

UNIVERSIDADE DO VALE DO RIO DOS SINOS - UNISINOS
UNIDADE ACADÊMICA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA
NÍVEL MESTRADO

BRUNA MALLMANN DA SILVA

**USO DE SEDIMENTOS DE ÁREAS ÚMIDAS NATURAIS NA EMERGÊNCIA DE
INVERTEBRADOS AQUÁTICOS EM ARROZAIIS DO SUL DO BRASIL**

São Leopoldo
2019

S586u Silva, Bruna Mallmann da.

Uso de sedimentos de áreas úmidas naturais na emergência de invertebrados aquáticos em arrozais do sul do Brasil / Bruna Mallmann da Silva. – 2019.

41 f. : il. ; 30 cm.

Dissertação (mestrado) – Universidade do Vale do Rio dos Sinos, Programa de Pós-Graduação em Biologia, 2019.

“Orientador: Prof. Dr. Leonardo Maltchik Garcia.”

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

(Bibliotecária: Silvana Dornelles Studzinski – CRB 10/2524)

Bruna Mallmann da Silva

USO DE SEDIMENTOS DE ÁREAS ÚMIDAS NATURAIS NA EMERGÊNCIA DE
INVERTEBRADOS AQUÁTICOS EM ARROZAIIS DO SUL DO BRASIL

Dissertação apresentada como requisito
parcial para obtenção do título de Mestre
em Biologia, pelo Programa de Pós-
Graduação em Biologia da Universidade
do Vale do Rio dos Sinos - UNISINOS

Área de Concentração: Diversidade e
Manejo de Vida Silvestre

Orientador: Prof. Dr. Leonardo Maltchik Garcia

São Leopoldo

2019

Bruna Mallmann da Silva

USO DE SEDIMENTOS DE ÁREAS ÚMIDAS NATURAIS NA EMERGÊNCIA DE
INVERTEBRADOS AQUÁTICOS EM ARROZAIIS DO SUL DO BRASIL

Dissertação apresentada como requisito
parcial para obtenção do título de Mestre
em Biologia, pelo Programa de Pós-
Graduação em Biologia da Universidade
do Vale do Rio dos Sinos - UNISINOS

Aprovada em ___/___/___

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Leonardo Maltchik Garcia – UNISINOS

Prof. Dra. Maria Virginia Petry - UNISINOS

Profa. Dra. Rosane Maria Lanzer - UCS

AGRADECIMENTOS

Gratidão é a maior de todas as virtudes e por esse momento sou eternamente grata aos meus pais, Carlos e Lurdes, que dão asas aos meus sonhos; às minhas irmãs, Patrícia e Kamila, que me tornam uma pessoa melhor todos os dias; ao meu noivo, pelo seu companheirismo, apoio e compreensão; aos professores Leonardo e Cristina, pela acolhida, por confiarem no meu trabalho e pela oportunidade de fazer pesquisa junto ao LECEA; aos colegas do LECEA; aos meus primeiros mentores que têm minha admiração e são responsáveis pelo meu amor à limnologia, professores Rosane Lanzer e Alois Schafer; aos meus familiares por todas as orações e pensamentos positivos.

RESUMO

O aumento da conscientização sobre os serviços das áreas úmidas e a extensão da perda e degradação destes habitats resultaram em maiores esforços para protegê-los e restaurá-los. A capacidade de retornar a estados originais após distúrbios torna a comunidade zooplanctônica uma ferramenta útil para avaliar a restauração de áreas úmidas degradadas. O principal objetivo deste estudo foi avaliar padrões de recuperação de arrozais através do restabelecimento da comunidade de zooplâncton utilizando sedimentos de áreas úmidas naturais em ensaios de laboratório. Nossas hipóteses de estudo foram: (1) a riqueza e abundância de invertebrados é menor nos arrozais do que nas lagoas naturais; (2) a riqueza de invertebrados é maior à medida que aumentamos suplementos de lagoas naturais; (3) a composição dos invertebrados varia entre diferentes suplementos de sedimentos. Para tanto, a coleta de sedimentos foi realizada em oito áreas úmidas na Planície Costeira do sul do Brasil. O experimento foi dividido em quatro tratamentos: sedimento de arrozais, sedimento de áreas úmidas naturais, 95% de sedimento de arrozais e 5% de sedimento de áreas naturais e 70% de sedimento de arrozais e 30% de sedimento de áreas naturais, porcentagens correspondentes a pesagem de sedimento seco. Um total de 4,493 indivíduos, pertencentes a 24 táxons foi encontrado ao longo do experimento. As hipóteses de que a riqueza e abundância de invertebrados é menor nos arrozais do que nas lagoas naturais e menor em sedimentos com menor quantidade de suplementos de sedimentos de lagoas naturais foram rejeitadas no nosso estudo, onde os tratamentos não influenciaram nesta variação. A hipótese de que a composição dos invertebrados varia entre diferentes suplementos de sedimentos de lagoas naturais em sedimentos de arrozais foi corroborada em nosso estudo, uma vez que a composição diferiu principalmente entre sedimentos de arrozais e lagoas naturais, e entre sedimentos com mais sedimento de lagoa natural em sedimento de arrozal. Esses resultados indicam que suplementos de sedimentos de lagoas naturais pode ser uma estratégia de recuperação importante para lavouras abandonadas pelo homem. Os resultados encontrados neste estudo mostraram que existe recuperação de espécies da comunidade zooplanctônica de propágulos dormentes ao inserir sedimentos de áreas úmidas naturais em arrozais.

Palavras-chave: áreas úmidas, propágulos dormentes, restauração.

ABSTRACT

Increased awareness of wetlands services and the extent of the loss and degradation of these habitats have resulted in greater efforts to protect and restore them. The ability to return to original states after disturbances makes the zooplankton community a useful tool for assessing restoration of degraded wetlands. The main objective of this study was to evaluate rice paddy recovery patterns by reestablishing the zooplankton community using natural wetland sediments in laboratory trials. Our hypotheses of study were: (1) the richness and abundance of invertebrates is lower in the rice fields than in the natural wetland; (2) the richness of invertebrates is greater as we increase natural wetland supplements; (3) the composition of invertebrates varies between different sediment supplements. To do this, the sediment sampling was carried out in eight wetlands in the Coastal Plain of southern Brazil. The experiment was divided into four treatments: rice paddy sediment, sediment from natural wetlands, 95% rice sediment and 5% sediment from natural areas and 70% rice sediment and 30% sediment from natural areas, corresponding percentages the weighing of dry sediment. A total of 4,493 individuals belonging to 24 taxa were found throughout the experiment. The hypotheses that the richness and abundance of invertebrates is lower in the rice paddies than in the natural wetlands and lower in sediments with fewer natural lagoon sediment supplements were rejected in our study, where treatments did not influence this variation. The hypothesis that the composition of invertebrates varies between different sediment supplements of natural wetlands in rice paddy sediments was corroborated in our study, since the composition differed mainly between rice paddy sediments and natural wetlands, and between sediments with more natural wetlands sediment in rice paddy sediment. These results indicate that natural wetland sediment supplements may be an important recovery strategy for man-abandoned crops. The results found in this study showed that there is recovery of species from the zooplankton community of dormant propagules when inserting sediments of natural moist areas in rice fields.

Key words: wetlands, dormant propagules, restoration.

