

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

**DIVERSIDADE E DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DE
COMUNIDADES DE MACROINVERTEBRADOS
AQUÁTICOS EM ARROZAIIS IRRIGADOS DE
DUAS REGIÕES GEOMORFOLÓGICAS NO SUL
DO BRASIL**

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

Elisangela Secretti

Santa Maria, RS, Brasil

2015

PPGBA/UFSM, RS

SECRETTI, Elisângela

Mestre

2015

**DIVERSIDADE E DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DE
COMUNIDADES DE MACROINVERTEBRADOS
AQUÁTICOS EM ARROZAIIS IRRIGADOS DE DUAS
REGIÕES GEOMORFOLÓGICAS NO SUL DO BRASIL**

Elisangela Secretti

Dissertação apresentada ao Curso de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Animal, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para a obtenção do grau de **Mestre em Ciências Biológicas – Área de Biodiversidade Animal**

Orientadora: Prof^ª Dra. Carla Bender Kotzian

Santa Maria, RS, Brasil

2015

Ficha catalográfica elaborada através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Central da UFSM, com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

Secretti, Elisângela

Diversidade e distribuição espacial de comunidades de macroinvertebrados aquáticos em arrozais irrigados de duas regiões geomorfológicas no sul do Brasil / Elisângela Secretti.-2015.

53 p.; 30cm

Orientadora: Carla Bender Kotzian

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Maria, Centro de Ciências Naturais e Exatas, Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Animal, RS, 2015

1. Conservação I. Bender Kotzian, Carla II. Título.

**Universidade Federal de Santa Maria
Centro de Ciências Naturais e Exatas
Programa de Pós-graduação em Biodiversidade Animal**

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

**DIVERSIDADE E DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DE
COMUNIDADES DE MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS EM
ARROZAIIS IRRIGADOS DE DUAS REGIÕES
GEOMORFOLÓGICAS NO SUL DO BRASIL**

elaborada por
Elisangela Secretti

como requisito parcial para obtenção do grau de
Mestre em Ciências Biológicas – Área de Biodiversidade Animal

COMISSÃO EXAMINADORA:

Carla Bender Kotzian, Dra.
(Presidente/Orientadora)

Carla Bender Kotzian

Fabiana Schneck, Dra. (FURG)

Fabiana Schneck

Luiz Ubiratan Hepp, Dr. (Uri/Erechim)

Luiz Ubiratan Hepp

Santa Maria, 16 de março de 2015

AGRADECIMENTOS

Agradeço à minha família que, mesmo sem saber ao certo do que se trata meu trabalho, sempre me incentivou a buscar meus sonhos. A conquista de mais um degrau na carreira acadêmica se deve a vocês.

Profa. Dra. Carla Bender Kotzian, obrigada pelos valiosos ensinamentos e oportunidade de fazer parte do grupo de pesquisa.

À Capes, pela bolsa de estudo.

Mateus Marques Pires, com sua paciência e conhecimento, estiveste sempre disponível para me ajudar no que fosse necessário. Sempre lembrarei de tuas valiosas explicações nos momentos de “desespero”. Foste essencial para o desenvolvimento da dissertação. Meus sinceros agradecimentos por toda ajuda (te devo todos os chocolates do mundo (risos)).

Melina Forgiarini Maxwell, minha querida IC, foste parte fundamental para a realização deste trabalho. Como eu falo sempre: sem tua ajuda, eu estaria ainda triando o material. Obrigada pelo teu esforço e dedicação.

Colegas do laboratório: Alcemar, Aline Dalcul, Andrea, Bruna, Caroline, Elzira, Luciani, Mateus, Melina, Michelle, Nicolas, Thanara, Tiago, Vanessa. Obrigada pela companhia nesses anos, muitos desde a graduação. A amizade e ajuda de vocês impulsionou a vontade de continuar e vencer.

À Cláudia, pela amizade e apoio e ainda dividir as contas comigo.

Amigos do IF Farroupilha: Lara, Luis Fernando, Mariane, Janete, Thais, Mateus. Agradeço a cada instante por tê-los ao meu lado. Graças a vocês, os dias se tornaram mais alegres, e o término dessa jornada se deve muito ao bem que vocês me proporcionam todos os dias.

Aos amigos que estiveram ao meu lado e aguentaram todo o “chororô”, muito obrigada.

Enfim, a todos que colaboraram direta ou diretamente para a realização deste trabalho,

MINHA GRATIDÃO!

RESUMO

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

DIVERSIDADE E DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DE COMUNIDADES DE MACROINVERTEBRADOS AQUÁTICOS EM ARROZAIIS IRRIGADOS DE DUAS REGIÕES GEOMORFOLÓGICAS NO SUL DO BRASIL

AUTORA: ELISANGELA SECRETTI

ORIENTADORA: CARLA BENDER KOTZIAN

Data e Local de Defesa: Santa Maria, 16 de março de 2015

Em áreas úmidas naturais, escalas espaciais mais amplas de análise, que abarcam macrovariáveis como bacia hidrográfica e tipo de sistema aquático, tendem a apresentar as maiores contribuições para a diversidade total das comunidades aquáticas. Contudo, em agroecossistemas como arrozais (usualmente áreas úmidas convertidas), o conhecimento sobre a variação da diversidade destas comunidades ao longo de amplas escalas espaciais ainda é escasso e pouco compreendido, prejudicando ações conservacionistas. No presente estudo, comunidades de macroinvertebrados aquáticos foram amostrados, em janeiro de 2012, em arrozais irrigados de duas regiões geomorfológicas (Planície Costeira e Depressão Central), no extremo sul do Brasil (estado do Rio Grande do Sul). Quatro escalas espaciais hierarquizadas - em ordem crescente: amostra, arrozal, área e região geomorfológica - foram utilizadas para análise. A riqueza estimada foi similar entre regiões geomorfológicas e áreas estudadas, contudo a composição e, especialmente, os táxons dominantes e indicadores variaram entre as regiões, principalmente na maior escala. Valores médios de variáveis como pH, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica e temperatura da água variaram mais entre as áreas de estudo, influenciando diferenças entre as comunidades nesta escala. Diferenças nos valores de precipitação acumulada e temperatura média do ar nas duas regiões tiveram forte influência nas variações das comunidades. O método da partição aditiva mostrou que a variação da diversidade foi significativamente maior do que o esperado ao acaso nas escalas entre áreas de arrozais (β_3) e entre regiões geomorfológicas (β_4). Contudo, a contribuição percentual de ambas para a diversidade total observada (γ) foi menor do que a de escala entre arrozais (β_2), devido à influência de diferenças de técnicas de manejo e estágios de crescimento dos arrozais sobre as comunidades de macroinvertebrados. Embora as diferenças climáticas das regiões afetem intensamente a estrutura das comunidades de macroinvertebrados em arrozais de diferentes regiões geomorfológicas, a homogeneização e simplificação ambiental desse agroecossistema interferiu na variação da diversidade das comunidades em escala regional. De forma geral, as práticas de manejo diferenciadas de cada arrozal foram os fatores mais determinantes para a diversidade e distribuição espacial das comunidades de macroinvertebrados aquáticos.

Palavras-chave: ambiente lântico, agroecossistemas, partição de diversidade, Depressão Central, Planície Costeira

ABSTRACT

Master Course Dissertation
Animal Biodiversity Post Graduation Course
Universidade Federal de Santa Maria

DIVERSITY AND SPATIAL DISTRIBUTION OF AQUATIC MACROINVERTEBRATE COMMUNITIES IN RICE PADDIES IRRIGATION TWO GEOMORPHOLOGICAL REGIONS IN SOUTHERN BRAZIL

AUTHOR: ELISANGELA SECRETT

ADVISER: CARLA BENDER KOTZIAN

Defense Place and Date: Santa Maria, March 16, 2015

Wide spatial scales of analysis in studies conducted in natural wetlands tend to present the greatest contributions to the total diversity of aquatic macroinvertebrates, because they include macrovariables such as hydrographic basins and different types of aquatic systems. However, for agroecosystems such as rice fields (usually converted wetlands), the knowledge on the variation of these communities' diversity along wide spatial scales is still scarce, therefore hindering conservationist actions. In this study, aquatic macroinvertebrate communities were sampled in January 2012 in irrigated rice fields from two geomorphological regions (Planície Costeira and Depressão Central), in southernmost Brazil (Rio Grande do Sul state). Four hierarchical spatial scales of analysis – sample, rice field, rice area and geomorphological region – were analyzed through the additive partitioning of diversity method. Estimated richness was similar between the studied geomorphological regions and rice areas. However, composition and, specially, dominant and indicator taxa varied between regions, mainly in the wider scales of analysis (regions and rice areas). Mean values of variables such as pH, dissolved oxygen, electrical conductivity and water temperature had greater variation between rice areas, influencing differences between communities in this scale. Differences in accumulated precipitation and mean air temperature between geomorphological regions had strong influence on communities' variation. The additive partitioning method showed that the diversity variation was significantly higher than the expected by chance in among rice areas (β_3) and among geomorphological regions (β_4) scales. However, the percentual contribution of these scales for total diversity (γ) was lower than that of among rice fields scale (β_2), due to the influence of differences in management practices and growth stages of the rice plant on macroinvertebrate communities. Although climatic differences strongly affected macroinvertebrate community structure from different geomorphological regions, the environmental homogenization and simplification promoted by this agroecosystem interfered in community diversity variation at regional scale. In general, differentiated management practices for each rice field were the most determinant factors for the diversity and special distribution of the aquatic macroinvertebrates communities.

Keywords: lentic system, agroecosystems, diversity partition, Depressão Central, Planície Costeira

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Localização das regiões geomorfológicas (Depressão Central e Planície Costeira), das áreas de amostragem em cada região (DC1, DC2, DC3; PC1, PC2, PC3), e dos arrozais estudados em cada área.....	15
Figura 2 – Amostragem dos canais secundários (área de cultivo e crescimento de arroz)	18
Figura 3 - Representação esquemática do delineamento amostral em cada região e da partição da diversidade: α = Riqueza média de cada unidade amostral de cada arrozal; β_1 = diferença de riqueza entre as três unidades amostrais de cada arrozal; β_2 = diferença de riqueza entre os nove arrozais dentro de cada área; β_3 = diferença de riqueza entre as três áreas de cada região geomorfológica; e β_4 = diferença de riqueza entre as duas regiões geomorfológicas (DC e PC)	20
Figura 4 - Dados históricos de precipitação mensal acumulada nas regiões de estudo. A e B) Precipitação acumulada no mês de janeiro para os últimos 10 anos; C e D) Precipitação mensal acumulada nos meses anteriores à amostragem. Fonte dos dados: INMET (2014), nas estações meteorológicas de Encruzilhada do Sul (DC1), Santa Maria (DC2), Uruguaiana (DC3), Pelotas (PC1 e PC2) e Porto Alegre (PC3).....	22
Figura 5 - Boxplots das médias das variáveis ambientais temperatura da água (WT), pH, condutividade elétrica (EC) e oxigênio dissolvido (DO) medidas nas regiões geomorfológicas DC e PC.....	23
Figura 6 - Boxplots das médias das variáveis ambientais temperatura da água (WT), pH, condutividade elétrica (EC) e oxigênio dissolvido (DO) nas áreas de arrozais estudadas	24
Figura 7 - Comparação da riqueza estimada de táxons de macroinvertebrados aquáticos, baseada em rarefação por amostras, nas áreas estudadas	25
Figura 8 - Diagramas de ordenação NMDS A) das amostras de comunidades de macroinvertebrados nas regiões geomorfológicas (DC e PC) e B) nas áreas (DC1, DC2, DC3, PC1, PC2, PC3).....	26
Figura 9 - Diagramas de ordenação para os dois primeiros eixos da Análise de Redundância (RDA) dos táxons de macroinvertebrados aquáticos de arrozais da Depressão Central e Planície Costeira, RS, Brasil (A: <i>biplot</i> das variáveis ambientais e	

loais de coleta; B: *biplot* das variáveis ambientais dos táxons de macroinvertebrados aquáticos; A Legenda dos táxons é apresentada no Anexo 1 30

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Descrição das áreas de arrozais estudadas em cada região geomorfológica (DC e PC) (SC= sistema de cultivo; FCA= fase de crescimento do arroz; FI= fonte de irrigação; AP= área plantada e P= produção (em milhões de toneladas)).....	17
Tabela 2 - Médias, desvios-padrão e amplitude das variáveis ambientais medidas em cada área e região geomorfológica estudada. (*) Dados obtidos por área de arrozal.....	21
Tabela 3 – Táxons de macroinvertebrados aquáticos de arrozais indicadores das regiões geomorfológicas e áreas estudadas. As caixas indicam os táxons com maior valor de indicação.....	27
Tabela 4 - Valores obtidos de partição aditiva da diversidade de táxons de macroinvertebrados aquáticos em arrozais no Estado do Rio Grande do Sul, Brasil	28
Tabela 5 - Autovalores e proporções cumulativas explicadas dos dois primeiros eixos da RDA dos táxons de macroinvertebrados aquáticos de arrozais da Depressão Central e Planície Costeira, RS, Brasil	29
Tabela 6 - Correlações <i>inter-set</i> entre os dois primeiros eixos da RDA e as variáveis ambientais medidas em arrozais da Depressão Central e Planície Costeira, RS, Brasil	29

LISTA DE ANEXOS

Anexo 1 - Composição e abundância de táxons de macroinvertebrados aquáticos encontrados nas áreas de arrozais da Depressão Central e da Planície Costeira, RS, Brasil. (Lg: legenda dos táxons).....	51
--	----

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	12
MATERIAL E MÉTODOS	14
<i>Área de estudo</i>	14
<i>Locais de estudo e delineamento amostral</i>	16
<i>Análise de dados</i>	18
RESULTADOS	21
<i>Variáveis abióticas</i>	21
<i>Estrutura da comunidade de macroinvertebrados aquáticos</i>	24
<i>Influência do espaço sobre a diversidade das comunidades em diferentes escalas espaciais</i>	28
<i>Influência das variáveis ambientais sobre as comunidades</i>	28
DISCUSSÃO	31
<i>Variáveis abióticas</i>	31
<i>Estrutura da comunidade de macroinvertebrados aquáticos</i>	32
<i>Influência do espaço sobre a diversidade das comunidades em diferentes escalas espaciais</i>	34
<i>Influência das variáveis ambientais sobre as comunidades</i>	36
CONSIDERAÇÕES FINAIS	37
REFERÊNCIAS	39

INTRODUÇÃO

Compreender como a diversidade está distribuída espacialmente é um dos grandes objetivos da ecologia. Comumente, a riqueza ou a composição das comunidades têm sido consideradas medidas de diversidade de uma determinada região ou local de estudo. Tendo em vista estes aspectos, Whittaker (1960, 1972) propôs um modelo de estruturação espacial da diversidade baseado em componentes hierárquicos: diversidade alfa (α), correspondendo à riqueza de um determinado local; beta (β), compreendendo a variação da riqueza entre locais de uma mesma região; e gama (γ), correspondendo a riqueza total da região de estudo. Porém, estas medidas apresentam muitas variações nos métodos de análise, devido às diferentes interpretações associadas ao conceito de diversidade beta (ver revisão em Anderson *et al.*, 2011).

Em um desses métodos, conhecido como partição aditiva, a diversidade da comunidade de uma região é analisada sob diferentes escalas ou níveis de organização espaciais, conforme o *design* amostral estabelecido para estudo um estudo (Lande, 1996). Neste método, em termos matemáticos, a diversidade total de uma área (diversidade γ) consiste no somatório da riqueza média das unidades amostrais (diversidade α), e da diferença de diversidade entre as escalas estudadas (diversidades β). O método utiliza testes de hipóteses nulas, baseadas na randomização da distribuição de indivíduos, dentro e entre as unidades amostrais (Crist *et al.*, 2003). Assim, permite testar se a diversidade em cada uma das escalas é maior ou menor do que a esperada, bem como a contribuição de cada escala para a diversidade total (DeVries *et al.*, 1997). Uma consequência de estudar-se a diversidade de forma hierarquizada é que, conforme as múltiplas possibilidades de escalas espaciais de análise, os padrões de diversidade obtidos variam (Collier e Clements, 2011). Portanto, para se conhecer, efetivamente, a biodiversidade de uma região, é necessário compreender como esta se distribui através de diferentes escalas espaciais (Jost *et al.*, 2010).

Agroecossistemas têm substituído, cada vez mais, ecossistemas naturais em várias regiões do mundo (Shine e Klemm, 1999). Nesses sistemas alterados pelo homem, plantas e animais nativos são retirados e substituídos por poucas espécies (Pimentel, 1973). Alguns estudos têm sugerido que certos agroecossistemas seriam capazes de manter uma parcela expressiva da fauna das áreas naturais que eles passaram

a ocupar. Comunidades diversificadas de macroinvertebrados têm sido registradas em arrozais irrigados, em diversas regiões do mundo (Heckman, 1979; Fernando *et al.*, 1993; Bambaradeniya *et al.*, 2004; Halwart, 2006), permitindo que alguns autores os considerem ‘refúgios’ ou locais alternativos para a fauna expulsa das áreas úmidas (Czech e Parsons, 2002; Bambaradeniya e Amarasinghe, 2003; Stenert *et al.*, 2009; 2010; Machado e Maltchik, 2010). Para eles, as condições ambientais típicas de áreas úmidas, apresentadas por arrozais, como baixa profundidade da lâmina d’água, bem como temperatura da água, concentração de O₂ e hidroperíodo similares (Lawler, 2001; Halwart, 2006; Stenert *et al.*, 2009), permitiriam que representassem ‘refúgios’ para a fauna. Contudo, a ‘hipótese dos refúgios’ deve ser melhor estudada. Os poucos estudos que compararam, simultaneamente, comunidades de macroinvertebrados de arrozais e banhados indicam que certos aspectos de suas estruturas podem divergir (Stenert *et al.*, 2009, 2010; Maltchik *et al.*, 2011; Pires *et al.*, 2015).

