18 |

Tabela 6: Métricas que estavam fortemente correlacionadas (em negrito). Primeiro número valor de p, logo abaixo valor da correlação de Spearman.

| | Bio flutuantes | Bio Eme_sub | Riqueza emergentes | Bio. não invasoras | Bio. de anuais | Riqueza a não invasoras | <i>H. reniformes</i> | <i>H. nymphoides</i> | <i>L. hexandra</i> | <i>L. grandiflora</i> | <i>L. peruviana</i> | <i>M. aquaticum</i> |
|---------------------------|------------------------------|-------------------------------|--------------------|------------------------------|------------------------------|-------------------------------|-------------------------------|------------------------------|------------------------------|------------------------------|------------------------------|-------------------------------|
| Bio. flutuantes | | 0.1881 0.70 | 0.6042 -0.32 | 1.0000 0.00 | 0.0374 0.90 | 0.2522 -0.63 | 0.2848 -0.60 | 0.8729 -0.10 | 0.6238 -0.30 | 0.1881 0.70 | 0.8729 -0.10 | 0.1881 0.70 |
| Bio. emergentes+submersas | 0.1881 0.70 | | 0.8660 -0.11 | 0.8729 -0.10 | 0.2848 0.60 | 0.0138 -0.95 | 0.0374 -0.90 | 0.8729 0.10 | 0.6238 -0.30 | 0.7471 0.20 | 0.8729 0.10 | 0.0000 1.00 |
| Riqueza de emergentes | 0.6042 -0.32 | 0.8660 -0.11 | | 0.7995 0.16 | 0.9329 0.05 | 0.9646 0.03 | 0.6684 -0.26 | 0.7336 -0.21 | 0.3615 0.53 | 0.7336 0.21 | 0.7336 -0.21 | 0.8660 -0.11 |
| Bio. não invasoras | 1.0000 0.00 | 0.8729 -0.10 | 0.7995 0.16 | | 0.6238 0.30 | 0.7336 -0.21 | 0.7471 -0.20 | 0.1041 0.80 | 0.0374 0.90 | 0.5046 0.40 | 0.1041 0.80 | 0.8729 -0.10 |
| Bio. anuais | 0.0374 0.90 | 0.2848 0.60 | 0.9329 0.05 | 0.6238 0.30 | | 0.2522 -0.63 | 0.1881 -0.70 | 1.0000 0.00 | 0.8729 0.10 | 0.0374 0.90 | 1.0000 0.00 | 0.2848 0.60 |
| Riqueza não invasoras | 0.2522 -0.63 | 0.0138 -0.95 | 0.9646 0.03 | 0.7336 -0.21 | 0.2522 -0.63 | | 0.0138 0.95 | 0.5411 -0.37 | 1.0000 0.00 | 0.6684 -0.26 | 0.5411 -0.37 | 0.0138 -0.95 |
| <i>H. reniformes</i> | 0.2848 -0.60 | 0.0374 -0.90 | 0.6684 -0.26 | 0.7471 -0.20 | 0.1881 -0.70 | 0.0138 0.95 | | 0.7471 -0.20 | 0.8729 -0.10 | 0.5046 -0.40 | 0.7471 -0.20 | 0.0374 -0.90 |
| <i>H. nymphoides</i> | 0.8729 -0.10 | 0.8729 0.10 | 0.7336 -0.21 | 0.1041 0.80 | 1.0000 0.00 | 0.5411 -0.37 | 0.7471 -0.20 | | 0.2848 0.60 | 0.8729 -0.10 | 0.0000 1.00 | 0.8729 0.10 |
| <i>L. hexandra</i> | 0.6238 -0.30 | 0.6238 -0.30 | 0.3615 0.53 | 0.0374 0.90 | 0.8729 0.10 | 1.0000 0.00 | 0.8729 -0.10 | 0.2848 0.60 | | 0.6238 0.30 | 0.2848 0.60 | 0.6238 -0.30 |
| <i>L. grandiflora</i> | 0.1881 0.70 | 0.7471 0.20 | 0.7336 0.21 | 0.5046 0.40 | 0.0374 0.90 | 0.6684 -0.26 | 0.5046 -0.40 | 0.8729 -0.10 | 0.6238 0.30 | | 0.8729 -0.10 | 0.7471 0.20 |
| <i>L. peruviana</i> | 0.8729 -0.10 | 0.8729 0.10 | 0.7336 -0.21 | 0.1041 0.80 | 1.0000 0.00 | 0.5411 -0.37 | 0.7471 -0.20 | 0.0000 1.00 | 0.2848 0.60 | 0.8729 -0.10 | | 0.8729 0.10 |
| <i>M. aquaticum</i> | 0.1881 0.70 | 0.0000 1.00 | 0.8660 -0.11 | 0.8729 -0.10 | 0.2848 0.60 | 0.0138 -0.95 | 0.0374 -0.90 | 0.8729 0.10 | 0.6238 -0.30 | 0.7471 0.20 | 0.8729 0.10 | |