SUMÁRIO

1. APRESENTAÇÃO.....	8
2. REFERENCIAL TEÓRICO.....	9
2.1 Áreas Úmidas Intermitentes.....	9
2.2 Restauração de Áreas Úmidas.....	12
2.3 Propágulos Dormentes de Invertebrados Aquáticos.....	14
2.4 Referências Bibliográficas.....	16
3. ARTIGO: USO DE SEDIMENTOS DE ÁREAS ÚMIDAS NATURAIS NA EMERGÊNCIA DE INVERTEBRADOS AQUÁTICOS EM ARROZAIS.....	23
3.1 Introdução.....	23
3.2 Material e Métodos.....	26
3.2.1 Área de Estudo.....	26
3.2.2 Delineamento Amostral.....	26
3.2.2.1 Amostragem do Sedimento.....	27
3.2.2.2 Procedimentos em Laboratório.....	27
3.2.3 Análise de Dados.....	28
3.3 Resultados.....	29
3.4 Discussão.....	32
3.5 Considerações Finais.....	35
3.6 Referências.....	36

1. APRESENTAÇÃO

A estrutura desta dissertação está dividida em duas partes. A primeira parte é o referencial teórico abordando tópicos relevantes sobre áreas úmidas, restauração ecológica e propágulos dormentes de invertebrados aquáticos. Esse marco teórico está atualizado com referências importantes para o desenvolvimento das hipóteses deste trabalho. A segunda parte da dissertação são os resultados apresentados em forma de artigo científico. O principal objetivo deste trabalho foi analisar a capacidade de restauração de arrozais através de suplementos de sedimentos de áreas úmidas naturais. Nosso objetivo foi alcançado comparando o restabelecimento da comunidade de zooplâncton em sedimentos de arrozais, sedimentos de lagoas naturais e sedimentos de arrozais com suplementos de sedimentos de lagoas naturais. Nossas hipóteses de estudo foram: (1) a riqueza e abundância de invertebrados é menor nos arrozais do que em lagoas naturais; (2) a riqueza de invertebrados é maior à medida que aumentamos suplementos de lagoas naturais; (3) a composição dos invertebrados varia entre diferentes suplementos de sedimentos, uma vez que os estímulos para a produção de estágios latentes diferem entre as espécies. Tendo-se em vista a publicação dos resultados deste estudo, a formatação do artigo científico foi baseada nas normas do periódico *Restoration Ecology*, cujo escopo e relevância se enquadram nos objetivos dessa dissertação.

2. REFERENCIAL TEÓRICO

A conservação das áreas úmidas desempenha um papel significativo na prestação de serviços ecossistêmicos e é amplamente reconhecida. Entretanto, o uso excessivo de pesticidas e fertilizantes químicos em campos de arroz convencionais contaminam as águas subterrâneas e superficiais, e a bioacumulação de resíduos através da cadeia alimentar leva à redução da diversidade e mudanças na composição de espécies (Pingali e Roger, 1995). Outro fator agravante é que áreas úmidas localizadas em terras agrícolas privadas são vistas como áreas não produtivas (Dias e Belcher, 2015) e, como resultado, drenadas e convertidas em campos agrícolas (Bartzen et al., 2010; Schroder et al., 2018).

2.1. Áreas Úmidas Intermitentes

Áreas úmidas são locais da paisagem com tempo de água superficial suficiente para o desenvolvimento de organismos que tenham forte dependência hídrica e formação de solos hídricos (Junk et al., 2013). Áreas úmidas proporcionam diversos serviços ecossistêmicos, como armazenamento e purificação de água, recarga de aquíferos, regulação de microclimas, tamponamento de descargas de rios e córregos, retenção de sedimentos, recreação, ecoturismo, armazenamento de carbono orgânico, produção de madeira, plantas medicinais, peixes, produtos agrícolas, água potável para humanos e animais (Junk et al., 2013; Schriever, 2015). Os serviços ecossistêmicos prestados pelas áreas úmidas têm valores de mercado diretos ou benefícios quantificáveis para diversos setores da sociedade, como por exemplo, produção agrícola, peixes, filtração de água e habitat para milhares de espécies, considerados fundamentais para a vida humana (Alexander e McInnes, 2012).

A Convenção de Ramsar de 1971 surgiu com a decorrência da preocupação sobre as ameaças que as áreas úmidas vinham sofrendo. Essa convenção serviu para ações nacionais e cooperação internacional, entrando em vigor em 1975. Até os dias atuais é o único tratado global sobre meio ambiente que discute um ecossistema em particular (Ramsar, 2013). O Brasil firmou essa convenção em 1993, e na condição de signatário se responsabiliza por levantamentos e classificação de suas áreas úmidas, e estudos para sua proteção. Desde sua adesão, o Brasil promoveu a inclusão de 27 áreas úmidas continentais à Lista de Ramsar (Ramsar, 2019). No estado do Rio Grande do

Sul temos dois sítios Ramsar designados: o Parque Nacional da Lagoa do Peixe e a Reserva Ecológica do Taim.

Áreas úmidas são consideradas importantes subsídios tróficos para uma gama variada de espécies incluindo mamíferos, répteis, anfíbios, aves, peixes, invertebrados e diversificada flora, além de serem consideradas ecossistemas de elevada produtividade e diversidade biológica, sendo evidente a necessidade de sua proteção (Mitsch e Gosselink, 2007; Getzner, 2002; Ramsar, 2013). Por sua extensão territorial, apresentam ampla variação climática e fisiogeográfica que, por sua vez, origina áreas úmidas com diferentes características. Dentre tantos fatores, pode-se citar principalmente o tipo de solo, a fonte hídrica, a geologia e altitude como importantes para determinar a estrutura e dinâmica das comunidades biológicas em áreas úmidas (Maltchik et al., 2004). Áreas úmidas são ecossistemas com alto valor agregado de serviços por hectare (Costanza et al., 1997) devido à sua biodiversidade e aos intensos processos biogeoquímicos. A Avaliação dos Ecossistemas do Milênio reconhece a enorme importância econômica mundial das áreas úmidas, valorando em até 15 bilhões de dólares em 1997 (Secretaría de Ramsar Evaluación de los Ecosistemas del Milenio, 2005).

Cerca de metade das áreas úmidas da América do Sul estão em território brasileiro (Gomes e Magalhães, 2004), totalizando mais de 3 mil unidades inventariadas, com tamanho médio inferior a 1 km², perfil esse obtido como consequência direta da fragmentação gerada pela expansão agrícola (Gibbs, 2000; Maltchik, 2003). Pesquisas vêm mostrando ao longo dos últimos anos que as áreas úmidas das paisagens agrícolas, como os arrozais, proporcionam serviços que contribuem para o bem-estar humano, incluindo o provisãoamento (alimentos, lenha), regulando o ambiente (controle de cheias, qualidade da água, abastecimento de água), fornecendo habitat (biodiversidade) e serviços culturais (recreação, estética) (Teeb, 2010). O Brasil é o maior produtor de arroz do continente americano e o extremo sul do Brasil responde por até 70% da produção nacional (CONAB, 2015; IRGA, 2013). Os arrozais fornecem habitats aquáticos para a diversidade biológica das áreas úmidas naturais (Koshida e Katayama, 2018), e como 75% da produção global de arroz é colhida em campos irrigados (Maclean et al., 2013), nos períodos de inundação eles se tornam áreas complementares dos ecossistemas úmidos naturais (Elphick, 2000; Lawler, 2001). Muitas práticas utilizadas na agricultura moderna relacionadas ao uso de agroquímicos, técnicas de preparo do solo e mudanças no regime hidrológico afetam negativamente a viabilidade, diversidade e abundância de bancos de ovos de

invertebrados (Gleason et al., 2003). As consequências negativas do uso repetido das práticas de manejo podem ser mais significativas durante longos períodos em campos de arroz convencionais mais velhos. Nesse sentido, os pesquisadores devem trabalhar na conscientização dos produtores para utilizar métodos que favoreçam a ocorrência de espécies de áreas úmidas naturais nos sistemas agrícolas (Lawler, 2001; Stenert et al., 2016).

Mesmo sendo considerados ecossistemas de grande importância, as áreas úmidas costeiras estão listadas entre os ecossistemas naturais mais degradados em todo o mundo (Barbier, 2011). Essas áreas são, continuamente, ameaçadas pela ação humana, que avança sobre as mesmas por ação da agricultura, centros urbanos e diversas formas de poluição. A estreita relação entre áreas úmidas e seu hidroperíodo geram risco adicional devido às mudanças climáticas globais, capazes de alterar os ciclos naturais e, assim, as inundações e a sua frequência (Gibbs, 2000; Cobelas et al., 2005; Angeler et al., 2007). Devido às atividades humanas, mais da metade destes ecossistemas foram perdidos no início do século XX, na América do Norte, Europa, Austrália e China (Mitsch e Gosselink, 2007). A compreensão da responsabilidade para com os ecossistemas associados a essas áreas é fundamental (Gomes e Magalhães, 2004), a despeito de somarem apenas 5% da cobertura terrestre, aproximadamente 24% da produção mundial e 40% da diversidade de espécies no planeta pertencerem às áreas úmidas (Williams, 1993; Gibbs, 2000). A degradação das áreas úmidas ameaça, seriamente, a segurança ecológica e o desenvolvimento regional sustentável (Cui et al., 2018).