Em agroecossistemas, a partição aditiva tem sido pouco utilizada para analisar a diversidade das comunidades que os habitam (Pires *et al.*, 2015). Em ecossistemas límnicos naturais, maior variação de diversidade tem sido observada nas maiores escalas espaciais de análise, como mostram estudos que utilizam a partição aditiva (Heino *et al.*, 2004; Ligeiro *et al.*, 2010; Ávila *et al.*, 2011; Flach *et al.*, 2012; Hepp e Melo, 2013). Em áreas úmidas, em particular, esses estudos são mais escassos (Ávila *et al.*, 2011; Flach *et al.*, 2012; Pires *et al.*, 2015), mas demonstram que a riqueza em escala local é menor do que o esperado ao acaso. Esses estudos também indicam que fatores ambientais relacionados a maiores escalas espaciais de análise, como bacias hidrográficas e geomorfologia devem estar envolvidos com as maiores variações nas maiores escalas de análise. Desta forma, a escassez de estudos utilizando partição aditiva em agroecossistemas prejudica a compreensão do potencial de ecossistemas artificiais, como arrozais irrigados, servirem de eventual refúgio para fauna que foi expulsa das áreas úmidas.

Um estudo conduzido recentemente no extremo sul do Brasil (estado do Rio Grande do Sul, RS), na região geomorfológica Depressão Central, demonstrou que a estrutura das comunidades de macroinvertebrados difere entre arrozais irrigados e áreas úmidas em diversas escalas de análise (Pires *et al.*, 2015). As análises de partição aditiva mostraram que i) a diversidade β entre arrozais foi menor do que a diversidade β entre áreas úmidas; e que ii) a distância geográfica teve menor influência sobre a diversidade e a distribuição das comunidades nos arrozais. Em outras palavras,

indicaram que macrovariáveis como bacia hidrográfica e sistema aquático (lêntico/lótico) tiveram maior influência sobre as comunidades de áreas úmidas do que sobre as de arrozais. Nos arrozais, a influência de macrovariáveis foi maior do que a das variáveis locais, mas não tão intensa como em áreas úmidas, devido a maior homogeneidade ambiental desses agroecossistemas (Pires *et al.*, 2015).

Os estudos supracitados permitem supor – a exemplo do que ocorre com comunidades de áreas úmidas naturais – que quanto maior for a abrangência da escala espacial de análise, maior será a contribuição da diversidade β , a despeito da influência da homogeneidade ambiental. Assim, diferentes regiões geomorfológicas devem ser capazes de contribuir para valores de diversidade β maiores do que aquelas observadas previamente, em arrozais de uma única região geomorfológica. O presente estudo dá continuidade ao estudo de Pires *et al.*, (2015), e procura entender como a diversidade de macroinvertebrados se distribui em agrossistemas representados por plantações de arroz irrigado, ao longo de escalas espaciais regionais. Dessa forma, tem como principal objetivo analisar as diversidades α e β das comunidades de macroinvertebrados das regiões geomorfológicas Depressão Central, prévia e parcialmente investigada por Pires *et al.*, (2015), e Planície Costeira. As hipóteses do estudo são:

H₁: a contribuição de diferentes regiões geomorfológicas para a diversidade β de comunidades de macroinvertebrados aquáticos de arrozais irrigados será significativamente diferente e maior do que o esperado ao acaso; e

H₂: a contribuição percentual da escala espacial representada por diferentes regiões geomorfológicas para a diversidade total (γ) de comunidades de macroinvertebrados aquáticos de arrozais irrigados será maior do que a de outras escalas (entre arrozais de uma mesma região).

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

A Depressão Central (DC) é representada por uma área de terrenos de baixa altitude distribuídos de leste a oeste no RS (Figura 1). Essa região está localizada entre o Planalto Meridional Brasileiro e a Serra do Sudeste, tem cerca de 450 km de extensão e altitudes variando de 20 a 50 m (Dantas *et al.*, 2010). Na região, duas grandes bacias hidrográficas estão presentes, a Bacia do Rio Jacuí (800 km de extensão; 71.600 km² de

área de drenagem) e a Bacia do Rio Ibicuí (385 km de extensão; 36.400 km² de área de drenagem) (Zamanillo *et al.*, 1989; Moss e Moss, 2007). O solo é, principalmente, aluvionar ao longo dos rios, e nas várzeas do Rio Jacuí predominam arenitos (Dantas *et al.*, 2010). A vegetação é representada por formações campestres, silváticas e palustres (Pillar *et al.*, 2009) e pertence ao Bioma Pampa, ecorregião caracterizada por uma matriz de gramíneas entremeada por vegetação herbácea e arbustiva (Overbeck *et al.*, 2009). O clima é classificado como subtropical e subtemperado, com temperaturas médias anuais variando de 18 a 22 °C, e precipitação anual acumulada de cerca de 1.500 mm (Maluf, 2000). O uso da terra é caracterizado pela orizicultura, com predomínio de plantações de arroz de método irrigado (Dantas *et al.*, 2010; IRGA, 2012).

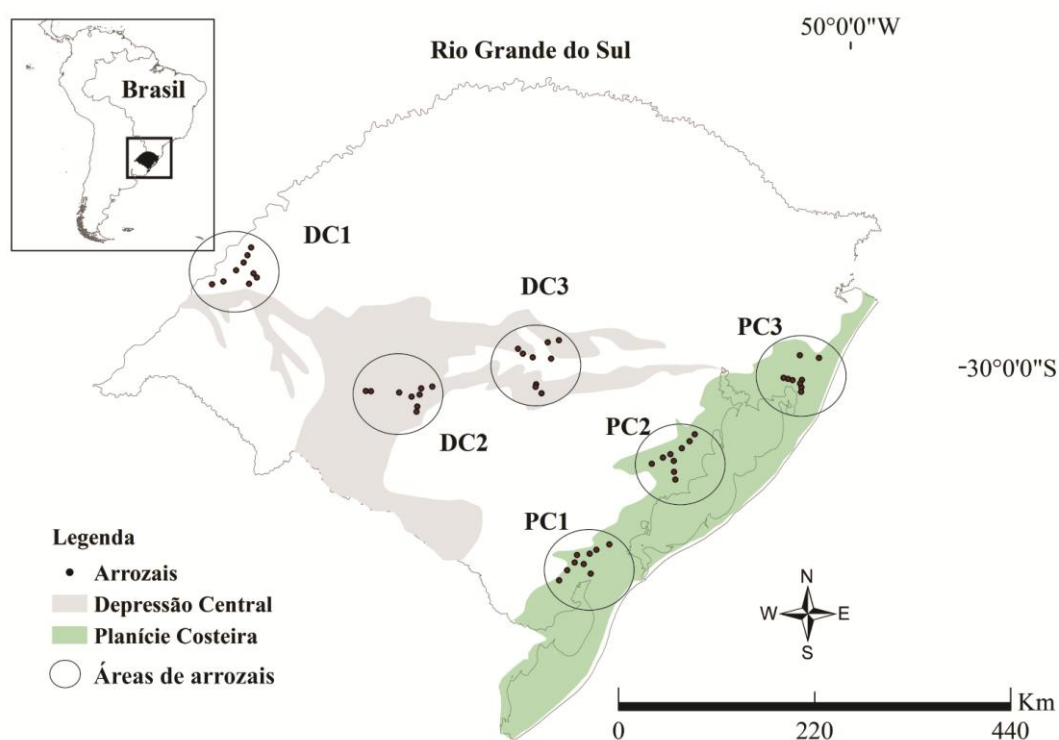


Figura 1 - Localização das regiões geomorfológicas (Depressão Central e Planície Costeira), das áreas de amostragem em cada região (DC1, DC2, DC3; PC1, PC2, PC3), e dos arrozais estudados em cada área.

A Planície Costeira (PC) compreende uma faixa de terra localizada entre o Oceano Atlântico e a encosta de planaltos (Figura 1), formada por sucessivas transgressões e regressões marinhas cenozoicas (Villwock, 1972). A região tem cerca de

620 km de extensão, e ocupa, aproximadamente, 37.000 km² (Tomazelli *et al.*, 2000). O relevo varia de plano a suavemente ondulado, com altitudes em torno de 20 m. Da costa oceânica para o interior, o ambiente é caracterizado por um mosaico de dunas, banhados, campos e matas, além de apresentar um sistema de lagoas costeiras de diferentes tamanhos. A vegetação é representada pelas Formações Pioneiras, Floresta Ombrófila Densa (Teixeira *et al.*, 1986) e, no sopé da Encosta da Serra Geral, pela Floresta Submontana (IBGE, 2004). O clima é classificado como temperado úmido à subtropical subúmido, com temperaturas médias que variam entre 12 e 22°C e precipitação anual acumulada de cerca de 1500 mm (Maluf, 2000). As principais atividades econômicas na região são agricultura, principalmente a orizicultura (33% da produção total do RS; Azambuja *et al.*, 2004), pecuária e pesca (Vieira e Rangel, 1988). Recentemente, extensas áreas vêm sendo convertidas em plantações de *Pinus* spp. e *Eucalyptus* spp. (Asmus e Tagliani, 1998).

Na Depressão Central e na Planície Costeira, a cultura do arroz irrigado é anual, ocorrendo entre a primavera e o verão. Em geral, os meses de setembro e outubro compreendem o período de preparo do solo e semeadura. A irrigação dos arrozais ocorre entre novembro e janeiro e entre fevereiro e abril é realizada a colheita (Embrapa Clima Temperado, 2005). Após a colheita (outono e inverno), geralmente, as áreas utilizadas para plantação de arroz destinam-se para outras finalidades, como pecuária e pastagens de inverno (SOSBAI, 2010). Dessa forma, os arrozais ficam um longo período do ano (ca. 6 meses), sem água, e a duração dos mesmos, como ambiente alternativo para os macroinvertebrados, é efêmera.

Locais de estudo e delineamento amostral

As coletas foram conduzidas em janeiro de 2012, e parte dos exemplares coletados foi estudado, previamente, por Pires *et al.*, (2015). Três áreas de arrozais, localizadas no interior de áreas circulares definidas arbitrariamente, com diâmetro de aproximadamente 60 km, e afastadas entre si por pelo menos 10 km, foram estudadas em cada região geomorfológica (Figura 1). Na DC, estão representadas por áreas localizadas no extremo oeste, em áreas de planície adjacentes à Depressão Central (municípios de Itaqui, São Borja e Maçambará = DC1), centro-sul (municípios de Rosário do Sul e São Gabriel = DC2), e centro-leste (municípios de Restinga Seca,

Novo Cabrais e Cachoeira do Sul = DC3) do RS. Na PC, as três áreas localizam-se no sul (municípios de Capão do Leão, Pedro Osório e Arroio Grande = PC1), centro (município de Camaquã = PC2) e norte (municípios de Capivari do Sul, Osório, Palmares do Sul, Viamão e Santo Antônio da Patrulha = PC3) da região litorânea do estado. As seis áreas estão caracterizadas na Tabela 1, e indicadas na Figura 1. Informações sobre área plantada e produção de cada uma estão baseadas em dados do Instituto Rio Grandense do Arroz (IRGA), referentes à safra 2011/2012.

Tabela 1 - Descrição das áreas de arrozais estudadas em cada região geomorfológica (DC e PC) (SC= sistema de cultivo; FCA= fase de crescimento do arroz; FI= fonte de irrigação; AP= área plantada e P= produção (em milhões de toneladas)).

Área	DC1	DC2	DC3	PC1	PC2	PC3
SC	convencional	convencional/ pré-germinado	pré- germinado	pré- germinado	pré- germinado	pré- germinado
FCA	vegetativa/ reprodutiva	vegetativa/ reprodutiva	vegetativa	vegetativa	Vegetativa	Vegetativa
FI	rio/banhado/açude	rio/açude	rio/açude	rio/açude	rio/açude	Lagoa dos Patos
AP (ha)	301.690	139.839	148.860	169.628	142.589	133.473
P (ton)	2.42	1.05	1.08	1.23	1	943.062

Em cada uma das seis áreas, nove arrozais foram escolhidos para amostragem (Figura 1). Uma distância média de cerca de 10 km foi mantida entre cada arrozal, a fim de se evitar o efeito da proximidade entre os locais de amostragem sobre a estrutura das comunidades (Legendre e Legendre, 1998). Em cada um dos nove arrozais, três amostras de macroinvertebrados foram obtidas com rede em D (área amostral de 0,3 m²; malha = 0,5 mm). Para obtenção de cada uma das três amostras ou unidades amostrais, três redadas foram realizadas, varrendo-se cerca de 1 m do substrato de fundo, perfazendo-se um total de nove redadas por arrozal. Cada redada foi espaçada em relação à outra por 1 m de distância. Apenas a área de cultivo, i. e, os canais secundários com crescimento de arroz (Figura 2), foram amostrados. Estes canais possuíam lâmina d'água de cerca de 10 cm de profundidade, e os sistemas de cultivo e fases de crescimento da planta variaram, levemente, em cada área (Tabela 1). As amostragens foram realizadas durante a época de crescimento do arroz (janeiro de 2012; verão), sendo conduzidas em um único dia em cada área.



Figura 2 – Amostragem dos canais secundários (área de cultivo e crescimento de arroz).

Dados sobre algumas variáveis abióticas foram obtidos em cada um dos nove arrozais das seis áreas estudadas, como condutividade elétrica (EC), oxigênio dissolvido (DO), pH e temperatura da água (WT), através de sonda multiparâmetro. Adicionalmente, dados de precipitação mensal acumulada (Prec) e temperatura média do ar para o período de estudo (AT) foram obtidos através de consulta a bases de dados meteorológicas (INMET, 2014).

Os exemplares coletados foram fixados e preservados em etanol (70%). Os macroinvertebrados encontrados foram identificados até o menor nível taxonômico possível, com auxílio de chaves dicotômicas especializadas (e.g., Costa *et al.*, 2006; Domínguez e Fernández 2009; Trivinho-Strixino, 2011) e de consultas a especialistas (ver agradecimentos). O material testemunho está depositado na Coleção de Macroinvertebrados do Departamento de Biologia da UFSM, sob numeração.

Análise de dados

Diferenças nas médias das variáveis abióticas (EC, DO, pH e WT) entre áreas de arrozais e regiões geomorfológicas foram testadas por meio de uma análise de variância hierárquica (*nested ANOVA*), seguidas pelo teste *post-hoc* de Tukey. Neste modelo, as

áreas de arrozais estiveram aninhadas em suas respectivas regiões geomorfológicas. O nível de significância considerado foi de 5% (Zar, 1999).

A riqueza estimada de macroinvertebrados nos arrozais foi obtida pelo método de rarefação baseado em Gotelli e Colwell (2001), utilizando o programa EcoSim versão 7.72 (Gotelli e Entsminger, 2005). Curvas de rarefação foram construídas em função do menor número de indivíduos encontrado entre as seis áreas de arrozais, de forma a possibilitar a interpolação da riqueza de táxons entre as mesmas, em níveis comparáveis de esforço amostral (Gotelli e Colwell, 2001).

A estrutura das comunidades de macroinvertebrados dos arrozais de diferentes áreas e regiões geomorfológicas foi representada através de diagramas de ordenação NMDS. Os diagramas foram gerados a partir de matrizes de dissimilaridade da fauna ($\sqrt{x+1}$, índice de Bray-Curtis), tanto para cada região geomorfológica de estudo, quanto para cada área de arrozal. Estas mesmas matrizes foram utilizadas para conduzir uma *nested* perMANOVA (seguida de 9999 permutações), na qual as áreas de arrozais também estiveram aninhadas nas respectivas regiões, a fim de validar possíveis diferenças encontradas na estrutura de comunidade entre áreas de arrozais e regiões geomorfológicas. Esta análise foi realizada com auxílio da função *adonis*. Adicionalmente, uma análise de espécies indicadoras (ISA) foi realizada para detectar possíveis táxons típicos de cada área de arrozal ou região geomorfológica. Esta análise foi realizada através da função *indval* do pacote *labdsv* (R Development Core Team, 2012).