Tabela 7: Métricas padronizadas, com seus respectivos pesos, valor final do índice multimétrico de qualidade de água para cada área úmida e categorias de qualidade de água.

| Área | biomassa prop. Não invasoras | Riqueza de emergentes | biomassa prop emergentes e submersas | Biomassa prop. <i>Luziola peruviana</i> | Biomassa prop. <i>Ludwigia grandiflora</i> | Total | Resultado Índice |
|------|---------------------------------|-----------------------|---|--|---|-------------|---------------------|
| 1R | 10 | 5,714286 | 0,85550684 | 10 | 3,985502 | 30,55529484 | Bom |
| 2R | 4,422005006 | 10 | 0 | 7,212789284 | 3,600158 | 25,23495229 | Satisfatório |
| 3R | 3,690392011 | 8,571429 | 10 | 8,010404001 | 3,152104 | 33,42432901 | Bom |
| 7R | 2,504793709 | 8,571429 | 9,300269465 | 2,265697349 | 10 | 32,64218952 | Bom |
| 8R | 2,262787538 | 5,714286 | 0,606625047 | 2,33446488 | 0,765606 | 11,68376947 | Ruim |
| 4I | 0,277509966 | 2,857143 | 0 | 0 | 0 | 3,134652966 | Muito ruim |
| 5I | 0,391439083 | 2,857143 | 0 | 1,232536306 | 0 | 4,48111839 | Muito ruim |
| 6I | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | Sem plantas |
| 9I | 0,228976112 | 11,42857 | 0 | 1,205557807 | 0 | 12,86310392 | Ruim |
| 10I | 0 | 2,857143 | 0 | 0,14154814 | 0 | 2,99869114 | Muito ruim |

ANEXOS

APÊNDICE A: Lista de espécies e quantidade coletada em miligramas (massa seca).

| Família | Espécie | Referências | Impactadas |
|---------------|------------------------------------|-------------|------------|
| Alismataceae | <i>Echinodorus grandiflorus</i> | 0 | 51,9 |
| Alismataceae | <i>Echinodorus sp.</i> | 0,8 | 0 |
| Alismataceae | <i>Hydrocleys nymphoides</i> | 159,7 | 0 |
| Alismataceae | <i>Sagittaria montevidensis</i> | 0,3 | 7,6 |
| Amaranthaceae | <i>Alternanthera philoxeroides</i> | 114,6 | 110,2 |
| Araceae | <i>Lemna sp.</i> | 0,4 | 0,3 |
| Araceae | <i>Lemna valdiviana</i> | 15 | 4,5 |
| Araceae | <i>Spirodela intermedia</i> | 0 | 65,5 |
| Araliaceae | <i>Hydrocotyle ranunculoides</i> | 0 | 71,2 |
| Asteraceae | <i>Aster squamatus</i> | 0 | 1 |
| Asteraceae | <i>Eclipta prostrata</i> | 0 | 5 |
| Asteraceae | <i>Enydra anagallis</i> | 27,9 | 0 |
| Asteraceae | <i>Senecio bonariensis</i> | 27 | 0 |
| Azollaceae | <i>Azolla filiculoides</i> | 26,7 | 0 |
| Cyperaceae | <i>Cyperus alternifolius</i> | 0 | 95 |
| Cyperaceae | <i>Cyperus eragrostis</i> | 0 | 6 |
| Cyperaceae | <i>Eleocharis bonariensis</i> | 0,4 | 2,9 |
| Cyperaceae | <i>Eleocharis interstincta</i> | 16,4 | 0 |