Degradação de áreas úmidas é definida como a alteração de uma área úmida existente ou intacta que leva a uma simplificação ou alteração em sua estrutura, função, composição e, por sua vez, a perda da biodiversidade e os serviços dos ecossistemas (Moreno et al., 2012). Apesar da falta de dados precisos, estima-se que metade das áreas úmidas, em nível global, já foram perdidas, e essa perda vale para vários biomas (Mitsch e Gosselink, 2007; Carvalho e Ozorio, 2007; Batzer e Sharitz, 2014). No sul do Brasil, dados conservativos apontam que, aproximadamente, 90% das áreas úmidas originais já foram parcialmente afetadas, principalmente devido à expansão agrícola (Maltchik et al., 2003; Gomes e Magalhães, 2004).

A falta de compreensão e de informação sobre o valor dos serviços destas áreas conduziu, em geral, à sua omissão na tomada de decisões públicas sobre a conservação das áreas úmidas (Brander et al., 2013). Estudos demonstraram que lugares

onde as áreas úmidas se encontram degradadas aumenta a pobreza da população e cresce a pressão sobre os recursos das áreas úmidas restantes, o que conduz a uma degradação maior de outras áreas úmidas e maior pobreza (Kumar e Zhao, 2011). Nesse sentido, a restauração e a criação de áreas úmidas têm sido debatidas para o desenvolvimento das populações humanas de forma integrada com os recursos e potencialidades do território (Comín et al., 2001).

2.2. Restauração de Áreas Úmidas

A restauração ecológica dos arrozais são ações sustentáveis importantes para a estabilidade ecológica e desenvolvimento econômico (Clewel e Aronson, 2007; DE Groot et al., 2013). A restauração e criação de áreas úmidas foram listadas como temas importantes nas conferências internacionais sobre estes ambientes (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). O processo de auxiliar a recuperação de um ecossistema que foi degradado, danificado ou destruído (McDonald et al., 2016) é uma oportunidade para reverter a degradação do habitat, aumentar a biodiversidade e fornecer importantes serviços ecossistêmicos (MEA, 2005; Wortley et al., 2013; Hughes et al., 2017), através de manipulações do habitat (Wilcox et al., 2006). A restauração desempenha um papel fundamental no gerenciamento de recursos naturais e decisões políticas (Suding, 2011; Blomberg et al., 2018).

Alexander e McInnes (2012) apontaram que a proteção e a restauração devem constituir um elemento fundamental nas estratégias nacionais e mundiais de mitigação da mudança climática, e ressaltam que mediante à restauração de áreas degradadas se incrementa a capacidade de adaptação e ajuste destes ecossistemas. Desde a década de 1960 grandes esforços têm sido feitos para restaurar os ecossistemas danificados (Daily, 1995; The Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2010). Porém, existe uma necessidade urgente de desenvolver e melhorar os métodos de restauração ambiental para reabilitar ou restaurar as zonas costeiras degradadas (Zhao et al., 2016).

A maioria dos projetos de restauração de áreas úmidas tem múltiplas finalidades com vistas à qualidade da comunidade biológica e funcionamento hidrológico do sistema (Wheeler, 1995). Dentre os atributos das atividades de restauração exitosas estão: a utilização de espécies nativas e grupos funcionais; ecossistemas autossustentáveis e resiliência integrados à paisagem geral; e a redução ou eliminação das causas da degradação (Society for Ecological Restoration, 2004).

Fatores abióticos, como o tamanho dos ecossistemas restaurados e o clima podem afetar as taxas de recuperação, taxas de recuperação mais elevadas também poderiam ser esperadas em climas mais quentes do que em climas frios, devido aos processos mais acelerados nos ecossistemas (Rey et al., 2009; Jones e Schmitz, 2009; Rustad et al., 2001). Outro fator importante observado por alguns pesquisadores é a inclusão da avaliação dos valores sociais e culturais da restauração de áreas úmidas na determinação do sucesso de projetos de restauração. As diretrizes para avaliar um projeto de restauração podem ser categorizadas em atributos ecológicos, econômicos e sociais (Shackelford et al., 2013). O Plano Estratégico para a Biodiversidade 2011-2020 estabelece como objetivo a restauração de 15% dos ecossistemas degradados até 2020 (The Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2010).

O número de estudos de restauração publicados na bibliografia científica aumentou nos últimos 20 anos (Wortley et al., 2013). Jones e Schmitz (2009) revisaram 236 estudos de restauração e verificaram que apenas um terço demonstrou recuperação completa do ecossistema, enquanto dois terços relataram recuperação parcial ou nenhuma. Benayas et al (2009) realizaram uma meta-análise de 89 estudos e descobriram que, embora os resultados mostrem fornecimento de biodiversidade e serviços ecossistêmicos, os valores dos locais restaurados estavam abaixo do nível de referência. A eficácia variável das práticas de restauração destaca os muitos desafios que a implementação bem-sucedida desses projetos envolve (Maron et al., 2012). Comín et al. (2001) demonstraram rápida recuperação da diversidade paisagística, aumento da heterogeneidade espacial e melhora na qualidade da água de lavouras restauradas na Espanha.

Poucos estudos têm utilizado organismos aquáticos em projetos de restauração. As técnicas atuais incluem engenharia de restauração, biorremediação e auto recuperação (Cui et al., 2018). A técnica de engenharia envolve a restauração da funcionalidade e valor de áreas úmidas degradadas através de vários métodos (Ray, 2007; Jarzemyk et al., 2013), como sedimentos dragados (Day et al., 2007; Mattson, 2014), água suplementar (Natuhara et al., 2005; Day et al., 2007) e técnica de desmineralização (Davis e Froend, 1999). Outras técnicas abordam pautas como inundação, semeadura, transplante e restauração de ciclos históricos de desidratação (Kiehl e Wagner 2006; Klimkowska et al., 2007; Spencer e Bousquin, 2014) e têm atraído a atenção de pesquisadores e gestores ao longo dos anos.

A compreensão dos processos naturais de colonização é crucial para o manejo da restauração de habitats e do restabelecimento da comunidade (Badosa et al., 2017; Law et al., 2017). Além disso, conhecer os processos de restauração é fundamental para a interpretação dos padrões de diversidade de espécies (Seymour e Altermatt, 2014) e disseminação de espécies exóticas (Abdelkrim et al., 2005; Drake, 2006). Estudos indicaram que parte da biota aquática utiliza campos de arroz como áreas complementares de áreas úmidas (Stenert et al., 2010) e de bancos de ovos de invertebrados (Stenert, 2009; Maltchik e Rolon, 2010). Vários autores avaliaram a importância dos propágulos dormentes de invertebrados na recuperação de comunidades aquáticas porque são fontes de energia importantes para vários grupos de organismos em sistemas de áreas úmidas (Brown e Batzer, 2001; Gleason et al., 2003; Stanczak e Keiper, 2004; Jenkins e Boulton, 2007).

2.3. Propágulos Dormentes de Invertebrados Aquáticos

Bancos de ovos são formados por propágulos dormentes ou estruturas similares com caráter de resistência por parte de invertebrados aquáticos, constituindo-se como reserva ecológica evolutiva fundamental (Gaikwad et al., 2008). A estratégia da dormência aparenta ser a mais utilizada por invertebrados em prol da sobrevivência, em áreas úmidas temporárias. Além disso, pode ser adotada não só em resposta às variações na disponibilidade hídrica, mas também em resposta a variações no pH do meio, salinidade, profundidade do nível de água e, predominantemente, em virtude da reduzida concentração de oxigênio dissolvido na água, bem como severas alterações na temperatura (Wiggins et al., 1980; Valk, 2006; Sipaúba-Tavares et al., 2014). O processo de dormência foi investigado em diferentes grupos de invertebrados em relação ao estresse hídrico, sendo constatados casulos de proteção de larvas de Chironomidae (Danks, 1987), cistos de Copepoda (Dahms, 1995), ovos efipiais de Cladocera (Dodson e Frey, 2001) e ovos resistentes à dessecação de outros grupos de invertebrados (Thorp e Covich, 2001). Os estágios adormecidos nos sedimentos mostraram conter uma maior diversidade genética do que a encontrada nas comunidades ativas (Vandekerkhove et al., 2005; Olmo et al., 2012; Iglesias et al., 2016).

A diversidade de espécies é um preditor significativo de produção primária, secundária, uso de recursos, resistência à invasão em quaisquer ecossistemas, além de ser considerada um componente essencial da integridade biológica (Duffy, 2009;

Cardinale et al., 2012; Eivers, 2018; Naeem et al., 2016). A comunidade zooplânctônica fornece um elo crítico entre produtores primários e níveis tróficos superiores (Gray et al., 2012; Kattel, 2012). Além disso, organismos zooplânctônicos são considerados excelentes modelos para uma avaliação econômica do sucesso da colonização de novos habitats, tanto de uma perspectiva ecológica (Cáceres e Soluk, 2002; Cohen e Shurin, 2003) quanto genética (Ortells et al., 2012; Haag et al., 2005).