A diversidade das comunidades de arrozais em diversas escalas espaciais foi avaliada através do método da partição aditiva da diversidade. De acordo com Lande (1996), a diversidade regional gama é a soma das diversidades alfa e beta ($\gamma = \text{diversidade regional} = \alpha + \beta_1 + \beta_2 + \dots + \beta_n$), na qual alfa é a diversidade média dentro das unidades amostrais e beta é a diferença entre as diversidades alfa de unidades amostrais. Desta forma, utilizando como medida de diversidade a riqueza de macroinvertebrados, os seguintes componentes da diversidade foram obtidos: α = riqueza média de cada unidade amostral de cada arrozal; β_1 = diferença de riqueza entre as três unidades amostrais de cada arrozal; β_2 = diferença de riqueza entre os nove arrozais dentro de cada área; β_3 = diferença de riqueza entre as três áreas de cada região geomorfológica; e β_4 = diferença de riqueza entre as duas regiões geomorfológicas (DC e PC; Figura 3). A significância estatística de cada componente foi avaliada através de um modelo nulo. Este modelo é baseado na aleatorização dos indivíduos entre amostras,

conforme proposto por Crist *et al.* (2003). As análises da partição aditiva da diversidade foram realizadas no ambiente R, através da função *adipart* do pacote *vegan* (R Development Core Team, 2012).

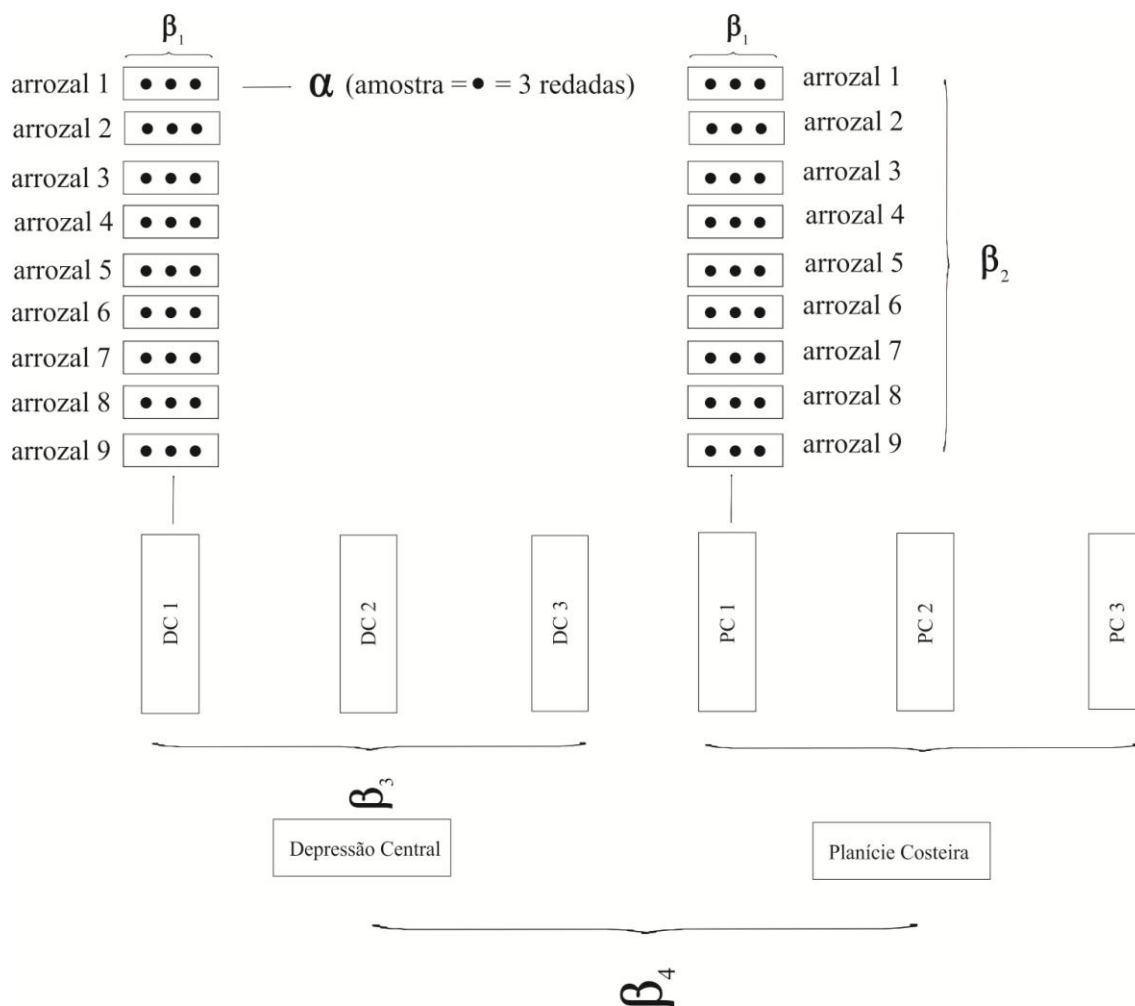


Figura 3 - Representação esquemática do delineamento amostral em cada região e da partição da diversidade: α = Riqueza média de cada unidade amostral de cada arrozal; β_1 = diferença de riqueza entre as três unidades amostrais de cada arrozal; β_2 = diferença de riqueza entre os nove arrozais dentro de cada área; β_3 = diferença de riqueza entre as três áreas de cada região geomorfológica; e β_4 = diferença de riqueza entre as duas regiões geomorfológicas (DC e PC).

A influência das variáveis ambientais sobre as comunidades de macroinvertebrados de arrozais foi analisada através de uma análise de redundância (RDA) (Legendre e Legendre, 1998). As variáveis ambientais pH, EC, DO, WT, AT e Prec foram incluídas no modelo, no qual nenhuma delas apresentou valor de inflação (VIF >20) (*sensu* ter Braak e Šmilauer, 2002). Ou seja, todas apresentaram baixa

multicolinearidade (variação semelhante nos dados). A matriz da fauna foi transformada pelo método de Hellinger, por ser um método adequado para utilização de matrizes com muitos zeros (ausência de táxons) em modelos lineares como a RDA (Legendre e Gallagher, 2001). O teste de Monte Carlo foi usado para testar a significância estatística do modelo (ter Braak e Šmilauer, 2002).

Testes de Mantel também foram realizados para verificar a existência de maior similaridade entre a fauna de arrozais mais próximos geograficamente. Matrizes contendo as distâncias geográficas (medidas em km) entre os arrozais foram correlacionadas com as matrizes de similaridade da fauna ($\sqrt{x+1}$). Posteriormente, estas foram transformadas pelo coeficiente de dissimilaridade de Bray-Curtis, tanto para o conjunto da fauna das duas regiões geomorfológicas quanto para cada uma delas separadamente. Estas correlações foram conduzidas com o auxílio do pacote *vegan* no ambiente R (R Development Core Team, 2012).

RESULTADOS

Variáveis abióticas

As médias das variáveis abióticas mensuradas em cada uma das seis áreas e nas duas regiões geomorfológicas são apresentadas na Tabela 2. Os valores de precipitação mensal acumulada no período de amostragem foram menores nas áreas de arrozais da DC, sendo o ano 2012 um dos mais secos, bem como o mês de janeiro (Figura 4). Nas áreas da PC, os valores de precipitação mantiveram-se dentro da normalidade, exceto na PC3, a qual apresentou valores superiores de precipitação, principalmente no período das coletas (Tabela 2; Figura 4). Entretanto, os valores de temperatura média do ar (TA) foram ligeiramente maiores na DC do que na PC no mesmo período (Tabela 2).

Tabela 2 - Médias, desvios-padrão e amplitude das variáveis ambientais medidas em cada área e região geomorfológica estudada. (*) Dados obtidos por área de arrozal.

	DC1	DC2	DC3	DC	PC1	PC2	PC3	PC
WT (°C)	26,64 ±2,85	29,03 ±4,46	26,66 ±3,15	27,44	27,31 ±21,79	24,89 ±1,16	30,56 ±1,62	27,59
	23,26 - 30,81	24,34 - 37,43	23,11 - 31,47		23,84 - 29,76	22,78 - 27,15	28,34 - 31,95	
pH	6,98 ±0,46	7,24 ±0,65	6,72 ±0,45	6,98	6,85 ±0,48	6,49 ±0,49	5,76 ±0,49	6,36

	6,35 - 7,81	5,92 - 7,92	6,16 - 6,3		6,2 - 7,94	5,85 - 7,27	5,03 - 6,54	
EC ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	90 \pm 6,6	110 \pm 3,6	60 \pm 2,26	90	90 \pm 5,3	60 \pm 2,7	30 \pm 2,1	60
	33 - 227	54 - 175	0 - 202		48 - 225	26 - 99	0 - 71	
DO (mg/L)	5,87 \pm 1,45	6,78 \pm 2,23	6,85 \pm 2,09	6,5	7,65 \pm 0,99	5,84 \pm 0,19	1,9 \pm 1,98	5,13
	3,48 - 7,4	3,84 - 10,29	3,27 - 9,24		5,55 - 8,82	3,7 - 9,35	1,73 - 2,38	
Precipitação total (mm)*	33,2	68,8	65,9	55,57	84	84	166	111,3
TA ($^{\circ}\text{C}$)*	26,45	25,51	22,44	24,8	20,62	20,62	24,76	22

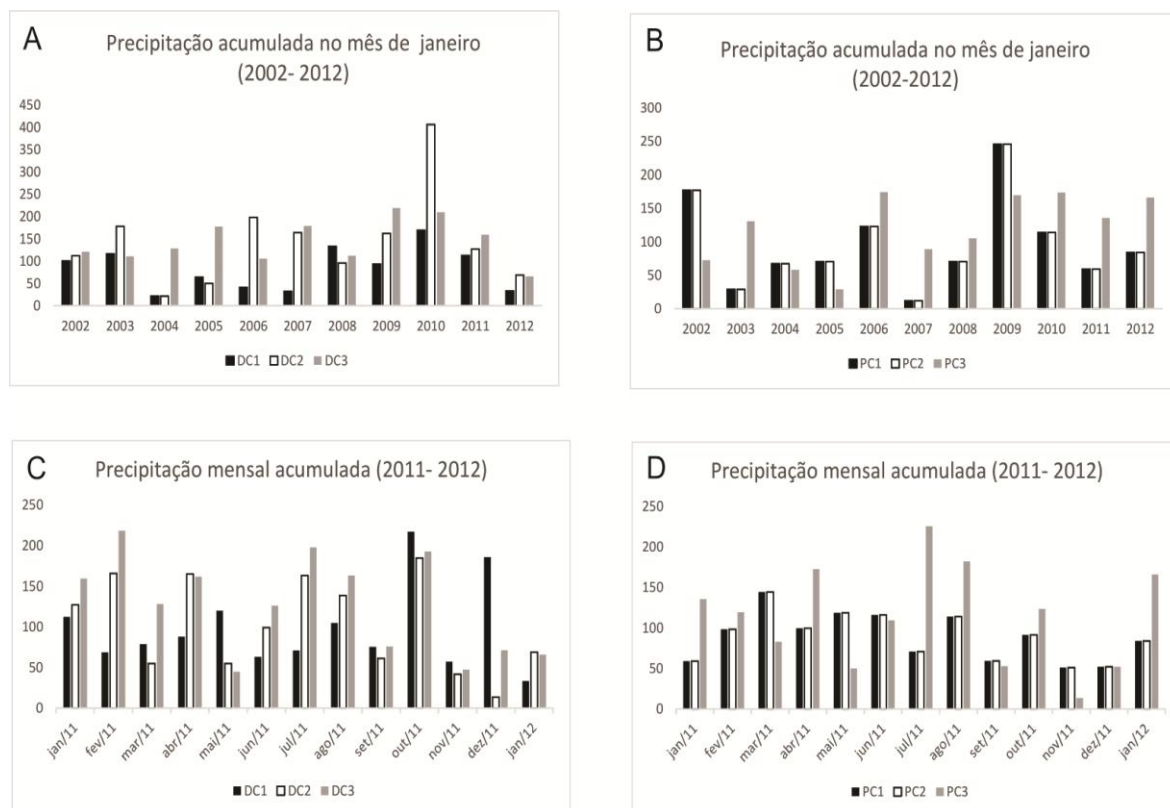


Figura 4 - Dados históricos de precipitação mensal acumulada nas regiões de estudo. A e B) Precipitação acumulada no mês de janeiro para os últimos 10 anos; C e D) Precipitação mensal acumulada nos meses anteriores à amostragem. Fonte dos dados: INMET (2014), nas estações meteorológicas de Encruzilhada do Sul (DC1), Santa Maria (DC2), Uruguaiana (DC3), Pelotas (PC1 e PC2) e Porto Alegre (PC3).

As *nested* ANOVAs detectaram diferenças nas médias das variáveis ambientais (Figuras 5 e 6). Para a WT, não foi detectada diferença entre regiões ($p > 0,05$), mas apenas entre áreas da PC ($F_{4,48} = 5,979$; $p < 0,05$), pois a PC3 apresentou média maior que as demais áreas da PC (TukeyHSD $< 0,05$). Para o pH, foram detectadas diferenças tanto entre regiões ($F_{1,48} = 19,869$; $p < 0,05$) quanto entre áreas ($F_{4,48} = 6,574$; $p < 0,05$). A média na DC foi maior do que na PC, e a média na PC3 foi menor do que nas outras áreas da

PC (TukeyHSD<0,05). Para a EC, foram detectadas diferenças entre regiões ($F_{1,48}=4,418$; $p<0,05$) e entre áreas da PC ($F_{4,48}=3,571$; $p<0,05$). A média na DC foi maior do que na PC, e a média na PC1 foi maior do que nas outras áreas da PC (TukeyHSD<0,05). Para DO, foram detectadas diferenças entre regiões ($F_{1,48}=9,226$; $p<0,05$) e entre áreas da PC ($F_{4,48}=14,663$; $p<0,05$). A média na DC foi maior do que na PC, e a média na PC3 foi menor do que nas outras áreas da PC (TukeyHSD<0,05).

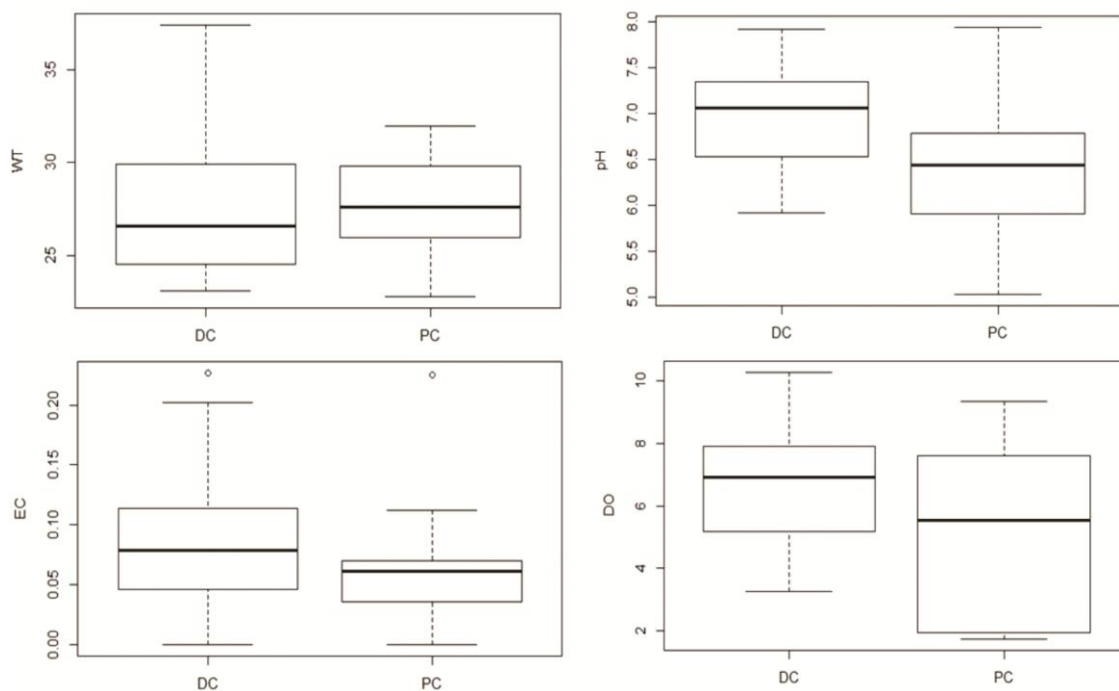


Figura 5 - Boxplots das médias das variáveis ambientais temperatura da água (WT), pH, condutividade elétrica (EC) e oxigênio dissolvido (DO) medidas nas regiões geomorfológicas DC e PC.