| Família | Espécie | Referências | Impactadas |
|------------------|------------------------------------|-------------|------------|
| Cyperaceae | <i>Eleocharis minima</i> | 6,5 | 0 |
| Cyperaceae | <i>Eleocharis obtusetrigona</i> | 20,1 | 0 |
| Cyperaceae | <i>Eleocharis sp.</i> | 36,7 | 0 |
| Cyperaceae | <i>Killinga vaginata</i> | 0 | 0,2 |
| Cyperaceae | <i>Rhynchospora corymbosa</i> | 444,2 | 0 |
| Cyperaceae | <i>Rhynchospora gigantea</i> | 0 | 50,5 |
| Cyperaceae | <i>Schoenoplectus californicus</i> | 0 | 421 |
| Haloragaceae | <i>Myriophyllum aquaticum</i> | 153,3 | 0 |
| Lentibulariaceae | <i>Utricularia sp.</i> | 0,1 | 0 |
| Linderniaceae | <i>Micranthemum umbrosum</i> | 0,4 | 0 |
| Lythraceae | <i>Cuphea lindmaniaca</i> | 0 | 0,7 |
| Menyanthaceae | <i>Nymphoides indica</i> | 10,2 | 0 |
| Onagraceae | <i>Ludwigia elegans</i> | 0 | 350,6 |
| Onagraceae | <i>Ludwigia grandiflora</i> | 261,2 | 0 |
| Onagraceae | <i>Ludwigia leptocarpa</i> | 0 | 6,9 |
| Onagraceae | <i>Ludwigia peruviana</i> | 0 | 39,7 |
| Onagraceae | <i>Ludwigia sp.</i> | 0 | 0,7 |
| Poaceae | <i>Dichantherium sabulorum</i> | 0 | 6,8 |
| Poaceae | <i>Hymenachne amplexicaulis</i> | 68,1 | 1,2 |

| Família | Espécie | Referências | Impactadas |
|------------------|----------------------------------|-------------|------------|
| Poaceae | <i>Leersia hexandra</i> | 202,7 | 10,5 |
| Poaceae | <i>Luziola peruviana</i> | 740,1 | 63 |
| Poaceae | <i>Panicum dichotomiflorum</i> | 0 | 152,5 |
| Poaceae | <i>Paspalum sp.</i> | 2,4 | 0 |
| Poaceae | <i>Poaceae sp. 1</i> | 0 | 26,4 |
| Poaceae | <i>Poaceae sp. 2</i> | 0 | 154,4 |
| Poaceae | <i>Poaceae sp. 3</i> | 57,8 | 0 |
| Polygonaceae | <i>Polygonum hydropiperoides</i> | 17,8 | 5,4 |
| Polygonaceae | <i>Polygonum persicaria</i> | 0 | 4,4 |
| Polygonaceae | <i>Polygonum persicarioides</i> | 0 | 3,6 |
| Polygonaceae | <i>Polygonum punctatum</i> | 56,2 | 194,4 |
| Polygonaceae | <i>Polygonum sp.</i> | 35,9 | 0 |
| Pontederiaceae | <i>Eichhornia azurea</i> | 7,6 | 0 |
| Pontederiaceae | <i>Eichhornia crassipes</i> | 0 | 17,1 |
| Pontederiaceae | <i>Heteranthera reniformis</i> | 99,9 | 23,6 |
| Pontederiaceae | <i>Pontederia cordata</i> | 176,7 | 0 |
| Pontederiaceae | <i>Reussia subovata</i> | 20,8 | 0 |
| Potamogetonaceae | <i>Potamogeton ferrugineus</i> | 1,2 | 0 |
| Salviniaceae | <i>Salvinia minima</i> | 5,2 | 0 |

| Família | Espécie | Referências | Impactadas |
|--------------|-----------------------------|-------------|------------|
| Salviniaceae | <i>Salvinia auriculata</i> | 90,7 | 0 |
| Typhaceae | <i>Typha domingensis</i> | 0 | 1458,5 |
| Urticaceae | <i>Boehmeria cylindrica</i> | 0 | 2,8 |

Apêndice B: Tabela de dados utilizados no estudo. Legendas: N-nativas, E-exóticas; Em-emergentes, Anf-Anfíbias, Flut-flutuantes, Sub-submersas, Em+anf- Emergentes e anfíbias, Flut+anf- Fluantes e anfíbias, sub+anf- submersas e anfíbias; P-perenes, A- anuais.