O zooplâncton que se dispersa passivamente através de ovos dormentes pode colonizar habitats a partir de poucos propágulos (Badosa et al., 2017). O banco de propágulos dormentes recoloniza a diversidade e o funcionamento das áreas úmidas recém inundadas, constituindo fonte alimentar para colonizadores tardios, como anfíbios, peixes e aves (Jenkins e Boulton, 2007). A identidade e a abundância desses recolonizadores iniciais determinarão a composição da comunidade biológica (Brendonck e De Meester, 2003; Louette et al., 2008), fornecendo um excelente modelo para a compreensão da restauração e da ecologia da comunidade (Louette et al., 2009; Badosa et al., 2010), fundamentais para o sucesso das áreas úmidas temporárias (Dietz-Brantley et al., 2002). Por esta razão, a abundância e a diversidade do banco de ovos podem ter um impacto considerável na estrutura e dinâmica das comunidades (Marcus et al., 1994; Hairston, 1996; Cáceres, 1998). Recentemente, foi desenvolvido o índice de integridade da estrutura da comunidade e o maior índice de abundância para avaliar o sucesso da resiliência e restauração da comunidade (Jaunatre et al., 2013).

O principal objetivo deste estudo foi analisar a capacidade de restauração de arrozais através de suplementos de sedimentos de áreas úmidas naturais. Nosso objetivo será alcançado comparando o restabelecimento da comunidade de zooplâncton em sedimentos de arrozais, sedimentos de lagoas naturais e sedimentos de arrozais com suplementos de sedimentos de banhados naturais. As hipóteses de estudo foram: 1. Sedimentos provenientes de lagoas naturais apresentarão uma comunidade emergente mais rica e abundante do que a comunidade emergente dos arrozais, já que estudos anteriores demonstraram que a riqueza das áreas úmidas naturais é maior do que nas lavouras de arroz (Ávila et al., 2015); 2. A riqueza de espécies zooplânctônicas aumentará à medida que a introdução de sedimentos de lagoas naturais em sedimentos de arrozais aumente.

2.4. Referências Bibliográficas

Abdelkrim J, Pascal M, Calmet C, Samadi S (2005) Importance of assessing population genetic structure before eradication of invasive species: examples from insular Norway rat populations. *Conservation Biology* 19:1509-1518.

Alexander S e McInnes R (2012) Los beneficios de la restauración de humedales. *Notas de información científica y técnica de Ramsar nº 4*. Gland, Suiza.

Angeler DG, Boulton BAJ, Jenkins BMK, Sáncheza B, Cobelasc MA e Carrilloc SS (2007) Alternative states and temporary wetlands: Research opportunities for understanding effects of anthropogenic stress and natural disturbance. *Environmental Research Advances Nova Science Publishers* 17: 1105-1115.

Ávila AC, Boelter T, Martins dos Santos R, Stenert C, Würdig NL, Rocha O, Maltchik L (2015) The effects of different rice cultivation systems and ages on resting stages of wetland invertebrates in southern Brazil. *Marine and Freshwater Research* 66: 276-285.

Badosa A, Frisch D, Arechederra A, Serrano L, Green AJ (2010) Recovery of zooplankton diversity in a restored Mediterranean temporary marsh in Donana National Park (SW, Spain). *Hydrobiologia* 654:67-82.

Badosa A, Frisch D, Green AJ, Rico C, Gómez A (2017) Isolation mediates persistent founder effects on zooplankton colonisation in new temporary ponds. *Scientific Reports* 7: 43983; doi: 10.1038/srep43983.

Barbier EB (2011) Coastal wetland restoration and the deepwater Horizon oil spill. *Vanderbilt Law Review*, 64.

Bartzen BA, Dufour KW, Clark RG, Caswell FD (2010) Trends in agricultural impact and recovery of wetlands in prairie canada. *Ecological Applications* 20(2):525-538.

Batzer DP e Sharitz RR (eds.) (2014) *Ecology of freshwater and estuarine wetlands*. University of California Press, Berkeley, CA, USA.

Benayas JMR, Newton AC, Diaz A, Bullock JM (2009) Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: a meta-analysis. *Science* 325:1121-1124.

Blomberg BN, Pollack JB, Montagna PA, Yoskowitz DW (2018) Evaluating the U.S. estuary restoration act to inform restoration policy implementation: a case study focusing on oyster reef projects. *Marine Policy*, 91:161-166.

Brander L, Brouwer R, Wagtendonck A (2013) Economic valuation of regulating services provided by wetlands in agricultural landscapes: A meta-analysis. *Ecological Engineering* 56: 89-96.

Brendonck L e De Meester L (2003) Egg banks in freshwater zooplankton: evolutionary and ecological archives in the sediment. *Hydrobiologia* 49: 65-84.

Brown SC e Batzer DP (2001) Birds, plants, and macroinvertebrates as indicators of restoration success in New York marshes. In: Rader RB, Batzer DP, Wissinger SA (Eds.). *Bioassessment and Management of North American Freshwater Wetlands*. New York: John Wiley and Sons.

- Cáceres CE (1998) Interspecific variation in the abundance, production, and emergence of daphnia diapausing eggs. *Ecology* 79(5): 1699-1710.
- Cáceres CE e Soluk DA (2002) Blowing in the wind: a field test of overland dispersal and colonization by aquatic invertebrates. *Oecologia* 131:402-408.
- Cardinale BJ, Duffy JE, Gonzalez A, et al. (2012) Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 486: 59-67.
- Carvalho AB, Ozorio CP (2007) Avaliação sobre os banhados do Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista de Ciências Ambientais, Canoas* 1:83-95.
- Clewell AF, Aronson J (2007) *Ecological restoration: principles, values and structures of an emerging profession*. Island Press, Washington D.C.
- Cobelas MA, Rojo C e Angeler DG (2005) Mediterranean Limnology: Status, gaps and future. *Journal of Limnology* 64: 13-29.
- Cohen GM e Shurin JB (2003) Scale dependence and mechanisms of dispersal in freshwater zooplankton. *Oikos* 103: 603-617.
- Comín FA, Romero JA, Hernández O, Menéndez M (2001) Restoration of wetlands from abandoned rice fields for nutrient removal, and biological community and landscape diversity. *Restoration Ecology* 9: 201-208.
- CONAB Companhia Nacional de Abastecimento (2015) *A Cultura do Arroz*. <http://www.conab.gov.br> (accessed 14 August 2018).
- Costanza R, d'Arge R, DeGroot R, Farber S, Grasso M (1997) The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253-260.
- Cui L, Guosheng L, Ninglei O, Fengyun M, Fu Y, Youtian Z, Xiaoyang H (2018) Analyzing coastal wetland degradation and its key restoration technologies in the coastal area of Jiangsu, China. *Wetlands*. <https://doi.org/10.1007/s13157-018-0997-6>
- Dahms HU (1995) Dormancy in the Copepoda – an overview. *Hydrobiologia* 360: 199-211.
- Daily GC (1995) Restoring value to the world's degraded lands. *Science*, 269: 350-354.
- Danks HV (1987) *Insect dormancy: an ecological perspective*. *Biological Survey of Canada Monograph Series No. 1*. Ottawa, Canada: National Museum of Natural Sciences.
- Davis JA e Froend R (1999) Loss and degradation of wetlands in southwestern Australia: underlying causes, consequences and solutions. *Wetlands Ecology and Management*, 7: 13-23.
- Day JW, Boesch DF, Clairain EJ, Kemp GP, Laska SB, Mitsch WJ, Orth K, Mashriqui H, Reed DJ, Shabman L, Simenstad CA, Streever BJ, Twilley RR, Watson CC, Wells JT, Whigham DF (2007) Restoration of the Mississippi Delta: lessons from hurricanes Katrina and Rita. *Science* 315(5189):1679-1684.
- Drake JM (2006) Heterosis, the catapult effect and establishment success of a colonizing bird. *Biology Letters* 2:304-307.