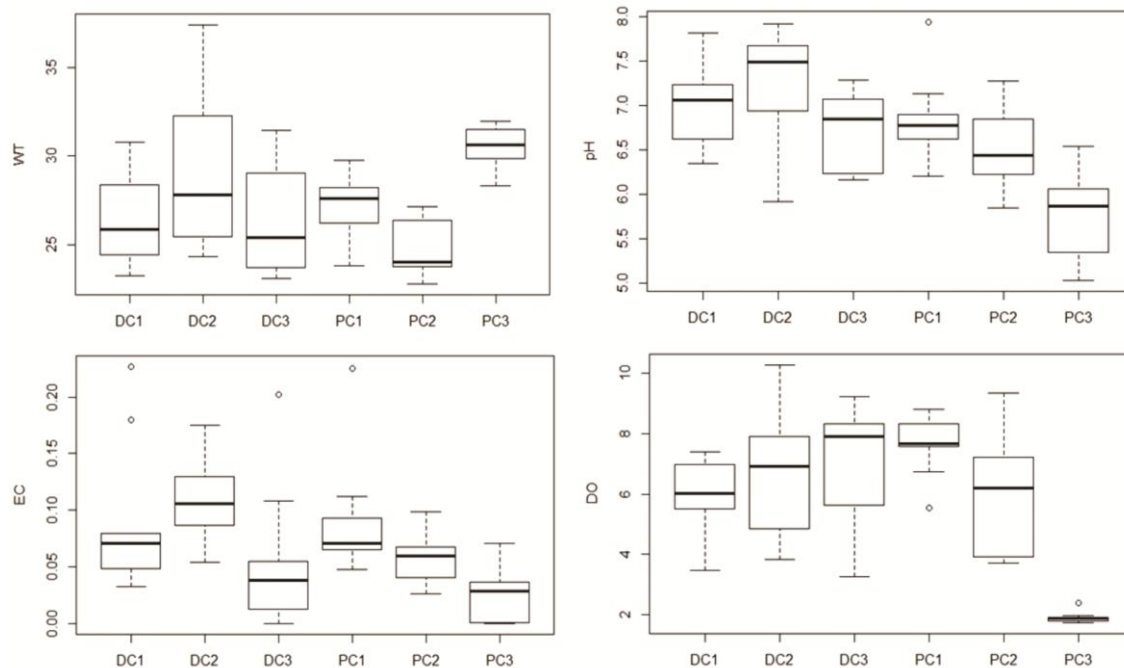


Figura 6 - Boxplots das médias das variáveis ambientais temperatura da água (WT), pH, condutividade elétrica (EC) e oxigênio dissolvido (DO) nas áreas de arrozais estudadas.

Estrutura da comunidade de macroinvertebrados aquáticos

Um total de 19.589 exemplares (10.192 na DC e 9.548 na PC) foi encontrado, distribuídos em 103 táxons (DC: 87 e PC: 76; Anexo 1). Os táxons dominantes na DC foram *Ablabesmyia* (Karelia) Roback 1971, *Apedilum* Townes, 1945, *Chironomus* Meigen, 1803, *Goeldichironomus* Fittkau, 1965, *Tanytarsus* van der Wulp, 1874, *Callibaetis* Eaton, 1881 e *Oligochaeta*. Na PC, *Ablabesmyia* (Karelia), *Parachironomus* Lenz, 1921, *Tanytarsus* e *Acanthagrion* Selys, 1876 foram dominantes. Ambas as regiões compartilharam 60 táxons, e 24 foram raros (*singletons* e *doubletons*) na área total de estudo (Anexo 1).

O método de rarefação (realizado com base em 2116 indivíduos) indicou que o maior valor de riqueza estimada foi encontrado na área DC3, seguido pela área PC2. As riquezas estimadas de DC1, DC2 e PC3 foram semelhantes em comparação com a riqueza de PC1 (Figura 7).

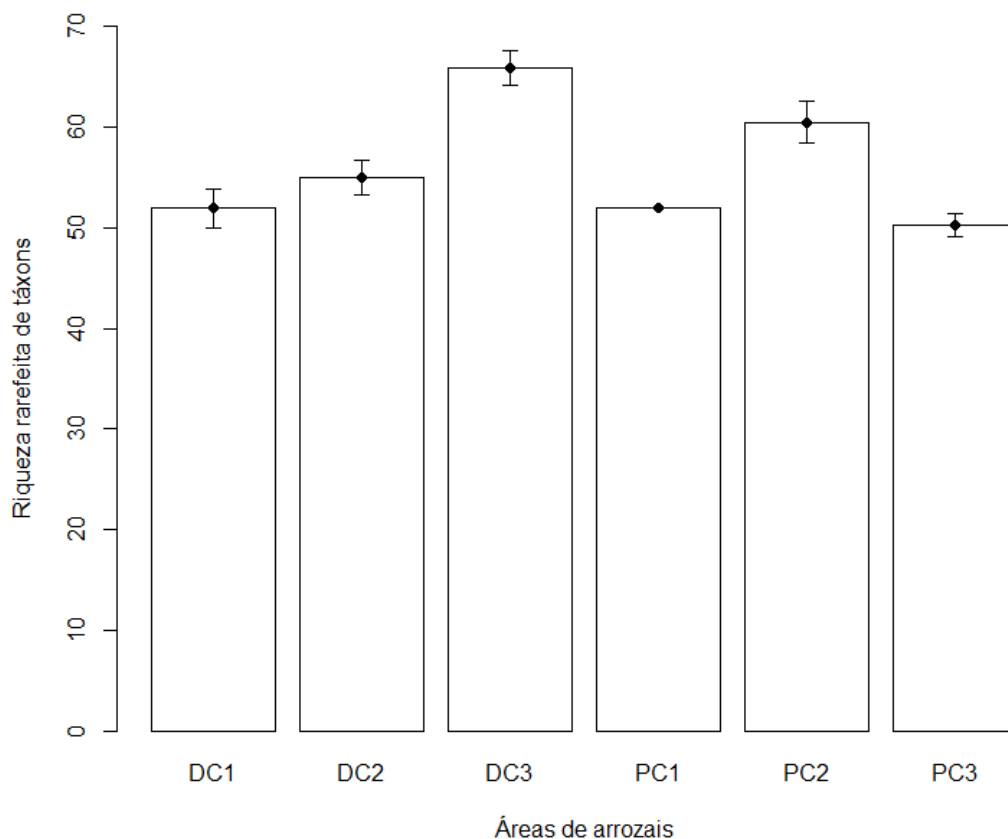


Figura 7 - Comparação da riqueza estimada de táxons de macroinvertebrados aquáticos, nas áreas estudadas.

Os diagramas de ordenação NMDS evidenciaram uma segregação espacial das comunidades de macroinvertebrados estudadas. As amostras segregaram-se tanto na ordenação baseada nas regiões geomorfológicas (Figura 8, A; stress=0,2), quanto na baseada em áreas (Figura 8, B; stress=0,2), porém não tão nitidamente na última. A perMANOVA detectou variação significativa na estrutura das comunidades de macroinvertebrados aquáticos tanto entre regiões geomorfológicas ($F_{1,53}=5,81$; $p<0,05$), quanto entre áreas de arrozais ($F_{4,48}=2,34$; $p<0,05$), corroborando o resultado da ordenação NMDS.

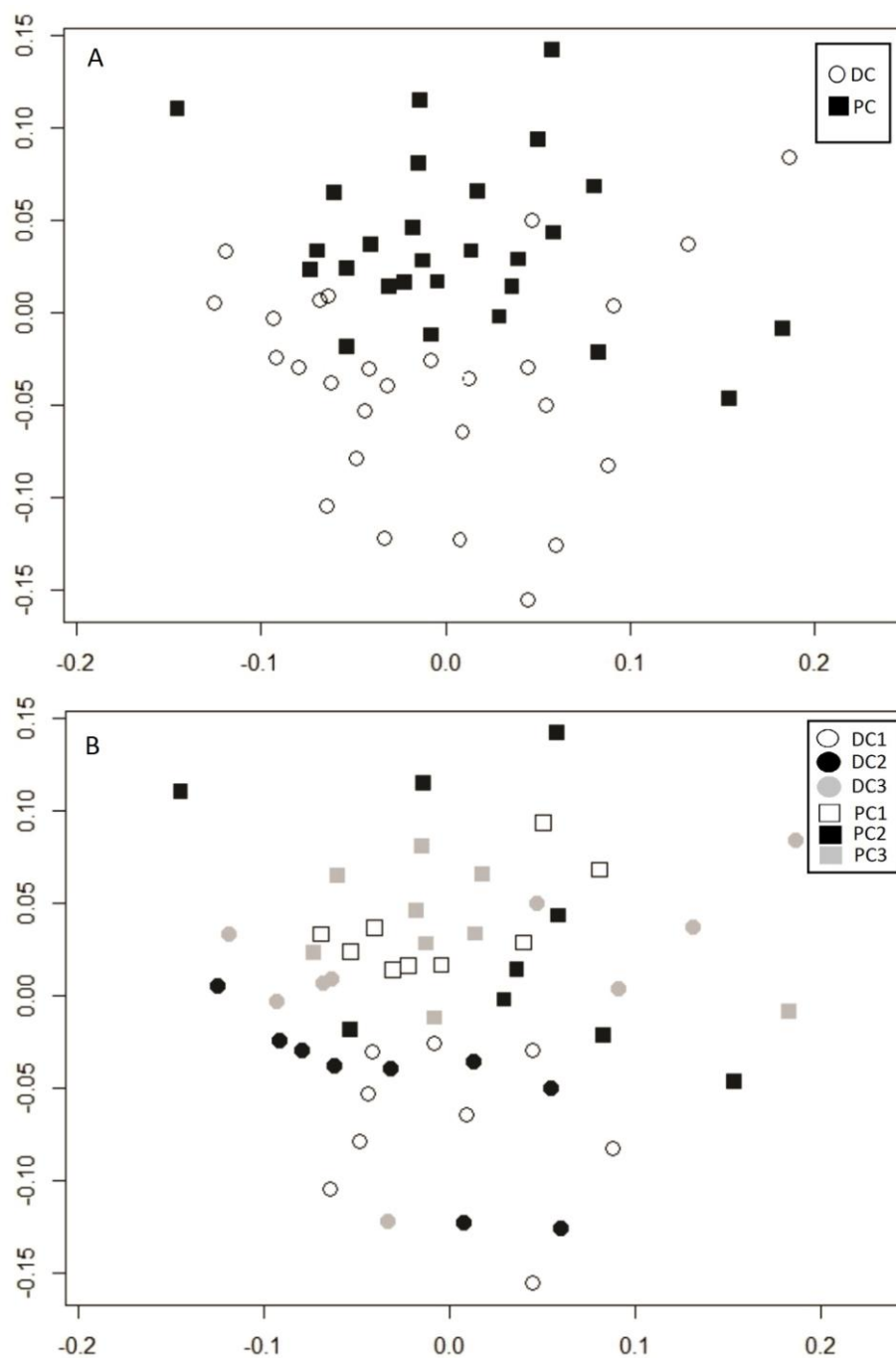


Figura 8 - Diagramas de ordenação NMDS A) das amostras de comunidades de macroinvertebrados nas regiões geomorfológicas (DC e PC) e B) nas áreas (DC1, DC2, DC3, PC1, PC2, PC3).

A ISA detectou táxons característicos para cada região geomorfológica e áreas estudadas (Tabela 3). Entre estes, destacam-se *Chironomus* e Ceratopogonidae na DC, e Collembola e *Parachironomus* na PC. Para as áreas, os maiores valores de indicação foram registrados para *Djalmabatista* Fittkau, 1968 e *Polypedilum* Kieffer, 1912, para a DC1; *Chironomus* e Nematoda para a DC2; *Hydrocanthus* Say, 1823 e Culicidae para a

DC3; Corixidae e *Parachironomus* na PC2 e *Hyaella* S. I. Smith, 1874; e *Hydrobius* Leach, 1815 para a PC3 (Tabela 3).

Tabela 3 – Táxons de macroinvertebrados aquáticos de arrozais indicadores das regiões geomorfológicas e áreas estudadas. As caixas indicam os táxons com maior valor de indicação.

Ordem	Família	Táxon	Área de arrozal	Valor de indicação	Probabilidade	
Diptera	Chironomidae	<i>Djalmabatista</i>	DC1	0,4382	0,008	
		<i>Polypedilum</i>	DC1	0,4	0,032	
		<i>Tanytarsus</i>	DC1	0,3817	0,024	
		<i>Dicrotendipes</i>	DC1	0,3167	0,033	
		<i>Chironomus</i>	DC2	0,5621	0,007	
		Nematoda	DC2	0,3995	0,007	
Coleoptera	Noteridae	<i>Hydrocanthus</i>	DC3	0,5761	0,001	
Diptera	Culicidae	Culicidae	DC3	0,4791	0,006	
Heteroptera	Corixidae	<i>Sigara</i>	DC3	0,4632	0,01	
Coleoptera	Hydrophilidae	<i>Hydrobiomorpha</i>	DC3	0,3586	0,022	
		Dytiscidae	<i>Thermonectus</i>	DC3	0,3378	0,015
			<i>Dytiscus</i>	DC3	0,3333	0,025
	Dytiscidae	Dytiscidae	DC3	0,2578	0,047	
Heteroptera	Corixidae	Corixidae	PC2	0,5641	0,001	
Diptera	Chironomidae	<i>Parachironomus</i>	PC2	0,4052	0,001	
Crustacea		<i>Hyaella</i>	PC3	0,5313	0,002	
Coleoptera	Hydrophilidae	<i>Hydrobius</i>	PC3	0,3148	0,027	

Ordem	Família	Táxon	Região geomorfológica	Valor de indicação	Probabilidade	
Diptera	Chironomidae	<i>Chironomus</i>	DC	0,7461	0,002	
		Ceratopogonidae	Ceratopogonidae	DC	0,7454	0,001
		Chironomidae	<i>Apedilum</i>	DC	0,6649	0,001
			<i>Polypedilum</i>	DC	0,5395	0,022
			<i>Djalmabatista</i>	DC	0,4789	0,039
Coleoptera	Hydrophilidae	<i>Hydrobiomorpha</i>	DC	0,4613	0,035	
		Nematoda	DC	0,4245	0,039	
Coleoptera	Noteridae	<i>Hydrocanthus</i>	DC	0,284	0,043	
Diptera	Chironomidae	<i>Procladius</i>	DC	0,2222	0,022	
Coleoptera	Dytiscidae	<i>Thermonectus</i>	DC	0,1852	0,047	
		Collembola	PC	0,8011	0,001	
Diptera	Chironomidae	<i>Parachironomus</i>	PC	0,7114	0,001	
Odonata	Coenagrionidae	<i>Acanthagrion</i>	PC	0,6988	0,003	
		<i>Oxyagrion</i>	PC	0,5308	0,007	
Crustacea		<i>Hyaella</i>	PC	0,5045	0,001	
Trichoptera	Hidroptilidae	<i>Oxyethira</i>	PC	0,4475	0,014	
		Planorbidae	<i>Drepanotrema</i>	PC	0,4377	0,039
Coleoptera	Hydrophilidae	<i>Hydrobius</i>	PC	0,4012	0,006	
		Acarina	PC	0,3548	0,019	
Coleoptera	Dytiscidae	<i>Hydroporus</i>	PC	0,3395	0,015	
Heteroptera	Corixidae	Corixidae	PC	0,2963	0,005	
		Belostomatidae	Belostomatidae	PC	0,2222	0,029

Influência do espaço sobre a diversidade das comunidades em diferentes escalas espaciais

O método de partição aditiva mostrou que a riqueza média nas escalas α (unidades amostrais) e β_1 (entre unidades amostrais) foram significativamente menores do que o esperado ao acaso. Os valores de riqueza encontrados para as escalas referentes a arrozais de uma mesma área (β_2), entre áreas de arrozais (β_3) e entre regiões geomorfológicas (β_4) foram significativamente maiores do que o esperado (Tabela 4). Quanto à contribuição percentual de cada escala para a diversidade total observada (γ), o componente β_2 apresentou a maior contribuição, com 34,1%, seguido pelas escalas β_4 e β_3 (com 21% e 20,7% respectivamente; Tabela 4).

Tabela 4 - Valores obtidos de partição aditiva da diversidade de táxons de macroinvertebrados aquáticos em arrozais no Estado do Rio Grande do Sul, Brasil.

Diversidade		Observada	%	Esperada	%	<i>p</i>
α	amostra	16,3	16	29	28	0,001
β_1	entre amostras	10,9	11	15,1	15	0,001
β_2	entre arrozais	34,1	33	31,9	31	0,003
β_3	entre áreas	20,7	20	16,6	16	0,001
β_4	entre regiões	21,0	21	10,4	10	0,001

O Teste de Mantel indicou uma fraca, mas significativa, influência da proximidade geográfica na similaridade entre as amostras da fauna total dos arrozais ($r = 0,2$; $p < 0,05$).

Influência das variáveis ambientais sobre as comunidades

O modelo da RDA foi significativamente diferente do acaso ($F=2,18$; $p=0,005$). Os dois primeiros eixos explicaram 68,3% da relação dos mesmos com as variáveis ambientais (Tabela 5). O primeiro eixo evidenciou forte correlação negativa com TA e correlação positiva com prec. O segundo eixo evidenciou forte correlação positiva com EC e fraca com DO, pH e WT, e negativa com prec e TA (Tabela 6). Em geral, o primeiro eixo segregou as amostras de cada região geomorfológica (Figura 9, A). Ainda, as áreas de cada região tenderam a apresentar distribuição em gradiente, conforme o eixo 2. DC3 está relacionada à valores elevados de condutividade elétrica,

enquanto DC2 e DC1, à altas temperaturas. Em contrapartida, PC1 tem temperaturas mais frias, e PC3, maiores precipitações.

Algumas relações entre as variáveis ambientais medidas e os táxons de macroinvertebrados puderam ser observadas. (Figura 9, B). Oligochaeta e o quironomídeo *Corynoneura* Winnertz, 1846 estiveram positivamente relacionados ao pH, WT e à EC. Observou-se relação negativa de prox. *Paratendipes* com a EC. Os quironomídeos *Ablabesmyia* e *Parachironomus*, e Collembola estiveram positivamente relacionados à prec e *Cricotopus* van der Wulp 1874 apresentou correlação negativa. Os chironomídeos *Cricotopus* e *Tanytus* Meigen, 1803 estiveram positivamente relacionados ao DO, enquanto *Rhantus* Dejean, 1833 esteve negativamente relacionado à mesma variável. O quironomídeo *Corynoneura* esteve positivamente relacionado à WT enquanto os heterópteros *Belostoma* Latreille, 1807 e *Sigara* Fabricius, 1775 estiveram relacionados negativamente com esta variável (Figura 9, B).