| Espécie | Origem | Forma de vida | Ciclo de vida | Invasora |
|------------------------------------|--------|---------------|---------------|----------|
| <i>Althernantera philoxeroides</i> | N | Em | P | Sim |
| <i>Aster squamatus</i> | N | Anf | P | Sim |
| <i>Azolla filiculoides</i> | N | Flut | P | Sim |
| <i>Boehmeria cylindrica</i> | N | Anf | P | Não |
| <i>Cuphea lindmaniana</i> | N | Em+anf | P | Não |
| <i>Cyperus alternifolius</i> | E | Em+anf | P | Sim |
| <i>Cyperus eragrostis</i> | N | Em+anf | P | Sim |
| <i>Dichanthelium sabulorum</i> | N | Em | P | Sim |
| <i>Echinodorus grandiflorus</i> | N | Em | P | Sim |
| <i>Echinodorus sp.</i> | N | Em | P | Sim |
| <i>Eclipta prostrata</i> | N | Anf | A | Não |
| <i>Eichhornia azurea</i> | E | Flut+Anf | P | Sim |
| <i>Eichhornia crassipes</i> | N | Flut | P | Sim |
| <i>Eleocharis bonariensis</i> | N | Em | P | Não |
| <i>Eleocharis interstincta</i> | N | Em | P | Sim |
| <i>Eleocharis minima</i> | N | Em | P | Não |
| <i>Eleocharis obtusetrigona</i> | N | Em | P | Não |
| <i>Eleocharis sp.</i> | N | Em | P | Não |
| <i>Enhydra anagallis</i> | N | Em | P | Sim |
| <i>Heteranthera reniformis</i> | N | Em | P | Sim |
| <i>Hydrochotile ranunculoides</i> | N | Em+anf | P | Sim |
| <i>Hydrocleys nymphoides</i> | E | Flut | P | Não |
| <i>Hymenachne amplexicaulis</i> | E | Em+anf | P | Sim |
| <i>Killinga vaginata</i> | N | Anf | P | Sim |
| <i>Leersia hexandra</i> | N | Em+anf | P | Sim |
| <i>Lemna sp.</i> | N | flut | A | Sim |
| <i>Lemna valdiviana</i> | N | Flut | P | Sim |
| <i>Ludwigia elegans</i> | N | Em+anf | P | Sim |
| <i>Ludwigia grandiflora</i> | N | Em+anf | A | Sim |
| <i>Ludwigia leptocarpa</i> | N | Em+anf | P | Sim |

| | | | | |
|------------------------------------|---|---------|---|-------|
| <i>Ludwigia peruviana</i> | N | Em+anf | P | Sim |
| <i>Ludwigia sp.</i> | N | Em+anf | P | Sim |
| <i>Luziola peruviana</i> | N | Em+anf | P | Sim |
| <i>Micranthemum umbrosum</i> | N | Sub+anf | P | Sim |
| <i>Myriophyllum aquaticum</i> | N | Em+sub | P | Sim |
| <i>Nymphoides indica</i> | N | Flut | P | Sim |
| <i>Panicum dichotomiflorum</i> | N | Em+anf | P | Sim |
| <i>Paspalum sp.</i> | N | Em+anf | P | ----- |
| <i>Poaceae sp. 1</i> | N | Em+anf | P | ----- |
| <i>Poaceae sp.2</i> | N | Em+anf | P | ---- |
| <i>Poaceae sp.3</i> | N | Em+anf | P | ---- |
| <i>Polygonum hydropiperoides</i> | N | Em+anf | P | Sim |
| <i>Polygonum persicaria</i> | N | Em+anf | P | Sim |
| <i>Polygonum persicarioides</i> | N | Em | P | Sim |
| <i>Polygonum punctacton</i> | N | Em | P | Sim |
| <i>Polygonum sp.</i> | N | Em+anf | P | Sim |
| <i>Pontederia cordata</i> | N | Em | P | Sim |
| <i>Potamogeton ferrugineus</i> | N | Flut | P | Sim |
| <i>Reussia subovata</i> | N | Flut | P | Não |
| <i>Rhynchospora corymbora</i> | N | Em+anf | P | Sim |
| <i>Rhynchospora gigantea</i> | E | Em | P | Sim |
| <i>Sagittaria montevidensis</i> | N | Em | A | Sim |
| <i>Salvinia auriculata</i> | N | Flut | A | Sim |
| <i>Salvinia minima</i> | N | Flut | A | Sim |
| <i>Schoenoplectus californicus</i> | N | Em | P | Sim |
| <i>Senecio bonariensis</i> | N | Em+anf | P | Não |
| <i>Spiradella intermedia</i> | N | Flut | A | Sim |
| <i>Typha dominguensis</i> | N | Em | P | Sim |
| <i>Utricularia sp.</i> | N | Flut | A | Sim |