- De Groot RS, Blignaut J, Ploeg SVD, Aronson J, Elmqvist T, Farley J (2013) Benefits of investing in ecosystem restoration. *Conservation Biology* 27(6): 1286-1293.
- Dias V e Belcher K (2015) Value and provision of ecosystem services from prairie wetlands: a choice experiment approach. *Ecosystem Services*, 15: 35-44.
- Dietz-Brantley SE, Taylor BE, Batzer DP, Debiase AE (2002) Invertebrates that aestivate in dry basins of Carolina bay wetlands. *Wetlands* 22: 767-775.
- Dodson SI e Frey DG (2001) Cladocera and other Branchiopoda. In: Thorp JH e Covich AP (Eds.). *Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates*. New York: Academic Press.
- Duffy JE (2009) Why biodiversity is important to the functioning of real-world ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7: 437-444.
- Eivers R, Duggan IC, Hamilton DP, Quinn JM (2018) Constructed treatment wetlands provide habitat for zooplankton communities in agricultural peat lake catchments. *Wetlands* 38: 95-108.
- Elphick CS (2000) Functional equivalency between rice fields and seminatural wetland habitats. *Conservation Biology* 14:181-191.
- Gaikwad SR, Ingle KN, Thorat SR (2008) Study of zooplankton emergence pattern and resting egg diversity of recently dried water dobies in North Maharashtra Region. *Journal of Environmental Biology* 29 (3): 353-356.
- Getzner M (2002) Investigating public decision about protecting wetlands. *Journal of Environmental Management* 64: 237-246.
- Gibbs JP (2000) Wetland loss and biodiversity conservation. *Conservation biology* 14 (1): 314-317.
- Gleason RA, Euliss NH, Hubbard D, Duffy WG (2003) Effects of Sediment Load on Emergence of Aquatic Invertebrates and Plants from Wetland Soil Egg and Seed Banks. *Wetlands* 23: 26-34.
- Gomes AS e Magalhães JAM (2004) Arroz irrigado no Sul do Brasil. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica.
- Gray DK, Arnott SE, Shead JA, Derry AM (2012) The recovery of acid damaged zooplankton communities in Canadian Lakes: the relative importance of abiotic, biotic and spatial variables. *Freshwater Biology* 57:741-758.
- Haag CR, Riek M, Hottinger JW, Pajunen VI, Ebert D (2005) Genetic diversity and genetic differentiation in *Daphnia* metapopulations with subpopulations of known age. *Genetics* 170:1809-1820.
- Hairton NG (1996) Zooplankton egg banks as biotic reservoirs in changing environments. *Limnology and Oceanography* 41: 1087-1092.
- Hughes AR, Grabowski JH, Leslie HM, Scyphers S, Williams SL (2017) Inclusion of biodiversity in habitat restoration policy to facilitate ecosystem recovery. *Conservation Letters* 00(00).

Iglesias C, Bonecker C, Brandão L, Crispim MC, Eskinazi-Sant'Anna EM, Gerhard M, Portinho JL, Maia-Barbosa P, Panarelli E, Santangelo JM (2016) Current knowledge of South American cladoceran diapause: A brief review. *International Review of Hydrobiology* 101: 1-14.

IRGA Instituto Rio Grandense do Arroz (2013) Acompanhamento da Semeadura do Arroz Irrigado no Rio Grande do Sul – Safra 2012/2013. <http://www.irga.rs.gov.br> (accessed 15 August 2018).

Jarzemsky RD, Ii MRB, Evans RO (2013) The impact of manipulating surface topography on the hydrologic restoration of a forested coastal wetland. *Ecological Engineering* 58(10):35-43.

Jaunatre R, Buisson E, Muller I, Morlon H, Mesléard F, Dutoit T (2013) New synthetic indicators to assess community resilience and restoration success. *Ecological Indicators* 29: 468-477.

Jenkins KM e Boulton AJ (2007) Detecting impacts and setting restoration targets in arid-zone Rivers: aquatic micro-invertebrate responses to reduced floodplain inundation. *Journal of Applied Ecology* 44 (4): 823-832.

Jones HP e Schmitz OJ (2009) Rapid recovery of damaged ecosystems. *Plos One* 4: e5653. doi:10.1371/journal.pone.0005653.13.

Junk WJ, Piedade MTF, Lourival R, Wittman F, Kandus P, Lacerda LD, Bozelli RL, Esteves FA, *et al.*, (2013) Brazilian wetlands: their definition, delineation, and classification for research, sustainable management, and protection. *Aquatic Conservation of Marine and Freshwater Ecosystems* 24: 5-22.

Kattel GR (2012) Can we improve management practice of floodplain lakes using cladoceran zooplankton? *River Research and Applications* 28:1113-1120.

Kiehl K e Wagner C (2006) Effect of hay transfer on long-term establishment of vegetation and grasshoppers on former arable fields. *Restoration Ecology* 14:157-166.

Klimkowska A, Van Diggelen R, Bakker JP, Grootjans AP (2007) Wet meadow restoration in Western Europe: a quantitative assessment of the effectiveness of several techniques. *Biological Conservation* 140:318-328.

Koshida C e Katayama N. (2018) Meta-analysis of the effects of rice-field abandonment on biodiversity in Japan *Conservation Biology*. doi: 10.1111/cobi.13156.

Kumar JLG e Zhao YQ (2011) A review on numerous modeling approaches for effective, economical and ecological treatment wetlands. *Journal of Environmental Management* 92: 400–406.

Law A, Gaywood MJ, Jones KC, Ramsay P, Willby NJ (2017) Using ecosystem engineers as tools in habitat restoration and rewilding: beaver and wetlands. *Science of the Total Environment* 605-606:1021-1030.

Lawler SP (2001) Rice fields as temporary wetlands: a review. *Israel Journal of Zoology* 7: 513–528.

Louette G, De Meester L, Declerck S (2008) Assembly of zooplankton communities in newly created ponds. *Freshwater Biology* 53: 2309-2320.

- Louette G, Declerck S, Vandekerckhove J, De Meester L (2009) Evaluation of restoration measures in a shallow lake through a comparison of present day zooplankton communities with historical samples. *Restoration Ecology* 17: 629-640.
- Maclean J, Hardy B, Hettel G (2013) Rice almanac: source book for one of the most important economic activities on earth. International Rice Research Institute (IRRI), Philippines. http://books.irri.org/0851996361_content.pdf.
- Maltchik L (2003) Three new wetlands inventories in Brazil. *Interciencia* 28 (7): 421-423.
- Maltchik L, Costa ES, Becker CG, Oliveira AE (2003) Inventory of wetlands of Rio Grande do Sul (Brazil). *Pesquisas Botânicas* 53: 89-100.
- Maltchik L, Rolon AS, Guadagnin D e Stenert C (2004) Wetlands of Rio Grande do Sul, Brazil: a classification with emphasis on plant communities. *Acta Limnologica Brasiliensia* 16 (2): 137-151.
- Maltchik L e Rolon AS (2010) Does flooding of rice fields after cultivation contribute to wetland plant conservation in southern Brazil? *Applied Vegetation Science* 13: 26-35.
- Marcus NH, Lutz R, Burnett W, Cable P (1994) Age, viability, and vertical distribution of zooplankton resting eggs from an anoxic basin: evidence of an egg bank. *Limnology Oceanography* 39: 154–158.
- Maron M, Hobbs RJ, Moilanen A, Matthews JW, Christie K, Gardner TA, Keith DA, Lindenmayer DB, McAlpine CA (2012) Faustian bargains? Restoration realities in the context of biodiversity offset policies. *Biological Conservation* 155:141-148.
- Mattson GAI (2014) Characterization of dredged sediment used in coastal restoration and marsh creation projects. Dissertation, University of New Orleans.
- McDonald T, Gann GD, Jonson J, Dixon KW (2016) International standards for the practice of ecological restoration – including principles and key concepts. Washington, DC: Society for Ecological Restoration.
- Millennium Ecosystem Assessment (MEA) (2005) *Ecosystems and Human Well-Being: Current State and Trends*.
- Mitsch WJ e Gosselink JG (2007) *Wetlands*. Hoboken (New Jersey): John Wiley & Sons, Inc. 177–183.
- Moreno-Mateos D, Power ME, Comín FA, Yockteng R (2012). Structural and Functional Loss in Restored Wetland Ecosystems. *Plos One Biology* 10: 1.
- Naeem S, Chazdon R, Duffy JE, Prager C, Worm B. (2016) Biodiversity and human well-being: an essential link for sustainable development. *Proceedings of the Royal Society B* 283:2016-2091.
- Natuhara Y, Kitano M, Goto K, Tsuchinaga T, Imai C, Tsuruho K, Takada H (2005) Creation and adaptive management of a wild bird habitat on reclaimed land in Osaka port. *Landscape and Urban Planning* 70(3– 4):283–290.