Tabela 5 - Autovalores e proporções cumulativas explicadas dos dois primeiros eixos da RDA dos táxons de macroinvertebrados aquáticos de arrozais da Depressão Central e Planície Costeira, RS, Brasil.

Eixos	RDA1	RDA2
Autovalor	0,060	0,014
Proporção explicada	0,548	0,135
Proporção cumulativa explicada	0,548	0,683

Tabela 6 - Correlações *inter-set* entre os dois primeiros eixos da RDA e as variáveis ambientais medidas em arrozais da Depressão Central e Planície Costeira, RS, Brasil.

Eixo	RDA1	RDA2
pH	-0,197	0,279
EC	-0,326	0,606
WT	-0,131	0,192
DO	-0,034	0,380
AT	-0,756	-0,351
Prec	0,636	-0,521

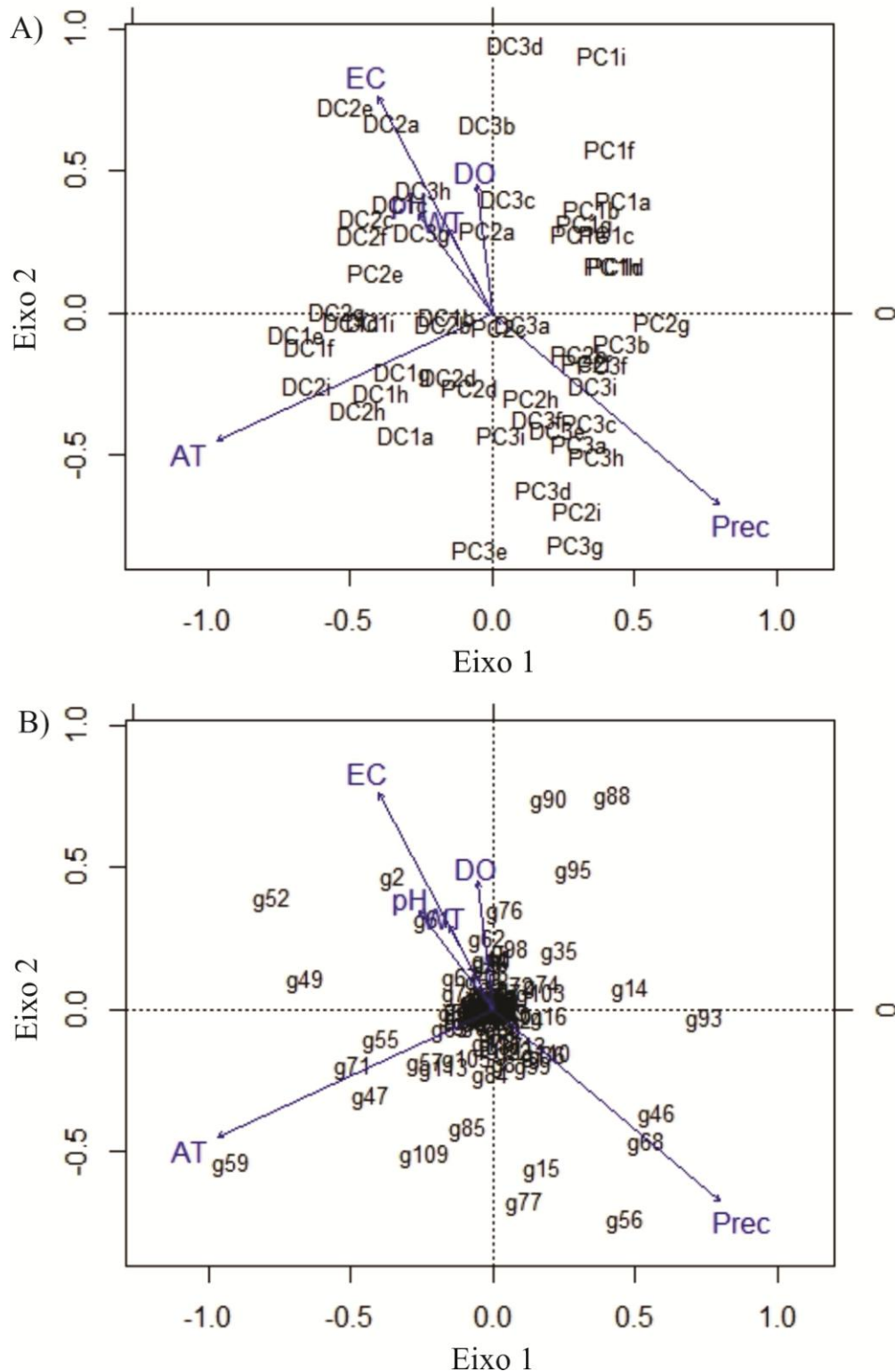


Figura 9 - Diagramas de ordenação para os dois primeiros eixos da Análise de Redundância (RDA) dos táxons de macroinvertebrados aquáticos de arrozais da Depressão Central e Planície Costeira, RS, Brasil (A: *biplot* das variáveis ambientais e locais de coleta; B: *biplot* das variáveis ambientais dos táxons de macroinvertebrados aquáticos; A Legenda dos táxons é apresentada no Anexo 1.

DISCUSSÃO

Variáveis abióticas

No período de estudo, a precipitação acumulada foi menor do que a registrada historicamente, em grande parte do RS (INMET, 2012). Em janeiro de 2012, a região estudada foi afetada pelo fenômeno climático “La Niña”, o qual determina diminuição no volume de chuva no estado (Schneider e Gies, 2004). Porém, as diferenças históricas de valores para janeiro entre a PC e DC mantiveram-se. A proximidade da PC com o oceano e com a região da serra determina maior ocorrência de temporais de verão, elevando a precipitação nesta região (Moreno, 1961). A DC, por sua vez, por estar afastada do litoral, costuma apresentar temperatura média do ar maior durante o verão. A influência dos ventos do oeste, desprovidos de umidade, e a orografia, praticamente, inexistente do local (especialmente na DC1) também contribuem para a menor precipitação na DC, nesta estação do ano (Moreno, 1961).

As diferenças de médias de precipitação acumulada entre as regiões geomorfológicas estudadas podem ter determinado as ligeiras variações observadas nos valores médios de alguns fatores abióticos medidos. Períodos de maior pluviosidade podem ocasionar redução nos valores de pH (Mercante e Bicudo, 1996; Trindade *et al.*, 2009), bem como de EC (Khalaf e Macdonald, 1975). Assim, a maior precipitação na PC pode ter causado os valores menores de pH e EC nesta região. Além disso, o tipo de rocha, também influencia pode influenciar o pH e a EC (Guereschi, 2004; Fritzsons *et al.*, 2009). Os maiores valores de EC na DC podem ser atribuídos as rochas basálticas que afloram na região, como discuti em estudos prévios (Salvarrey *et al.*, 2014). O menor valor médio de DO detectado na PC, possivelmente, está relacionado a temperatura média mais alta nesta região, pois a solubilidade desta variável é reduzida com o aumento da temperatura (Cyrino, 1996). Os arrozais da PC3 apresentaram valores extremamente baixos de oxigênio dissolvido (amplitude: 1,73 mg/L – 2,38 mg/L).

No que tange às diferenças observadas nas variáveis abióticas em escala de área de estudo, estas podem ter ocorrido em decorrência das distintas fases de crescimento e/ou fontes de irrigação dos arrozais. Por exemplo, a PC3 apresentou a maior média de temperatura da água, provavelmente, influenciada pela fase de cultivo

predominantemente vegetativa (estágios iniciais da planta) comum nas plantações desta área. Quanto menor a cobertura vegetal que a falta de plantas proporciona ao solo, maior será a temperatura da água (Ito, 1987). Os menores valores médios de oxigênio dissolvido observados na PC3 também devem estar associados ao aumento da temperatura da água. Outra diferença da PC3 em relação aos demais locais da PC se refere aos menores valores médios de pH. Essa diminuição pode estar associada às variações abióticas na Lagoa dos Patos, fonte de irrigação desta área. Na mesma área, observou-se que os valores da condutividade elétrica sofreram variações locais, sendo os maiores valores encontrados na PC1, podendo a mesma ser influenciada pelo aumento da temperatura da água e dos sólidos suspensos (Carvalho *et al.*, 2000). A DC2 apresentou, em média, maiores valores de pH, que pode ser em decorrência da fase de crescimento dos arrozais (Ito, 1987).

Estrutura da comunidade de macroinvertebrados aquáticos

Observou-se pequena diferença na riqueza estimada entre áreas, sendo que DC3 e PC2 apresentaram riqueza maior que as demais. Esta diferença pode estar relacionada às distintas fontes de irrigação dos arrozais, as quais exercem importante papel na colonização destes agroecossistemas por diferentes grupos de organismos (Fernando, 1993). Na DC3, a água para a irrigação dos arrozais é proveniente, além de açudes, do Rio Jacuí, um dos mais extensos do RS (área de drenagem de 71.600 Km²; FEPAM, 2002). Grande riqueza de macroinvertebrados tem sido assinalada no curso médio do Jacuí (Simões, 2002; Neri *et al.*, 2005; Spies *et al.* 2006; Siegloch *et al.* 2008; Floss *et al.* 2012, 2013; Pires *et al.*, 2013; Braun *et al.*, 2014; Salvarrey *et al.*, 2014), no qual se localiza a DC3. O curso médio percorre uma área de encosta, e seu substrato tem granulometria variada, além da macrófita *Podostemum* A. Michaux, 1803 aderida ao cascalho do leito. Estas características conferem complexidade e heterogeneidade ambiental ao ambiente (Bueno *et al.*, 2003, Principe e Corigliano, 2006; Kovalenko *et al.*, 2012), e são consideradas a razão da grande riqueza e abundância de espécies nele registrada (veja revisão em Kotzian *et al.*, 2014). Parte dos arrozais da PC2, a exemplo dos da DC3, também são irrigados por um rio de grande ordem e granulometria, o Rio Camaquã (SEMA, 2010). Desta forma, os canais de irrigação dos arrozais da DC3 e da PC2 devem permitir o intercâmbio de organismos entre o ambiente natural e os

agroecossistemas, como observado em estudos prévios (Stenert *et al.*, 2009), incrementando a riqueza local (Fernando, 1995).

Além disso, grande parte dos arrozais dessas duas regiões (totalidade amostrada na PC2 e parte da DC3) são cultivados pelo sistema pré-germinado. Neste sistema, o tempo de submersão do solo pela irrigação ocorre mais cedo e o hidroperíodo torna-se mais longo, possibilitando o estabelecimento de um número maior de táxons (Brooks, 2000; Lupi *et al.*, 2013). A duração do hidroperíodo pode influenciar os táxons que ocorrem num ambiente, alterando interações bióticas e limitando a duração do ciclo de vida (Wissinger, 1999). Dessa forma, quanto maior for o período irrigado, o estabelecimento tanto de taxa tolerantes ou não ao ressecamento, quanto com ciclos de vida maiores, é favorecido, incrementando a riqueza local (Batzer *et al.*, 2006).

A segregação espacial das comunidades de macroinvertebrados foi mais evidente entre as regiões geomorfológicas do que entre áreas estudadas. Dessa forma, os resultados obtidos indicam que diferenças ambientais regionais atuaram de forma mais intensa sobre a diversidade dos arrozais. De fato, diferenças no clima, geologia e regime hídrico influenciam características limnológicas (Krupek *et al.*, 2012) as quais, por sua vez, refletem-se na estruturação das comunidades (Stenert *et al.*, 2004). Diferenças como essas devem ter diferenças nos táxons dominantes ou indicadores registrados em cada região geomorfológica estudada. Na DC, onde a precipitação acumulada foi menor e a temperatura média do ar, bem como os valores de pH e EC, maiores do que na PC, predominaram *Ablabesmyia* (Karelia), *Chironomus*, *Goeldichironomus* e *Oligochaeta*, organismos tolerantes à poluição, típicos de ambientes degradados e com enriquecimento orgânico (Pinder e Reiss, 1983; Epler 2001; Kleine e Trivinho-Strixino, 2005; Cortezzi *et al.*, 2009), e ainda *Apedilum* e *Callibaetis*, típicos de ambientes temporários (Nolte, 1995; Da Silva, 1998). Na PC predominaram *Ablabesmyia* (Karelia), *Parachironomus*, e *Acanthagrion*, típicos de ambientes lênticos em processo de eutrofização (Ferreira-Peruquetti e Fonseca-Gessner, 2003; Spies *et al.*, 2009; Trivinho-Strixino, 2011).

Conforme a ISA, dípteros Chironomidae, como *Chironomus*, *Apedilum* e Ceratopogonidae, fortemente representativos da DC, também são típicos de ambientes lênticos temporários, observados nesta região geomorfológica. Collembola, as odonatas *Acanthagrion* e *Oxyagrion* Terminale Selys, 1876, o crustáceo *Hyalella* e o quironomídeo *Parachironomus* foram mais representativos na PC. As odonatas são menos tolerantes a baixos valores de DO na água, águas poluídas (Fulan e Henry,

2006), e podem refletir a maior precipitação acumulada da região, bem como a vizinhança com as lagoas costeiras. Collembola, geralmente, são considerados altamente suscetíveis à dessecação, assim eles habitam ambiente de solo úmido (Verhoef e Witteveen, 1980), reflexo dos maiores volumes de precipitação na região. *Hyaella* está associada à folhas e raízes da vegetação aquática e são mais abundantes em locais com presença de matéria orgânica particulada (Ríos-Escalante *et al.*, 2012). Dessa forma, a proximidade com as lagoas costeiras, ricas em macrófitas aquáticas durante o ano todo, pode ter influenciado, indiretamente, a presença deste crustáceo nos arrozais. Ademais, o maior regime hídrico PC, devido ao cultivo de arroz pelo método pré-germinado, pode ser relevante para a presença de *Hyaella*, pois influencia positivamente a presença das espécies que possuem todo o ciclo de vida na água (Wellborn *et al.*, 1996). A presença de táxons predadores, como odonatas, também pode estar associada ao sistema de cultivo da PC, pois quanto mais longo o hidroperíodo, maior é a riqueza de predadores (Batzer e Resh, 1992).

A estrutura das comunidades também variou entre as áreas de estudo de cada região geomorfológica. De fato, entre áreas, variaram não somente fatores abióticos importantes para cada táxon, mas também certas condições paisagísticas ou técnicas de manejo. Desta forma, táxons típicos da DC1, como *Dicrotendipes*, que é associado a sedimentos lodosos de ambientes eutrofizados (Marques *et al.*, 1999; Spies *et al.*, 2009), reflete o baixos valor de DO registrado nesta área. *Chironomus*, típico da DC2, corrobora a EC alta (Cortezzi *et al.*, 2009) registrada na área. Os coleópteros que caracterizam a DC3 (Dytiscidae e Hydrophilidae) são predadores (Domínguez e Fernández, 2009). A presença destes táxons seria favorecida pelo maior hidroperíodo (Batzer e Resh, 1992), reflexo do predomínio do sistema pré-germinado na área. *Hyaella*, típico da PC3, apresenta ciclo de vida inteiramente aquático, sendo assim, o maior período de inundação dos arrozais de tal região (submetidos ao sistema pré-germinado) e a maior prec, favoreceriam a presença do gênero.

Influência do espaço sobre a diversidade das comunidades em diferentes escalas espaciais

A diversidade das comunidades foi influenciada pelas escalas espaciais estudadas. Os menores valores observados, quando comparados ao esperado ao acaso,

de diversidade nas menores escalas (α e β_1) indicam que a distribuição das espécies ocorre de forma agregada nestas escalas. Dessa forma, apontam um pequeno incremento de espécies entre amostras, o que pode ser um reflexo do baixo poder dispersivo dos macroinvertebrados nessas escalas, conforme outros estudos similares também mostraram (Heino *et al.*, 2004; Ligeiro *et al.*, 2010; Ávila *et al.*, 2011; Flach *et al.*, 2012; Hepp e Melo, 2013). Por sua vez, as significativas e grandes contribuições das escalas β_2 e β_3 (34,1% e 20,7%, respectivamente) estão relacionadas às distintas práticas de manejo de cada arrozal, tais como os diferentes métodos de cultivo (convencional e pré-germinado) e fases de crescimento da planta amostradas (vegetativa e reprodutiva), além das diferentes bacias hidrográficas inerentes a cada área amostrada. A composição das comunidades de macroinvertebrados que habitam arrozais pode diferir em resposta às práticas agrônômicas distintas empregadas, indicando variações temporais nas comunidades (Fernando, 1995; Roger, 1996; Bambaradenyia e Amarasinghe, 2004; Leitão *et al.*, 2007; Molozzi *et al.*, 2007; Stenert, *et al.*, 2009). Logo, ao incluirmos diversos tipos de cultivo e fases de crescimento do arroz, com comunidades distintas, a diversidade beta foi incrementada nas escalas β_2 e β_3 . Além disso, as áreas amostradas pertenciam a diferentes bacias hidrográficas, as quais influenciam a composição das comunidades, em função das distintas condições ambientais (Stenert *et al.*, 2004; Ligeiro *et al.*, 2010; Hepp e Melo, 2013). Diferentes bacias hidrográficas suportam comunidades distintas, contribuindo, dessa forma, para o aumento da diversidade β .

A contribuição significativa da escala β_4 indica que a H_1 foi aceita. Assim, a exemplo das áreas úmidas naturais (Stenert, *et al.*, 2004), as comunidades de macroinvertebrados aquáticos de arrozais também são influenciadas por fatores de ampla escala. A escala de região abarcou bacias hidrográficas, climas e fontes de colonização (rios, reservatórios e Lagoa dos Patos) distintas. A paisagem contígua desempenha significativo papel na estruturação das comunidades de ambientes naturais (Della Bella *et al.*, 2005), dos quais os organismos que habitam os campos de arroz provêm (Fernando, 1993, 1995). Dessa forma, se os arrozais são influenciados pelo entorno natural e se a paisagem influencia o ambiente natural, a composição das comunidades de arrozais também será influenciada pela paisagem.

Embora a contribuição da escala β_4 tenha sido significativa, sua contribuição foi menor do que a das escalas que cobriram condições locais, como β_2 e β_3 , indicando que a H_2 foi rejeitada. Os arrozais constituem ecossistemas simplificados (Elphick, 2000; Lawler, 2001; Molozzi *et al.*, 2007) em termos de estrutura da vegetação e regime

hídrico (Lawler, 2001; Bambaradeniya e Amarasinghe, 2004;. Lupi *et al.*, 2013). Esse resultado sugere algum grau de homogeneização nestes agroecossistemas à medida que se ampliam escalas espaciais de análise (e.g. regiões geomorfológicas). Portanto, esses fatores podem ter sido responsáveis pelos resultados observados. A diversidade de macrófitas aquáticas é um dos principais responsáveis pela complexidade e heterogeneidade dos ecossistemas (Thomaz *et al.*, 2008; Mormul *et al.*, 2011). Estas propriedades da vegetação aquática tendem a aumentar o número de habitats disponíveis no meio aquático, proporcionando refúgio contra predadores e recursos alimentares (Gilinsky, 1984). Dessa forma, a heterogeneidade ambiental permite a existência de maior diversidade de macroinvertebrados (Battle e Golladay, 2001), conseqüentemente, contribuindo para o aumento da diversidade β (Astorga *et al.*, 2014).

Adicionalmente, a influência da distância sobre a similaridade das comunidades, embora significativa, foi baixa ($r = 0,2$), indicando que as comunidades de macroinvertebrados aquáticos são similares, também sugerindo que os arrozais são sistemas homogêneos. Além do mais, o período de inundação dos arrozais é fortemente alterado, via práticas de manejo. Dessa forma, a ausência de água em dados períodos é desfavorável para o desenvolvimento de muitas espécies (Suhling *et al.*, 2000). Os organismos que habitam os arrozais irrigados, geralmente, são oportunistas e resilientes, e muitas espécies, através de características comportamentais e/ou fisiológicas, são capazes de reagir, recuperando-se rapidamente, às drásticas mudanças temporais às quais os arrozais são submetidos (Bambaradeniya *et al.*, 2004).

Influência das variáveis ambientais sobre as comunidades

Algumas áreas de estudo apresentaram o valor de seus fatores ambientais distribuídos, espacialmente, em gradiente. Por exemplo, na PC, a PC2 e, especialmente, a PC3 tiveram maiores valores de temperatura e precipitação do que a PC1, porque estão mais ao norte e mais próximas da encosta da Serra (Moreno, 1961). A DC2 e, especialmente, a DC1 tiveram as temperaturas médias do ar mais altas devido à maior insolação e radiação solar características da região oeste do estado (Wrege *et al.*, 2011). Por outro lado, a DC3 pode ter apresentado os maiores valores de EC devido à características da geologia de superfície. Trabalhos prévios realizados na região do curso médio do Rio Jacuí tem mostrado altos valores de EC (Salvarrey *et al.*, 2014). Os

valores dos fatores ambientais das áreas estudo também foram influenciados por técnicas de manejo, que independem das regiões geomorfológicas e das condições climáticas. Áreas como DC1, DC2 e DC3 estiveram mais associadas a WT, pH, OD e EC. Tais relações podem ser decorrência da fase de cultivo do arroz, do método de cultivo empregado (convencional), além da fonte de água empregada para a irrigação. Em arrozais, quando inadequadamente empreendidas, as práticas de manejo adotadas durante o ciclo de cultivo (preparo do solo, a aplicação de fertilizantes e de pesticidas e o manejo da água), podem interferir na qualidade da água (Bethune *et al.*, 2001, Al Shami, *et al.*, 2010). Ainda, diferentes métodos de cultivo também influenciam na qualidade do líquido, uma vez que campos cultivados pelo método convencional apresentam menor qualidade da água em relação aos cultivos orgânicos (Rizo-Patrón *et al.*, 2013).

A distribuição espacial das comunidades de macroinvertebrados também foi influenciada tanto pelo clima, através das variações médias de temperatura do ar e precipitação, como por fatores abióticos associados à qualidade da água. Dessa forma, táxons como Oligochaeta, tolerantes à poluição (Cortezzi *et al.*, 2009), estiveram associados a valores altos de pH, EC e WT, e baixos de precipitação, e, por isso, foram mais encontrados na DC2 ou DC3 que apresentam os maiores valores de EC. Os quironomídeos *Ablabesmyia* (Karelia) e *Parachironomus*, e Collembola foram mais relacionados a valores altos de precipitação, e baixos de EC, pH e WT. *Ablabesmyia* (Karelia) é resistente à degradação ambiental (Pinder e Reiss, 1983; Epler 2001) e reflete os valores baixos de pH registrados na PC2 e PC3. Collembola é suscetível à dessecação e acidificação dos solos (Rusek, 1998; Carvalho *et al.*, 2000). Os maiores valores de precipitação registrados nas áreas da PC devem ter permitido a neutralização do pH da água e diminuição da acidificação dos solos, pois refletem-se, significativamente, na diversidade de colêmbolos (Rusek, 1998). *Cricotopus* e *Tanypus* foram associados a valores baixos de oxigênio dissolvido, e por isso foram representativos nas áreas DC1, DC2 e PC2. As larvas de *Tanypus* podem dominar sistemas fortemente eutrofizados (Pinder e Reiss, 1983; Epler, 2001), corroborando a preferência do gênero por baixo oxigênio dissolvido.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Nos arrozais irrigados do Sul do Brasil, as condições climáticas atuantes no período de estudo (La Niña) influenciaram a precipitação acumulada que, por sua vez, influenciou as variáveis abióticas mensuradas. Além disso, a exemplo das variáveis ambientais, a composição da fauna de macroinvertebrados aquáticos refletiu as condições locais dos arrozais irrigados. Condições locais, tais como as técnicas de cultivo próprias de cada arrozal (sistemas de cultivo e fases de crescimento da cultivar) foram importantes preditores dos resultados encontrados.

A estrutura das comunidades de macroinvertebrados aquáticos também foi influenciada pelas regiões geomorfológicas distintas. Dessa forma, a exemplo das comunidades de ambientes naturais, as macrovariáveis também influenciam as comunidades de arrozais. No entanto, a maior contribuição percentual para a diversidade de macroinvertebrados foi encontrada em escala de arrozal. Esses resultados indicam que os arrozais irrigados, quando analisados em amplas escalas espaciais, constituem ambientes mais homogêneos que as áreas naturais. Ainda que em escalas menores favoreçam maior variabilidade às comunidades de macroinvertebrados, as práticas de manejo empregadas nas lavouras torna-os ambientes simplificados. De forma geral, as práticas de manejo diferenciadas de cada arrozal foram os fatores mais determinantes para a diversidade e distribuição espacial das comunidades de macroinvertebrados aquáticos.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à equipe do Laboratório de Macroinvertebrados Aquáticos da UFSM, pelo auxílio nas coletas e triagem do material, especialmente à Melina Forgiarini Maxwell. Somos gratos ao Dr. Guilherme Rossi Gorni (UNIARA); à MSc. Bruna Marmitt Braun (UFSM); à Dra. Marcia Regina Spies (UNIPAMPA); às biólogas Luciani Figueiredo Santin e Caroline Peripolli dos Santos (UFSM), à Dra. Daniela Castiglioni (UFSM) e ao Dr. Ricardo Pinto (UnB), pelo auxílio na identificação do material.

REFERÊNCIAS

- AGOSTINHO, A. A.; THOMAZ, S. M.; GOMES, L. C. Conservação da biodiversidade em águas continentais do Brasil. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1: p. 70-78, 2005.
- AL-SHAMI, S. A.; CHE SALMAH, M. R. SITI AZIZAH, M. N.; ABU HASSAN, A. The influence of routine agricultural activities on the quality of water in a tropical rice field ecosystem. **Applied Ecology and Environmental Research**, v. 8, n. 1: p. 11-18, 2010.
- ANDERSON, M. J.; CRIST, T. O.; CHASE, J. M.; VELLEND, M.; INOUE, B. D.; FREESTONE, A. L.; SANDERS, N. A.; CORNELL, H. V.; COMITA, L. S.; DAVIES, K. S.; HARRISON, S. P.; KRAFT, N. J. B.; STEGEN, J. C.; SWENSON, N. G. Navigating the multiple meanings of beta diversity: a roadmap for the practicing ecologist. **Ecology Letters**, v. 14, p. 19–28, 2011.
- ASMUS, M. L.; TAGLIANI, P. R. A. Considerações sobre manejo ambiental. In: SEELIGER, U.; ODEBRECHT, C.; CASTELLO, J. P. (Eds). **Os Ecossistemas Costeiro e Marinho do Extremo Sul do Brasil**. Rio Grande: Editora Ecocientia, 1998. p. 227-229.
- ASTORGA, A.; DEATH, R.; DEATH, F.; PAAVOLA, R.; CHAKRABORTY, M.; MUOTKA, T. Habitat heterogeneity drives the geographical distribution of beta diversity: the case of New Zealand stream invertebrates. **Ecology and Evolution**, v. 4, n. 13, p. 2693–2702, 2014.
- ÁVILA, A. C.; STENERT, C.; MALTCHIK, L. Partitioning Macroinvertebrate Diversity Across Different Spatial Scales in Southern Brazil Coastal Wetlands. **Wetlands**, v. 31, p. 459–469, 2011.
- AZAMBUJA, I. H. V.; VERNETTI, F. J., MAGALHÃES, A. M. Aspectos socioeconômicos da produção do arroz. In: Gomes, A. D. S.; Magalhães Jr, A. M. D. (Eds). **Arroz Irrigado no Sul do Brasil (Irrigated Rice in Southern Brazil)**. Embrapa: Pelotas, RS, 2004. p. 23–44.
- BAMBARADENIYA, C. N. B.; AMARASINGHE, F. P. **Biodiversity Associated with the Rice Field Agro-ecosystem in Asian Countries: A Brief Review**. Colombo, Working Paper 63, 2003. 29 p.
- BAMBARADENIYA, C. N. B.; EDIRISINGHE, J. P.; DE SILVA, D. N.; GUNATILLEKE, C. V. S; RANAWANA, K. B. & WIJEKOON, S. Biodiversity associated with an irrigated rice agro-ecosystem in Sri Lanka. **Biodiversity and Conservation**, v. 13, p. 1715-1753, 2004.
- BASELGA, A. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. **Global Ecology and Biogeography**, Oxford, n. 19, p. 134–143, 2010.

BATTLE, J.; GOLLADAY, S. W. Water quality and macroinvertebrate assemblages in three types of seasonally inundated limesink wetlands in southwest Georgia. **Journal of Freshwater Ecology**, v. 16, p. 189-207, 2001.

BATZER, D. P.; COOPER, R.; WISSINGER, S. A. Wetland Animal Ecology. In: BATZER, D. P.; SHARITZ, R. R. (Eds.). **Ecology of Freshwater and Estuarine Wetlands**. Berkeley: California University Press, 2006. p. 242-284.

BATZER, D. P.; RESH, V. H. Macroinvertebrates of a California seasonal wetland and responses to experimental habitat manipulation. **Wetlands**, v. 12, p. 1-7, 1992.

BEIKOW, P. R. A formação da economia arrozeira do Rio Grande Do Sul. **Ensaio**, v. 4, n. 2 p. 55-84, 1984.

BETHUNE, M.; AUSTIN, N.; MAHER, S. Quantifying the water budget of irrigated rice in the Shepparton Irrigation Region, Australia. **Irrigation Science**, v. 20, p. 99-105, 2001.

BORKENT, A. Family Ceratopogonidae. In: YULE, C. M.; YONG, H. S. (Eds.). **The Freshwater Invertebrates of the Malaysian Region**. National Academy of Sciences, Kuala Lumpur, 2004. p. 683–710.

BRACK, P.; RODRIGUES, R. S.; SOBRAL, M.; LEITE, S. L. C. Árvores e arbustos na vegetação natural de Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil. **Iheringia**, Série Botânica, v. 51, n. 2, p. 139-166, 1998.

BRAUN, B. M.; SALVARREY, A. V. B.; KOTZIAN, C. B.; SPIES, M. R.; PIRES, M. M. Diversity and distribution of riffle beetle assemblages (Coleoptera, Elmidae) in montane rivers of Southern Brazil. **Biota Neotropica**. v. 14, n. 2, p. 1–11, 2014.

BRÖNMARK, C.; HANSSON, L. A. The biology of lakes and ponds. Oxford, New York, New York, USA. 1998

BROOKS, R. T. Annual and seasonal variation and the effects of hydroperiod on benthic macroinvertebrates of seasonal forest (“vernal”) ponds in central Massachusetts, USA. **Wetlands**, v. 20, n. 4, p. 707–715, 2000.

BUENO, A. P.; BOND-BUCKUP, G.; FERREIRA, B. D. P. Estrutura da comunidade de invertebrados bentônicos em dois cursos d'água do Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 20, n. 1, p. 115–125, 2003.

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

CLARKE, K. R.; GORLEY, R. N. **Primer v6: user manual/tutorial**. PRIMER-E, Plymouth: Plymouth Marine Laboratory, 91 p., 2006.

CLARKE, K. R.; WARWICK, R. M. Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation. PRIMER-E. Plymouth: Plymouth Marine Laboratory, 2001. 172 p.

COLLIER, K. J.; CLEMENTS, B. L. Influences of catchment and corridor imperviousness on urban stream macroinvertebrate communities at multiple spatial scales. **Hydrobiologia**, v. 664, p. 35-50, 2011.

CORTEZZI, S. S.; BISPO, P. C.; PACIENCIA, G. P.; LEITE, R. C. Influência da ação antrópica sobre a fauna de macroinvertebrados aquáticos em riachos de uma região de cerrado do sudoeste do Estado de São Paulo. **Iheringia**, Série Zoologia, v. 99, n. 1, p. 36-43, 2009.

COSTA, C.; IDE, S.; SIMONKA, C. C. **Insetos imaturos**. Metamorfose e Identificação. Ribeirão Preto: Holus, 249 p., 2006.

CRIST, T. O.; VEECH, J. A.; GERING, J. C.; SUMEMRVILLE, K. S. Partitioning Species diversity across landscapes and regions: a hierarchical analysis of α , β and γ diversity. **The American Naturalist**, Chicago, v. 162, p. 734-743, 2003.

CYRINO, J. E. P.; KUBITZA, F. **Piscicultura**. Cuiabá: Sebrae, 1996. 86 p.

CZECH, H. A.; PARSONS, K. C. Agricultural wetlands and waterbirds: a review. **Waterbirds**, Waco, v. 25, p. 56-65, 2002.

DANTAS, M. E.; VIEIRO, A. C.; SILVA, D. R. A. Origem das paisagens. In: VIERO, A. C.; DA SILVA, D. R. A. (Eds.). **Geodiversidade do estado do Rio Grande do Sul**. 2010, pp. 35-50. Porto Alegre.

DA-SILVA, E. R. Estratégias de adaptação das espécies de Ephemeroptera às condições ambientais da restinga de Maricá, estado do Rio de Janeiro. In: NESSIMIAN, J. L.; CARVALHO, A. L. (Eds.). **Ecologia de Insetos aquáticos**. Series Oecologia Brasiliensis, vol. V. PPGE-UFRJ, Rio de Janeiro, Brasil. 1998, pp. 29-40.

DELLA BELLA, V.; BAZZANTI, M.; CHIAROTTI, F. Macroinvertebrate diversity and conservation status of Mediterranean ponds in Italy: water permanence and mesohabitat influence. **Aquatic Conservation**, v. 15, p. 583-600, 2005.

DeVRIES, P. J.; MURRAY, D.; LANDE, R. Species diversity in vertical, horizontal, and temporal dimensions of a fruit-feeding butterfly community in an Ecuadorian rainforest. **Biological Journal of the Linnean Society**, v. 62, p. 343-364, 1997.

DOMÍNGUEZ, E.; FERNÁNDEZ, H. R. 2009 **Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos – Sistemática e biología**. Universidad Nacional de Tucumán. San Miguel de Tucumán: Facultad de Ciencias Naturales e Instituto M. Lillo, 2009. 654 p.