- Olmo C, Armengol X, Ortells R (2012) Re-establishment of zooplankton communities in temporary ponds after autumn flooding: Does restoration age matter? *Limnologica* 42: 310–319.
- Ortells R, Olmo C, Armengol X (2012) Colonization in action: genetic characteristics of *Daphnia magna* Strauss (Crustacea, Anomopoda) in two recently restored ponds. *Hydrobiologia* 689:37-49.
- Pingali PL, Roger PA (1995) Impact of pesticides on farmer health and rice environment. Natural Resource Management and Policy, International Rice Research Institute. 676 p.
- Ramsar (2013) Manual de la Convención de Ramsar: Guía a la Convención sobre los Humedales (Ramsar, Irán, 1971) 6ed., Secretaría de la Convención de Ramsar, Gland.
- Ramsar (2019) Ramsar sites information service. <https://www.ramsar.org/> (accessed 06 January 2019).
- Ray GL (2007) Thin layer placement of dredged material on coastal wetlands: are view of the technical and scientific literature. Engineer Research and Development Center Vicksburg ms Environmental Lab.
- Rey JMB, Newton AC, Diaz A, Bullock JM (2009) Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: a meta-analysis. *Science* 325:1121-1124.
- Rustad LE, Campbell JL, Marion GM, Norby RJ, Mitchell MJ (2001) A meta-analysis of the response of soil respiration, net nitrogen mineralization, and aboveground plant growth to experimental ecosystem warming. *Oecologia* 126:543–562.
- Schriever TA (2015) Food webs in relation to variation in the environment and species assemblage: a multivariate approach. *Plos One* 10:1-17.
- Schroder S, Lang Z, Rabotyagov S (2018) Forward-looking farmers owning multiple potential wetland restoration sites: implications for efficient restoration. *Environmental Management* 61:577-596.
- Secretaría de Ramsar Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (EM) (2005) Ecosystems and Human Well-being: *Wetlands and Water Synthesis*. World Resources Institute, Washington, DC.
- Seymour M, Altermatt F (2014) Active colonization dynamics and diversity patterns are influenced by dendritic network connectivity and species interactions. *Ecology Evolution* 4:1243-1254.
- Shackelford N, Hobbs RJ, Burgar JM (2013) Primed for change: developing eco-logical restoration for the 21st century. *Restoration Ecology* 21: 297–304.
- Sipaúba-Tavares LH, Truzzi BS, Berchielli-Morais FA (2014) Growth and development time of subtropical Cladocera *Diaphanosoma birgei* Korinek, 1981 fed with different microalgal diets. *Brazilian Journal of Biology* 74 (2): 464-471.
- Society for Ecological Restoration (SER) Science and Policy Working Group (2004) The SER International Primer on Ecological Restoration. www.ser.org y Tucson: Society for Ecological Restoration.

- Spencer LJ, Bousquin SG (2014) Interim responses of floodplain wetland vegetation to phase I of the Kissimmee River restoration project: comparisons of vegetation maps from five periods in the river's history. *Restoration Ecology* 22:397-408.
- Stanczak M e Keiper JB (2004) Benthic invertebrates in adjacent created and natural wetlands in northeastern Ohio, USA. *Wetlands* 24: 212-218.
- Stenert C (2009) Estrutura da comunidade de invertebrados aquáticos em arrozais do RS. Tese de doutorado. Universidade Federal de São Carlos, UFSCAR, São Carlos, Brasil.
- Stenert C, Bacca RC, Ávila AC, Maltchik L, Rocha O (2010) Do hydrologic regimes used in rice fields compromise the viability of resting stages of aquatic invertebrates? *Wetlands* 30: 989-996.
- Stenert C, Maltchik L, Ehlert B, Ávila AC (2016) Dormant propagule banks of aquatic invertebrates in ponds invaded by exotic pine species in southern Brazil. *Marine and Freshwater Research*.
- Suding KN (2011) Toward an era of restoration in ecology: successes, failures, and opportunities ahead. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 42:465-487.
- Teeb (2010) In: Kumar, P. (Ed.), *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations*. Earth scan, London and Washington.
- The Secretariat of the Convention on Biological Diversity (2010) *Strategic Plan for Biodiversity 2011–2020*. COP 10 Decision X/2, Nagoya, Japan.
- Thorp JH e Covich AP (2001) *Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates*. New York: Academic Press.
- Wheeler BD (1995) Introduction: restoration and wetlands. Pages 1–18 in Wheeler BD, Shaw SC, Fojt WJ, Robertson RA. *Restoration of temperate wetlands*. John Wiley & Sons Ltd, Chichester, England.
- Wilcox DA, Sweat MJ, Carlson ML, Kowalski KP (2006) A water-budget approach to restoring a sedge fen affected by diking and ditching. *Journal of Hydrology* 320:501-517.
- Wiggins GB, Mackay RJ, Smith IM (1980) Evolutionary and ecological strategies of animals in annual temporary pools. *Archiv für Hydrobiologie* 58: 97-206.
- Williams M (1993) *Wetlands: a threatened landscape*. Oxford: Blackwell Publishers, UK, 419 p.
- Wortley L, Hero JM, Howes M (2013). Evaluating ecological restoration success: a review of the literature. *Restoration Ecology* 21:537-543.
- Valk AG (2006) *The Biology of freshwater wetlands*. Oxford University Press, New York.
- Vandekerkhove J, Declerck S, Jeppesen E, Conde-Porcuna JM, Brendonck L, De Meester L (2005) Dormant propagule banks integrate spatio-temporal heterogeneity in cladoceran communities. *Oecologia* 142:109-116.

Zhao Q, Bai J, Huang L, Gu B, Lu Q, Gao Z (2016) A review of methodologies and success indicators for coastal. *Ecological Indicators* 60: 442–452.

3. ARTIGO: USO DE SEDIMENTOS DE ÁREAS ÚMIDAS NATURAIS NA RESTAURAÇÃO DE ÁREAS ORIZÍCOLAS DEGRADADAS NO SUL DO BRASIL

3.1. Introdução

Áreas úmidas são ecossistemas de alta diversidade biológica e proporcionam diversos serviços ecossistêmicos (Batzer e Sharitz, 2014), como o armazenamento e purificação da água, recarga de aquíferos, regulação de microclimas, retenção de sedimentos, recreação, armazenamento de carbono orgânico, produção de madeira, plantas medicinais e peixes (Junk et al., 2013; Schriever, 2015). Nesse sentido, as áreas úmidas são habitats importantes para conservação (Batzer e Sharitz, 2014).

A degradação das áreas úmidas ameaça seriamente a segurança ecológica e o desenvolvimento regional sustentável (Cui et al., 2018). Apesar da falta de dados precisos, estima-se que metade das áreas úmidas já foi perdida no planeta, e essa perda ocorre em vários biomas (Mitsch e Gosselink, 2000; Carvalho e Ozorio, 2007; Batzer e Sharitz, 2014). A principal causa da perda das áreas úmidas é a expansão das atividades humanas, tais como agricultura e desenvolvimento urbano e industrial (Czech e Parsons 2002). Arrozais são áreas úmidas manejadas pelo homem e a expansão destas é uma das principais atividades humanas responsáveis pela perda das áreas úmidas naturais (Czech e Parsons 2002).

Áreas úmidas naturais localizadas em terras agrícolas são vistas como áreas que impedem a produção (Dias e Belcher, 2015) e, como resultado, drenadas e convertidas em campos agrícolas (Bartzen et al., 2010; Shroder et al., 2018). Ao longo dos últimos anos, pesquisas mostram que as áreas úmidas manejadas pelo homem proporcionam também serviços para o bem-estar humano (Teeb, 2010). O Brasil é o maior produtor de arroz do continente americano e o extremo sul do Brasil responde por até 70% da produção nacional (CONAB, 2015; IRGA, 2013). Os arrozais fornecem habitats aquáticos para a diversidade biológica das áreas úmidas naturais (Koshida e Katayama, 2018; Maclean et al., 2013, Elphick, 2000; Lawler, 2001) e atualmente a comunidade científica tem feito esforços em restaurá-los (Meyer et al., 2010).