ELPHICK, C. S. Functional equivalency between rice fields and seminatural wetland habitats. **Conservation Biology**, v. 14, n. 1, p. 181-191, 2000.

EMBRAPA CLIMA TEMPERADO. **Cultivo do Arroz Irrigado no Brasil**. Sistemas de Produção, n. 3, versão Eletrônica, novembro 2005. Disponível em: <[http://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/FontesHTML/Arroz/ArrozIrrigadoBrasil/index .htm](http://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/FontesHTML/Arroz/ArrozIrrigadoBrasil/index.htm)>. Acesso em: 30.04.2013.

ENGEN, S.; SAETHER, B.; SVERDRUP-THYGESON, A.; GROGAN, V.; ODEGAARD, F. Assessment of species diversity from species abundance distributions at different localities. **Oikos**, v. 117, n. 5, p. 738-748, 2008.

EPLER, J. H. **Identification manual for the larval Chironomidae (Diptera) of North and South Carolina**. Orlando: Department of Environmental and Natural Resources: Division of Water Quality. 2001.

EROS, T. Partitioning the diversity of riverine fish: the roles of habitat types and non-native species. **Freshwater Biology**, v. 52, n. 7, p. 1400-1415, 2007.

FEPAM – Fundação de Amparo ao Meio Ambiente. Qualidade Ambiental: Região Hidrográfica do Guaíba. 2002. Disponível em: <<http://www.fepam.rs.gov.br/qualidade/jacui.asp>>. Acesso em: 12.01.2015.

FERNANDO, C. H. Rice field ecology and fish culture – an overview. **Hydrobiologia**, v. 259, p. 91-113, 1993.

FERNANDO, C. H. Rice fields are aquatic, semi-aquatic, terrestrial and agricultural: A complex and questionable limnology. In: TIMOTIUS, K. H.; GOLTENBOTH, F. (Eds.). **Tropical limnology**. Salatiga, v. 1, p. 121-148, 1995.

FERNANDO, C. H.; FOREST, H. S.; HERBERT, C. **A bibliography of references to rice field aquatic fauna, their ecology and rice-fish culture**. New York, State University of New York Press, New York, 1993. 111 p.

FERREIRA PERUQUETI, P. S.; FONSECA-GUESSNER, A. A comunidade de Odonata (Insecta) em áreas naturais de Cerrado e monocultura no nordeste do estado de São Paulo, Brasil: relação entre uso do solo e riqueza faunística. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 20, n. 2, p. 219-224, 2003.

FINLAYSON, C. M.; DAVIDSON, N. C.; SPIERS, A. G.; STEVENSON, N. J. Global wetland inventory – current status and future priorities. *Marine and Freshwater Research*, v. 50, n.8, p. 717 – 727, 1999.

FLACH, P. Z. S.; OZORIO, C. P.; MELO, A. S. Alpha and beta components of diversity of freshwater nematodes at different spatial scales in subtropical coastal lakes. *Fundamental and Applied Limnology / Archiv für Hydrobiologie*, v. 180, n. 3, p. 249-258(10), 2012.

FLOSS, E. C. S.; KOTZIAN, C. B.; SPIES, M. R.; SECRETTI, E. Diversity of non-biting midge larvae assemblages in the Jacuí River basin, Brazil. **Journal of Insect Science**, Tucson, v. 12, p. 1-33, 2012.

FLOSS, E. C. S. SECRETTI, E.; KOTZIAN, C. B.; SPIES, M. R.; PIRES, M. M. Spatial and temporal distribution of non-biting midge larvae assemblages in streams in a mountainous region in southern Brazil. **Journal of Insect Science**, Madison, v. 13, p. 1-27, 2013.

FONTANA, D. C.; BERLATO, M. A. Influência do El Niño Oscilação Sul Sobre a Precipitação Pluvial no Estado do Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Agrometeorologia**, Santa Maria, v.5, n.1, p.127-132. 1997.

FRITZSONS, E.; MANTOVANI, L. E.; CHAVES NETO, HINDI, E. C. A influência das atividades mineradoras na alteração do pH e da alcalinidade em águas fluviais: o exemplo do rio Capivari, região do carste paranaense. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 14, n. 3, p. 381-390, 2009.

FULAN, J. A.; HENRY, R. The Odonata (Insecta) assemblage on Eichhornia azurea (Sw.) Kunth (Pontederiaceae) stands in Camargo Lake, a lateral lake on the Paranapanema River (state of São Paulo, Brazil), after an extreme inundation episode. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 18, n. 4, p. 423-431, 2006.

GILINSKY, E. The role of fish predation and spatial heterogeneity in determining benthic community structure. **Ecology**, v. 65, n. 2, p. 455-468, 1984.

GOMES, A. S.; MAGALHAES, A. M. D. JR. **Arroz Irrigado no Sul do Brasil** (Irrigated Rice in Southern Brazil). Pelotas: Embrapa Clima Temperado, 900 p., 2004.

GOTELLI, N. J.; COLWELL; R. K. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. **Ecology Letters**, Oxford, n. 4, p. 379-391, 2001.

GOTELLI, N. J.; ENTSMINGER, G. L. EcoSim: null models software for ecology. Version 7.72, 2005. Disponível em: <<http://homepages.together.net/~gentsmin/ecosim.htm>>. Acesso em: 10.05.2013.

GUERESCHI, R. M.; GESSNER, A. A. F. Macroinvertebrados bentônicos na avaliação da qualidade da água de três córregos na Estação Ecológica de Jataí, Luiz Antônio - SP (Brasil). In: Santos, J. E.; Pires, J. S. R. (Eds.). **Estação Ecológica de Jataí**. São Carlos: Rima, v. 2, p. 707-720, 2000.

HALWART, M. Biodiversity and nutrition in rice-based aquatic ecosystems. **Journal of Food Composition and Analysis**, San Diego, n. 19, p. 747-751, 2006.

HECKMAN, C. W. Rice Field ecology in North East Thailand. **Monographs in Biology**, The Hague, v. 34, p. 1-228, 1979.

HEINO J.; LOUHI P.; MUOTKA, T. Identifying the scales of variability in stream macroinvertebrate abundance, functional composition and assemblage structure. **Freshwater Biology**, v. 49, p. 1230-1239, 2004.

HEPP, L. U.; MELO, A. S. Dissimilarity of stream insect Assemblages: effects of multiple scales and spatial distances. **Hydrobiologia**, v. 703, p. 239-246, 2013.

HURLBERT, S. H. The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters. **Ecology**, v. 52, n. 4, p. 577-586, 1971.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). 2004. Mapa de vegetação do Brasil. Brasília, IBGE. Disponível em: <ftp://geofp.ibge.gov.br/mapas_tematicos/mapas_murais> Acesso em: 28.04.2013.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA (INMET). 2012. Dados meteorológicos – Estações automáticas. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br/porta/>> Acesso em 20.12.2014.

INSTITUTO RIO GRANDENSE DO ARROZ (IRGA). Acompanhamento da Semeadura do Arroz Irrigado no Rio Grande do Sul – Safra 2011/2012. Disponível em: <http://www.irga.rs.gov.br>. Acesso em: 03.05.2013.

ITO, A. Changes of water temperature, pH, dissolved oxygen, inorganic nitrogen, and phosphorus concentrations in flowing Irrigation water on paddy surface. **Soil Science and Plant Nutrition**, v. 33, n. 3, p. 449-459, 1987.

JOST, L.; DeVRIES, P.; WALLA, T.; GREENEY, H.; CHAO, A.; RICOTTA, C. Partitioning diversity for conservation analyses. **Diversity and Distributions**, v. 16, n. 1, p. 65-76, 2010.

KHALAF, A. N.; MACDONALD, L. J. Physicochemical conditions in temporary ponds in the New Forest. **Hydrobiologia**, v. 47, n. 2, p. 301-318, 1975.

KLEINE, P.; TRIVINHO-STRIXINO, S. Chironomidae and other macroinvertebrates of a first order stream: community response after habitat fragmentation. **Acta Limnologica Brasiliensia**, Botucatu, v. 17, n. 1, p. 81-90, 2005.

KOTZIAN, C. B.; MARTELLO, A. R.; SANTIN, L. F.; BRAUN, B. M.; PIRES, M. M.; SEGRETTI, E.; DAVANSO, R. S.; SALAVARREY, A. V. B. Macroinvertebrados aquáticos de rios e riachos da Encosta do Planalto, na região central do estado do Rio Grande do Sul (Brasil). **Ciência e Natura**, v. 36 Ed. Especial II, p. 621-645, 2014.

KOVALENKO, K. E.; Thomaz, S. M.; Warfe, D. M. Habitat complexity: approaches and future directions. **Hydrobiologia**, The Hague, v. 685, p. 1-17, 2012.

KRUPEK, R. A.; BRANCO, C. C. Z.; PERES, C. K. Estudo comparativo de parâmetros limnológicos de duas bacias de drenagem da região Centro-Sul do estado do Paraná, Sul do Brasil. **Ambiência**, Maringá, v. 8, n. 3, p. 821-831, 2012.

LANDE, R. Statistics and partitioning of species diversity, and similarity among multiple communities. **Oikos**, Copenhagen, v. 76, p. 5-13, 1996.

LAWLER, S. P. Rice fields as temporary wetlands. **Israel Journal of Zoology**, Jerusalem, v. 47, p. 513-528, 2001.

LEGENBRE, P.; GALLAGHER, E. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. **Oecologia**, v. 129, p. 271-280, 2001.

LEGENBRE, P.; LEGENBRE, L. **Numerical ecology**. Amsterda, Elsevier, 853 p., 1998.

LEITÃO, S.; PINTO, P.; PEREIRA, T.; BRITO, M. F. Spatial and temporal variability of macroinvertebrate communities in two farmed Mediterranean rice fields. **Aquatic Ecology**, Dordrecht, v. 41, p. 373–386, 2007.

LIGEIRO, R.; MELO, A. S.; CALLISTO, M. Spatial scale and the diversity of macroinvertebrates in a Neotropical catchment. **Freshwater Biology**, v. 55, p. 424–435, 2010.

LUPI, D.; ROCCO, A.; ROSSARO, B. Benthic macroinvertebrates in Italian rice fields. **Journal of Limnology**, v. 72, n. 1, p. 184-200, 2013.

MACHADO, I. F.; MALTCHIK, L. Can management practices in rice fields contribute to amphibian conservation in southern Brazilian wetlands? **Aquatic conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, Malden, n. 20, p. 39–46, 2010.

MAGURRAN, A. E. Measuring Biological Diversity. **African Journal of Aquatic Science**, v. 29. p. 285-286, 2004.

MALTCHIK, L. Three new wetlands inventories in Brazil. **Interciencia**, v. 28, p. 421–423, 2010

MALTCHIK, L.; STENERT, C.; KOTZIAN, C. B.; PEREIRA, D. Responses of freshwater molluscs to environmental factors in Southern Brazil wetlands. **Brazilian Journal of Biology**, v. 70, n. 3, p. 473-482, 2010.

MALTCHIK, L., ROLON, A. S.; STENERT, C.; MACHADO, I. F.; ROCHA, O. Can Rice field channels contribute to biodiversity conservation in Southern Brazilian wetlands? **Revista de Biología Tropical**. San Jose, v. 59, n. 4, p. 1895-1914, 2011.

MALUF, J. R. T. Nova classificação climática do Estado do Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Agrometeorologia**, Santa Maria, v. 8, n. 1, p. 141-150, 2000.

MARQUES, M. M. G. S. M.; BARBOSA, F. A. R.; CALLISTO, M. Distribution and abundance of Chironomidae (Diptera, Insecta) in an impacted watershed in south-east Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 59, n. 4, p. 553-561, 1999.

MERCANTE, C. T. J.; BICUDO, C. E. M. Variação espacial e temporal de características físicas e químicas no Açude do Jacaré, Moji Guaçu, Estado de São Paulo. **Acta Limnológica Brasiliensia**, v. 8, n. 1, p. 75-101, 1996.

MOLOZZI, J.; HEPP, L. U.; DIAS, A. S. Influence of Rice Crop on the Benthic Community in Itajaí Valley (Santa Catarina, Brazil). **Acta Limnológica Brasiliensia**, v. 19, p. 383-392, 2007.

- MORENO, J. A. **Clima do Rio Grande do Sul**. Secretaria da Agricultura do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1961.
- MORMUL, R. P.; THOMAZ, S. M.; TAKEDA, A. M.; BEHREND, R. D. L. Structural Complexity and Distance from Source Habitat Determine Invertebrate Abundance and Diversity. **Biotropica**, v. 43, p. 738–745, 2011.
- MOSS, G.; MOSS, M. **Projeto Brasil das Águas – Sete rios – Araguaia**. Brasília, 107 p. 2007.
- NARANJO, L. G. An evaluation of the first inventory of South American wetlands. **Vegetatio**, v. 118, p. 125-129, 1995.
- NEIFF, J. J.; IRIONDO, M. H.; CARIGNAN, R. Large Tropical South American Wetlands: An Overview. In: **Proceedings of the Internat. Workshop on the Ecology and Management of Aquatic-Terrestrial Ecotones**, Washington DC, USA, p.156-165, 1994.
- NERI, D. B.; KOTZIAN, C. B.; SIEGLOCH, A. E. Composição de Heteroptera aquáticos e semi-aquáticos na área de abrangência da U.H.E. Dona Francisca, RS, Brasil: fase de preenchimento. **Iheringia**, Série Zoologia, Porto Alegre, v. 95, p. 421-429, 2005
- NIMER, E. Clima. In: **IBGE - Geografia do Brasil**, Região Sul. SERGRAF-IBGE, Rio de Janeiro, 1977, p.35-79.
- NOLTE, U. 1995. From egg to imago in less than seven days: *Apedilum elachistus* (Chironomidae). In: CRANSTON, P. S. (Ed.). **Chironomids: from Genes to Ecosystems**. Proceedings, 12th International Symposium on Chironomidae, Canberra, CSIRO, Australia, p. 177-184, 1994.
- OVERBECK, G.; MULLER S. C.; FIDELIS, A. T.; PFADENHAUER, J.; PILLAR, V. D.; BLANCO, C. C.; BOLDRINI, I. L.; BOTH, R.; FORNECK, E. D. Brazil's neglected biome: the South Brazilian Campos. **Perspectives in Plant Ecology Evolution and Systematics**, Jena, v. 9, n. 2, p. 101-116, 2007.
- PANATTA, A.; STERNET, C.; FREITAS, S. M. F. DE.; MALTCHIK, L. Diversity of chironomid larvae in palustrine wetlands of the coastal plain in the south of Brazil. **Limnology**, v, 7, p. 23-30, 2006.
- PILLAR, V. D. P.; MULLER, S. C.; CASTILHOS, Z. M. S.; JACQUES, A. V. A. **Campos Sulinos - conservação e uso sustentável da biodiversidade**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2009. 403 p.
- PIMENTEL, D. Food production and the energy crisis. **Science**, v. 182, p. 443-449, 1973.
- PINDER, L. C. V.; REISS, F. The larvae of Chironominae (Diptera: Chironomidae) of the Holarctic region – Keys diagnoses. In: WINDERHOLM, T. **Chironomidae of the Holarctic region Keys and diagnoses**. Part 1 – Larvae. Entomologia Scandinavica Supplements. 1983, 457 p.

PIRES, M. M.; KOTZIAN, C. B.; SPIES, M. R. Diversity of Odonata (Insecta) larvae in streams and farm ponds of a montane region in southern Brazil. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 13, p. 259-267, 2013.

PIRES, M. M.; KOTZIAN, C. B.; SPIES, M. R.; BAPTISTA, V. A. Comparative assessment of aquatic macroinvertebrate diversity in irrigated rice fields and wetlands through different spatial scales: an additive partitioning approach. **Marine & Freshwater Research**, 2015. No prelo.

PRINCIPE, R. E.; BOCCOLINI, M. F.; CORIGLIANO, M. C. Structure and spatial-temporal dynamics of Chironomidae fauna (Diptera) in upland and lowland fluvial habitats of the Chocancharava River Basin (Argentina). **Hydrobiology**, The Hage, v. 93, p. 342-357, 2008.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. R Development Core Team. 2009. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org>.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. R Development Core Team. 2012. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org>.

RÍOS-ESCALANTE, P.; MANSILLA, A.; ANDERSON, C. B. Revisión de la distribución de *Hyaella* Smith, 1874 (Crustacea, Amphipoda) en la Patagonia e islas adyacentes. **Latin American Journal of Aquatic Research**, v. 40, n. 2, p. 462-466, 2012.

RIZO-PATRÓN, V. F.; KUMAR, A.; COLTON, M. B. M.; SPRINGER, M.; TRAMA, F. A. Macroinvertebrate communities as bioindicators of water quality in conventional and organic irrigated rice fields in Guanacaste, Costa Rica. **Ecological Indicators**, v. 29, p. 68-78, 2013.

ROGER, P. A. 1996. **Biology and management of the floodwater ecosystem in rice fields**. International Rice Research Institute, Los Banos, Laguna, Philippines, 250 p.

RUSEK, J. Biodiversity of Collembola and their functional role in the ecosystem. **Biodiversity & Conservation**, v. 7, n. 9, p. 1207-1219, 1998.