A restauração ecológica dos arrozais são ações sustentáveis importantes para a estabilidade ecológica e desenvolvimento econômico (Clewell e Aronson, 2007; DE Groot et al., 2013). O processo de auxiliar a recuperação de um ecossistema que foi degradado, danificado ou destruído (McDonald et al., 2016) é uma oportunidade para reverter a degradação do habitat, aumentar a biodiversidade e fornecer serviços ecossistêmicos (MEA, 2005; Wortley et al., 2013; Hughes et al., 2017). A restauração desempenha um papel fundamental no gerenciamento de recursos naturais e decisões políticas (Suding, 2011; Blomberg et al., 2018).

O número de estudos de restauração publicados na bibliografia científica aumentou nos últimos 20 anos (Wortley et al., 2013). Jones e Schmitz (2009) revisaram 236 estudos de caso de restauração e verificaram que apenas um terço proporcionou recuperação completa do ecossistema, enquanto dois terços relataram recuperação parcial ou nenhuma. Benayas et al (2009) realizaram uma meta-análise de 89 estudos e descobriram que, embora os resultados mostrem fornecimento de biodiversidade e serviços ecossistêmicos, os valores dos locais restaurados estavam abaixo do nível de referência. A eficácia variável das práticas de restauração destaca os muitos desafios que a implementação bem-sucedida desses projetos envolve (Maron et al., 2012). Comín et al. (2001) demonstraram rápida recuperação da diversidade paisagística, aumento da heterogeneidade espacial e melhora na qualidade de água de lavouras restauradas na Espanha.

Poucos estudos têm incluído organismos aquáticos em projetos de restauração. As técnicas atuais incluem engenharia de restauração, biorremediação e auto recuperação (Cui et al., 2018). A técnica de engenharia envolve a restauração da funcionalidade e valor de áreas úmidas degradadas através de vários métodos (Ray, 2007; Jarzemyk et al., 2013), como sedimentos dragados (Day et al., 2007; Mattson, 2014), água suplementar (Natuhara et al., 2005; Day et al., 2007), técnica de desmineralização (Davis e Froend, 1999). Outras técnicas como inundação, semeadura, transplante e restauração de ciclos históricos de desidratação (Kiehl e Wagner 2006; Klimkowska et al., 2007; Spencer e Bousquin, 2014) têm atraído a atenção de pesquisadores e gestores ao longo dos anos.

A compreensão dos processos naturais de colonização é crucial para o manejo da restauração de habitats e do restabelecimento da comunidade (Badosa et al., 2017; Law et al., 2017). Além disso, conhecer os processos de restauração é fundamental para a

interpretação dos padrões de diversidade de espécies (Seymour e Altermatt, 2014) e disseminação de espécies exóticas (Abdelkrim et al., 2005; Drake, 2006). A diversidade de espécies é um preditor significativo de produção primária, uso de recursos, resistência à invasão em quaisquer ecossistemas, além de ser considerada um componente essencial da integridade biológica (Duffy, 2009; Cardinale et al., 2012; Eivers, 2018; Naeem et al., 2016). A comunidade zooplanctônica fornece um elo crítico entre produtores primários e níveis tróficos superiores (Gray et al., 2012; Kattel, 2012). Além disso, organismos zooplanctônicos são considerados excelentes modelos para uma avaliação econômica do sucesso da colonização de novos habitats, tanto de uma perspectiva ecológica (Cáceres e Soluk, 2002; Cohen e Shurin, 2003) quanto genética (Ortells et al., 2012; Haag et al., 2005).

Estudos recentes indicaram que parte da biota aquática utiliza campos de arroz como áreas complementares de áreas úmidas (Stenert et al., 2010). O zooplâncton que se dispersa passivamente através de ovos dormentes pode colonizar habitats a partir de poucos propágulos (Badosa et al., 2017). O banco de propágulos dormentes recoloniza a diversidade e o funcionamento das áreas úmidas recém inundadas, constituindo fonte alimentar para colonizadores tardios, como anfíbios, peixes e aves (Jenkins e Boulton, 2007). A identidade e a abundância desses recolonizadores iniciais determinarão a composição da comunidade biológica (Brendonck e De Meester, 2003; Louette et al., 2008), e fornecerão excelente modelo para a compreensão da restauração e das interações entre os organismos da comunidade (Louette et al., 2009; Badosa et al., 2010).

O principal objetivo desse estudo foi analisar a capacidade de restauração de arrozais através de suplementos de sedimentos de áreas úmidas naturais. Nosso objetivo será alcançado comparando o restabelecimento da comunidade de zooplâncton em sedimentos de arrozais, sedimentos de lagoas naturais e sedimentos de arrozais com suplementos de sedimentos de lagoas naturais. As hipóteses de estudo foram: (1) a riqueza e abundância de invertebrados é menor nos arrozais do que nas lagoas naturais; (2) a riqueza de invertebrados é maior à medida que aumentamos suplementos de lagoas naturais; (3) a composição dos invertebrados varia entre diferentes suplementos de sedimentos.

3.2. Material e Métodos

3.2.1 Área de Estudo

Nossa área de estudo se situa na Planície Costeira do extremo sul do Brasil nos municípios de Palmares do Sul (30°15'28" S, 50°30'35"W) e Mostardas (31°06'25"S, 50°55'16"W). Caracteriza-se como uma zona biogeográfica de transição temperada quente, devido a influência da Convergência Subtropical do Oceano Atlântico Sudoeste. A Planície Costeira é uma das regiões do sul do Brasil com maior concentração de áreas úmidas e também é uma importante região produtora de arroz do Brasil (Maltchik, 2003; Azambuja et al., 2004). A topografia da região é praticamente plana, com exceção de um extenso cordão de dunas costeiras. O solo da região é de origem marinha (Loebmann e Vieira, 2005). A planície costeira sul-riograndense encontra-se incluída no tipo climático C (subtropical úmido) na classificação de Köppen, caracterizado por uma temperatura média anual de 17,5° C. A precipitação varia entre 1150 e 1450 mm, bem distribuídas ao longo do ano.

3.2.2 Delineamento Amostral

Um total de oito áreas úmidas (quatro lagoas naturais e quatro arrozais) foram amostradas, agrupadas em quatro sistemas (lagoa natural – arrozal) distantes 5 km um do outro no mínimo. Em cada sistema, a distância entre a lagoa natural e arrozal era de aproximadamente 500 m (Figura 1).

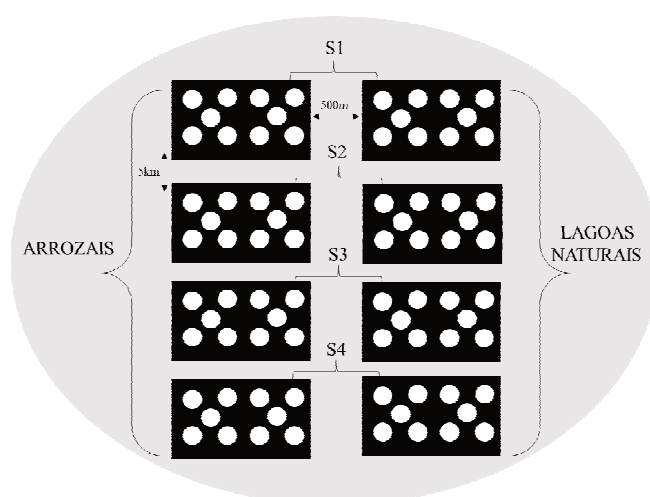


Figura 1. Representação esquemática da amostragem em oito áreas úmidas da Planície Costeira do Rio Grande do Sul. S1 a S4: sistemas de amostragem. As esferas brancas representam o número de cores coletados.

O experimento foi dividido em quatro tratamentos, com volume de sedimento total de 250 gramas: dois controles, sendo um para sedimento do arrozal e outro para sedimento da lagoa natural; duas misturas de sedimento, uma contendo 12 gramas de sedimento de lagoa natural em 238 gramas de sedimento de arrozal (aqui chamado de pouco sedimento) e outra contendo 75 gramas de sedimento de lagoa natural em 175 gramas de sedimento de arrozal (aqui chamado de mais sedimento).

3.2.2.1 Amostragem do Sedimento

As amostragens dos sedimentos das lagoas naturais e arrozais ocorreram em outubro de 2017. Em cada sistema, um total de 10 cores (7,5 cm de diâmetro) foi inserido até a profundidade de 5 cm (Brendonck e De Meester, 2003) para a coleta de sedimento. O volume de sedimento seco proveniente das 10 subamostras foi unificado de forma a compor uma única amostra representativa de cada área úmida, correspondendo a 1000 g de sedimento. As amostras foram acondicionadas em sacos plásticos e mantidas sob refrigeração entre 4 e 8°C (Maia-Barbosa et al., 2003). O sedimento seco foi peneirado (malha de 1 mm de diâmetro) para a remoção de raízes e folhas e homogeneizado antes de seu processamento.