SALVARREY, A. V. B.; KOTZIAN, C. B.; SPIES, M. R.; BRAUN, B. M. The influence of natural and anthropic environmental variables on the structure and spatial distribution along longitudinal gradient of macroinvertebrate communities in southern Brazilian streams. **Journal of Insect Science**, Madison, v. 14, p. 1-23, 2014.

SCHNEIDER, C.; GIES, D. Effects of El Niño–Southern Oscillation on southernmost South America precipitation at 538S revealed from NCEP–NCAR reanalyses and weather station data. **International Journal of Climatology**, v. 24, n. 9, p. 1057–1076, 2004.

SECRETARIA ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE (SEMA). **Relatório Anual sobre a situação dos Recursos Hídricos no Rio Grande do Sul**. Porto Alegre, 2002. Disponível em: < <http://www.sema.rs.gov.br/>> Acesso em: 13.04.2013.

SECRETARIA ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE (SEMA). Bacia hidrográfica do Rio Camaquã. 2010 Disponível em: <http://www.sema.rs.gov.br/conteudo.asp?cod_menu=57&cod_conteudo=6469> Acesso em 15.01.2015.

SHINE, C.; KLEMM, C. **Wetlands, Water and the Law: Using Law to Advance Wetland Conservation and Wise Use**. Gland, IUCN, 1999. 332 p.

SIEGLOCH, A. E.; FROEHLICH, C. G.; KOTZIAN, C. B. Composition and diversity of Ephemeroptera (Insecta) nymph communities in the middle section of the Jacuí River and some tributaries, southern Brazil. **Iheringia**, Série Zoologia, Porto Alegre, v. 98, p. 425-432, 2008.

SIMÕES, R. I. Comunidade de moluscos bentônicos na área de abrangência da Usina Hidrelétrica de Dona Francisca, Rio Jacuí, Rio Grande do Sul, Brasil: fase de pré e pós-enchimento do reservatório. 2002, 218f. Dissertação (Mestrado em Biologia Animal), Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2002.

SOCIEDADE SUL-BRASILEIRA DE ARROZ IRRIGADO (SOSBAI). **Arroz irrigado: recomendações Técnicas da Pesquisa para o Sul do Brasil**. Bento Gonçalves, RS. Porto Alegre: SOSBAI, 2010, 188 p.

SPIES, M.; ANDERSEN, T.; EPLER, J.H.; WATSON JUNIOR, C. N. Chironomidae (Non-biting midges). In: BROWN, B.V.; BORKENT, A.; CUMMING, J. M.; WOOD, D. M.; WOODLEY, N. E.; ZUMBADO, M. A. (Eds.). **Manual of Central American Diptera**. NRC Research Press, Ottawa, 2009. p.437-480.

SPIES, M. R; FROEHLICH, C. G.; KOTZIAN, C. B. Composition and diversity of trichoptera (Insecta) larvae communities in the middle section of the jacuí river and some tributaries, state of Rio Grande do Sul, Brazil. **Iheringia**: Série Zoologia, Porto Alegre, v. 96, n. 4, p. 389-398, 2006.

STENERT, C; SANTOS, E. M.; MALTCHIK, L. Levantamento da diversidade de macroinvertebrados em áreas úmidas do Rio Grande do Sul (Brasil). **Acta Biológica Leopoldensia**, São Leopoldo, v. 26, n. 2, p. 225-240, 2004.

STENERT, C.; MALTCHIK, L. Influence of area, altitude and hydroperiod on macroinvertebrate communities in southern Brazil wetlands. **Marine and Freshwater Research**, v. 58, p. 993–1001, 2007.

STENERT, C.; BACCA, R. C.; MOSTARDEIRO, C. C.; MALTCHIK, L. Environmental predictors of macroinvertebrate communities in coastal wetlands of southern Brazil. **Marine and Freshwater Research**, v. 59, p. 540–548, 2008.

STENERT, C.; BACCA, R. C.; MALTCHIK L., ROCHA, O. Can hydrologic management practices of rice fields contribute to macroinvertebrate conservation in southern Brazil wetlands? **Hydrobiologia**, Den Haag, n. 635, p.339– 350, 2009.

STENERT, C.; BACCA, R. C.; AVILA, A. C.; MALTCHIK, L.; ROCHA, O. Do Hydrologic Regimes Used in Rice Fields Compromise the Viability of Resting Stages of Aquatic Invertebrates? **Wetlands**, Athens, n. 30, p.989–996, 2010.

SUHLING, F.; BEFELD, S.; HÄUSLER, M.; KATZUR, K.; LEPKOJUS, S.; MESLEARD, F. Effects of insecticide applications on macroinvertebrate density and biomass in rice-fields in the Rhône-delta, France. **Hydrobiologia**, v. 431, p. 69-79, 2000.

TEIXEIRA, M. B.; COURA NETO, A. B.; PASTORE, U.; RANGEL FILHO, A. L. R. Vegetação. In: **Levantamento dos recursos naturais**. Rio de Janeiro: IBGE, v. 33, p. 541-632, 1986.

TER BRAAK, C. J. F.; SMILAUER, P. **CANOCO Reference manual and CanoDraw for Windows user's guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5)**. Ithaca, Microcomputer Power, 500pp, 2002.

THOMAZ, S. M.; DIBBLE, E. D.; EVANGELISTA, L. R.; HIGUTI, J.; BINI, L. M. Influence of aquatic macrophyte habitat complexity on invertebrate abundance and richness in tropical lagoons. **Freshwater Biology**, n. 53, p. 358–367, 2008.

TOMAZELLI, L. J.; DILLENBURG, S. R.; VILLWOCK, J. A. Late Quaternary Geological History of Rio Grande do Sul Coastal Plain, Southern Brazil. **Revista Brasileira de Geociências**, v. 30, n. 3, p. 470-472, 2000.

TRINDADE, C. R. T.; FURLANETTO, L. M.; PALMA-SILVA, C. Nycthemeral cycles and seasonal variation of limnological factors of a subtropical shallow lake (Rio Grande, RS, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 21, n. 1, p. 35-44, 2009.

TRIVINHO-STRIXINO, S. **Larvas de Chironomidae: Guia de identificação**. v. 1, 2, 3. São Carlos: gráfica UFScar, 2011. 371 p.

VERHOEF, H. A.; WITTEVEEN, J. Water balance in Collembola and its relation to habitat selection, cuticular water loss and water uptake. **Journal of Insect Physiology**, v. 26, p. 201-208, 1980.

VIEIRA, E. F.; RANGEL, S. S. **Planície costeira do Rio Grande do Sul: Geografia física, vegetação e dinâmica socioeconômica**. Porto Alegre, Sagra. 1988, 256p.

VILLWOCK, J. A. Contribuição à geologia do holoceno da província costeira do Rio Grande do Sul – Brasil. 1972, 133 p. Dissertação de Mestrado Instituto de Geociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1972.

WAECHTER, J. L. **Comunidades vegetais das restingas do RS**. p. 228-248 em: II Simpósio de Ecossistemas da costa sul e sudeste brasileira, Águas de Lindóia, 1990. V.3, 1990.

WELLBORN G. A.; SKELLY D. K.; WERNER E. E. Mechanisms creating community structure across a freshwater habitat gradient. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, v. 27, p. 337-363, 1996.

WHITTAKER, R. H. Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. **Ecological Monographs**, v. 30, p. 279–338, 1960.

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

WISSINGER, S. A. Ecology of wetland invertebrates. Synthesis and applications for conservation and management. In: Batzer, D. P.; Rader, R. B.; Wissinger, S. A. (Eds.). **Invertebrates in freshwater wetlands of North America: ecology and management**. John Wiley and Sons, New York. 1999. p. 1043–1086

WREGGE, M. S.; STEINMETZ, S.; REISSER JR, C.; ALMEIDA, I. R. DE. **Atlas climático da Região Sul do Brasil: Estados do Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul**. Embrapa Clima Temperado, Pelotas, 2011.

ZAMANILLO, E. A.; TUCCI, C. E. M.; SIMOES-LOPES M. O. & LANNA, A. E. Management of navigation in the Jacui river. **Water International**, Montpellier, v. 14, p. 181-192, 1989.

ZAR, J. H. **Biostatistical Analysis**, 4th ed. Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ. 662 pp, 1999.

Anexo 1 - Composição e abundância de táxons de macroinvertebrados aquáticos encontrados nas áreas de arrozais da Depressão Central e da Planície Costeira, RS, Brasil. (Lg: legenda dos táxons).

Região	Depressão Central				Planície Costeira					
Área de arrozal	DC1	DC2	DC3	Subtotal	PC1	PC2	PC3	Subtotal	Total	
Táxons	Lg									
Hirudinea	g1	3	8	33	44	4	51	3	58	102
Oligochaeta	g2	373	449	77	899	84	488	64	636	1384
Acarina	g3	0	2	2	4	7	4	16	27	31
Aranae	g4	22	3	44	69	77	52	51	180	249
<i>Hyalella</i>	g5	6	2	0	8	16	11	52	79	87
Ostracoda	g6	0	9	24	33	48	35	35	118	151
<i>Elodes</i>	g7	1	0	0	1	0	0	0	0	1
Dytiscidae	g8	0	2	29	31	0	18	1	19	50
<i>Acilius</i>	g9	0	0	1	1	0	0	0	0	1
<i>Celina</i>	g10	0	1	0	1	0	0	0	0	1
<i>Dytiscus</i>	g11	0	0	8	8	0	0	0	0	8
<i>Hydroporus</i>	g12	1	0	2	3	3	7	5	15	18
<i>Hydrovatus</i>	g13	0	0	5	5	0	0	0	0	5
<i>Laccophilus</i>	g14	1	3	8	12	3	7	41	51	63
<i>Rhantus</i>	g15	0	2	0	2	0	0	0	0	2
<i>Thermonectus</i>	g16	0	6	19	25	0	0	0	0	25
<i>Pelonomus</i>	g17	0	0	0	0	0	6	0	6	6
Elmidae	g18	1	0	2	3	0	3	0	3	6
<i>Gonielmis</i>	g19	0	0	0	0	1	0	0	1	1
<i>Macronychus</i>	g20	0	0	1	1	0	0	0	0	1
<i>Promoresia</i>	g21	0	0	4	4	0	0	0	0	4
<i>Stenelmis</i>	g22	1	0	1	2	0	0	0	0	2
Hydrochidae	g23	0	0	0	0	2	0	0	2	2
<i>Hydrochus</i>	g24	0	0	0	0	0	1	0	1	1
Hydrophilidae	g25	2	4	18	24	32	166	0	198	222
<i>Berosus</i>	g26	1	19	16	36	16	17	29	62	98
<i>Enochrus</i>	g27	0	0	1	1	0	0	0	0	1
<i>Hydrobiomorpha</i>	g28	33	20	77	130	9	1	27	37	167
<i>Hydrobius</i>	g29	0	4	3	7	12	6	17	35	42
<i>Sperchopsis</i>	g30	0	0	8	8	3	1	4	8	16
<i>Tropisternus</i>	g31	50	16	35	101	25	28	14	67	168
Noteridae	g32	0	0	2	2	1	1	0	2	4
<i>Coelambus</i>	g33	0	0	0	0	0	5	0	5	5
<i>Hydrocanthus</i>	g34	0	3	20	23	0	2	2	4	27
Scirtidae	g35	1	0	3	4	0	0	0	0	4
Collembola	g36	8	1	22	31	47	107	129	283	314
Ceratopogonidae	g37	128	126	75	329	1	14	32	47	376
Chaoboridae	g38	0	0	1	1	0	0	0	0	1
<i>Apedilum</i>	g39	196	327	219	742	2	0	0	2	744

Região	Depressão Central				Planície Costeira					
Área de arrozal	DC1	DC2	DC3	Subtotal	PC1	PC2	PC3	Subtotal	Total	
Táxons	Lg									
<i>Asheum</i>	g40	0	0	0	0	0	1	1	2	2
<i>Beardius</i>	g41	1	0	0	1	0	0	0	0	1
<i>Chironomus</i>	g42	216	439	29	684	9	55	33	97	781
<i>Cryptochironomus</i>	g43	3	2	1	6	0	1	0	1	7
<i>Dicrotendipes</i>	g44	19	0	1	20	0	0	0	0	20
<i>Goeldichironomus</i>	g45	258	266	29	553	30	329	79	438	991
<i>Parachironomus</i>	g46	156	77	178	411	154	577	282	1013	1424
<i>Polypedilum</i>	g47	72	20	46	138	5	12	25	42	180
<i>Saetheria</i>	g48	1	0	0	1	0	0	0	0	1
<i>Tanytarsus</i>	g49	815	488	166	1469	52	321	293	666	2135
<i>Zavreliella</i>	g50	0	0	3	3	0	0	6	6	9
<i>Corynoneura</i>	g51	53	10	0	63	7	5	0	12	75
<i>Cricotopus</i>	g52	48	13	5	66	48	102	11	161	227
<i>Metriocnemus</i>	g53	0	0	0	0	1	0	0	1	1
<i>Paracladius</i>	g54	3	0	0	3	0	0	0	0	3
<i>Parametriocnemus</i>	g55	64	0	0	64	0	0	0	0	64
<i>prox. Paratendipes</i>	g56	0	0	0	0	0	0	1	1	1
<i>Thienemanniella</i>	g57	14	1	0	15	0	0	0	0	15
<i>Ablabesmyia</i> (Karelia)	g58	356	398	677	1431	619	548	911	2078	3509
<i>Clinotanypus</i>	g59	1	0	3	4	0	0	0	0	4
<i>Coelotanypus</i>	g60	0	0	1	1	1	1	0	2	3
<i>Djalmabatista</i>	g61	210	48	48	306	5	109	6	120	426
<i>Labrundinia</i>	g62	13	1	19	33	24	10	14	48	81
<i>Larsia</i>	g63	4	9	10	23	0	2	17	19	42
<i>Monopelopia</i>	g64	0	4	32	36	9	36	6	51	87
<i>Procladius</i>	g65	3	4	5	12	0	0	0	0	12
<i>Tanypus</i>	g66	27	63	12	102	28	40	13	81	183
Culicidae	g67	32	17	241	290	0	92	121	213	503
Dolichopodidae	g68	0	1	0	1	0	1	2	3	4
Ephydriidae	g69	0	0	0	0	0	6	0	6	6
Simuliidae	g70	2	0	0	2	0	0	0	0	2
Stratiomyidae	g71	0	0	5	5	0	8	19	27	32
Tabanidae	g72	0	0	0	0	0	2	0	2	2
Tipulidae	g73	17	1	40	58	0	8	2	10	68
<i>Callibaetis</i>	g74	59	77	336	472	2	83	116	201	673
<i>Caenis</i>	g75	16	16	7	39	0	24	136	160	199
<i>Campsurus</i>	g76	2	0	0	2	0	0	0	0	2
Belostomatidae	g77	0	0	0	0	0	8	6	14	14
<i>Belostoma</i>	g78	21	13	126	160	139	25	29	193	353
Corixidae	g79	0	0	0	0	1	11	1	13	13
<i>Sigara</i>	g80	10	20	148	178	33	24	49	106	284
<i>Buenoa</i>	g81	0	0	2	2	0	0	0	0	2
<i>Notonecta</i>	g82	0	1	5	6	3	3	0	6	12

Região	Depressão Central				Planície Costeira				Subtotal	Total
	DC1	DC2	DC3	Subtotal	PC1	PC2	PC3	Subtotal		
Área de arrozal										
Táxons	Lg									
<i>Acanthagrion</i>	g83	106	25	169	300	330	354	239	923	1223
<i>Ischnura</i>	g84	18	31	26	75	1	7	0	8	83
<i>Oxyagrion</i>	g85	16	11	24	51	123	99	52	274	325
<i>Telebasis</i>	g86	0	22	0	22	1	1	0	2	24
<i>Lestes</i>	g87	0	0	0	0	1	3	0	4	4
<i>Erythrodiplax</i>	g88	32	9	60	101	44	43	47	134	235
<i>Micrathyria</i>	g89	2	14	5	21	0	1	4	5	26
<i>Orthemis</i>	g90	0	2	3	5	2	0	0	2	7
<i>Tramea</i>	g91	3	0	0	3	1	2	0	3	6
Perlidae	g92	0	2	5	7	0	0	0	0	7
<i>Oxyethira</i>	g93	9	6	6	21	36	26	25	87	108
<i>Cymellus</i>	g94	0	1	0	1	0	0	0	0	1
<i>Pomacea</i>	g95	17	7	5	29	0	5	7	12	41
<i>Hebetancylus</i>	g96	1	1	0	2	0	6	0	6	8
<i>Heleobia</i>	g97	0	0	0	0	1	0	0	1	1
<i>Lymnea</i>	g98	0	0	0	0	0	2	0	2	2
<i>Biomphalaria</i>	g99	185	16	11	212	2	88	49	139	351
<i>Drepanotrema</i>	g100	3	6	9	18	10	116	54	180	198
<i>Pisidium</i>	g101	0	0	0	0	0	1	5	6	6
<i>Anodontites</i>	g102	0	0	1	1	0	0	0	0	1
Nematoda	g103	25	40	3	68	1	3	17	21	89
Total		3741	3189	3262	10192	2116	4232	3200	9548	19589
Riqueza		58	59	70	87	52	68	52	76	103