3.2.2.2 Procedimentos em Laboratório

Para a realização desse experimento foi utilizada uma sub-amostra de aproximadamente 1000 g de sedimento seco de cada lagoa e arrozal amostrado. Estudos demonstram que a incubação do sedimento tem se mostrado um método eficiente para a eclosão de diferentes espécies de invertebrados aquáticos (Stenert et al., 2010; Ávila et al., 2015).

O sedimento de cada área úmida (lagoa e arrozal) foi fracionado em quatro porções de 250 g, resultando na incubação total de 16 bandejas plásticas (30,3 cm (C) x 22,1 cm (L) x 7,5 cm (A)). O sedimento de cada bandeja foi mantido submerso, com 2 cm de coluna d'água, água destilada com nível constante. As bandejas foram mantidas sob temperatura (23 ± 2 °C), fotoperíodo (12 h claro e 12 h escuro) e oxigenação da lâmina d'água constantes (Stenert et al., 2010; Ávila et al., 2015).

O experimento e as eclosões foram monitorados e quantificados durante 30 dias, três vezes por semana. A retirada de cada alíquota consistiu na utilização de rede com as mesmas dimensões da bandeja, com aproximadamente 53 µm de abertura da malha,

passada três vezes consecutivas na lâmina d'água. Cada alíquota foi transferida para microtubos (polipropileno) de 1,5 mL contendo álcool etílico 80%. A identificação foi realizada até o nível de espécie com o auxílio de bibliografia especializada (Lopretto e Tell, 1995; Elmoor-Loureiro, 1997; Gazulha, 2012) e de especialistas da área.

3.2.3. Análise de Dados

A riqueza e a abundância de organismos eclodidos foram comparadas entre lagoas naturais, arrozais e arrozais com diferentes suplementos de lagoas naturais usando modelos lineares generalizados de efeitos mistos (GLMM). Como as duas variáveis respostas (número de taxa e número de indivíduos coletados) são dados de contagem, primeiro foram ajustados os modelos com erro de Poisson e Binomial Negativa. Posteriormente, com base em testes de sobredispersão e visualização de gráficos diagnósticos, detectou-se que os modelos com distribuição binomial negativa melhor atendiam as premissas do GLMM. Os tratamentos de sedimentos (níveis: controle arrozal, menos sedimento de lagoas naturais, mais sedimento de lagoas naturais e controle lagoas naturais) foram considerados como o fator fixo de análise, e as áreas coletadas (N = 8) como o fator aleatório. Testamos modelos em que as áreas coletadas foram consideradas como fator aninhado em relação aos tratamentos de sedimentos. Os modelos foram construídos com aproximação de Laplace e os efeitos dos fatores fixos foram comparados contra modelos nulos (somente intercepto). Posteriormente, a seleção do modelo de melhor ajuste foi feita com base no critério de informação de Akaike condicionado para pequenas amostras (AICc). Somente modelos com delta AICc < 2,0 foram retidos para posterior inferência. O GLMM foi construído usando o pacote lme4 (Bates et al., 2015).

A variação da composição da comunidade zooplanctônica entre os tratamentos foi avaliada por meio de uma análise de escalonamento multidimensional não-paramétrico (NMDS). A significância das diferenças na composição da comunidade entre os tratamentos foi testada com uma análise de variância multivariada (PERMANOVA). Foi utilizado o Índice de Espécies Indicadoras (IndVal) (Dufrêne e Legendre, 1997) para verificar se havia exclusividade de espécies nos tratamentos, possibilitando assim inferir se uma ou mais espécies são bons indicadores ambientais. As análises acima foram realizadas usando o pacote vegan (Oksanen et al. 2016) no software estatístico R versão 2.9.0 (R Core Team 2016).

3.3 Resultados

Um total de 4,493 indivíduos, pertencentes a 24 táxons (Tabela 1) foi encontrado ao longo do experimento. Os organismos mais abundantes foram cladóceros: 2387 *Alona guttata* (53,1%), 1085 *Macrothrix elegans* (24,1%), 498 *Chidorus eurynotus* (11%). *Adneta* sp. (103 indivíduos) e *Brachionus plicatilis* (91) foram os mais representantes dos rotíferos, representando 4% da amostra.

Tabela 1. Número de táxons registrados ao longo do experimento. S1 a S4 – replicatas dos tratamentos. CA – controle arrozal, PS – pouco sedimento de lagoa natural, MS - mais sedimento de lagoa natural, CL – controle lagoa natural.

Tratamentos	CA				PS				MS				CL			
Área	S1	S2	S3	S4	S1	S2	S3	S4	S1	S2	S3	S4	S1	S2	S3	S4
Rotífera																
<i>Adneta</i> sp.	3	9	15	4	13	3	11	0	0	3	3	0	37	1	0	1
<i>Brachionus plicatilis</i>	64	9	0	0	0	1	0	0	9	0	0	1	0	2	1	4
<i>Philodina</i> sp.	0	1	0	0	0	0	0	0	6	0	1	0	6	0	0	0
<i>Keratella cochlearis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
<i>Lecane lunaris</i>	0	0	16	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Platyas</i> sp.	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Filinea longiseta</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Asplanchna sieboldi</i>	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	2	2
<i>Colurella obtusa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Euchlanis dilatata</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	19	0	0	0
<i>Balanus</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0
<i>Synchaeta</i> sp.	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Notholca</i> sp.	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cladóceras																
<i>Moina micrura</i>	48	2	0	0	3	5	3	25	7	5	5	61	4	23	8	0
<i>Macrothrix elegans</i>	51	1	0	7	4	3	2	1	15	12	23	147	385	119	314	1
<i>Alona guttata</i>	6	0	1	1	9	304	0	9	107	964	2	14	10	935	2	23
<i>Iliocryptus spinifer</i>	0	0	0	0	0	7	0	0	0	1	2	5	0	3	1	0
<i>Oxyurella ciliata</i>	0	1	3	0	0	0	0	0	2	1	0	0	0	5	2	4
<i>Chidorus eurynotus</i>	6	0	263	3	8	0	1	3	10	1	107	7	1	0	84	4
<i>Simocephalus</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Diaphanosoma</i> sp.	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Platyhelminthes																
<i>Mesostoma</i> sp.	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	3	0
Copépoda																
Copepodito	0	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0	1	0	0	0	0
Nauplio Calanoida	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	2	2
Riqueza	10	7	6	5	6	8	5	6	8	7	7	10	8	8	11	10
Número de indivíduos	185	24	299	16	38	325	18	41	157	987	143	242	465	1089	422	42

No sedimento de lagoas naturais, um total de 2,018 indivíduos foi observado, distribuídos em 17 táxons. Os organismos mais abundantes foram cladóceros (970 *Alona guttata*, 819 *Macrothrix elegans* e 89 *Chidorus eurynotus*). No sedimento de arrozais, um total de 524 indivíduos foi contabilizado, distribuído em 15 táxons. Os organismos mais abundantes foram *Chidorus eurynotus* (272 indivíduos), *Macrothrix elegans* (59) e *Moina micrura* (50 indivíduos). No tratamento com pouco sedimento de lagoas naturais, um total de 422 indivíduos emergiram, representados por 12 táxons, e as espécies mais abundantes foram *Alona guttata* (322) e *Moina micrura* (36). No tratamento com mais sedimentos de lagoas naturais, um total de 1,529 indivíduos emergiram, representados por 13 táxons, e as espécies mais abundantes foram *Alona guttata* (1087), *Macrothrix elegans* (197) e *Chidorus eurynotus* (125) (Figura 3, A). *Alona guttata* foi a espécie mais abundante em ambos tratamentos com presença de sedimento de lagoas naturais.

Para riqueza, os modelos que incluíram os tratamentos de sedimentos não apresentaram melhor ajuste do que o modelo nulo (delta AICc > 2; Tabela 3, Figura 2A). Para a abundância, os modelos que incluíam o efeito dos tratamentos de sedimentos apresentaram melhor ajuste do que o modelo nulo (delta AICc < 2). Porém, os coeficientes estimados dos fatores fixos detectaram apenas diferença marginalmente significativa entre os tratamentos controle arrozal e controle lagoa natural (Figura 2B).

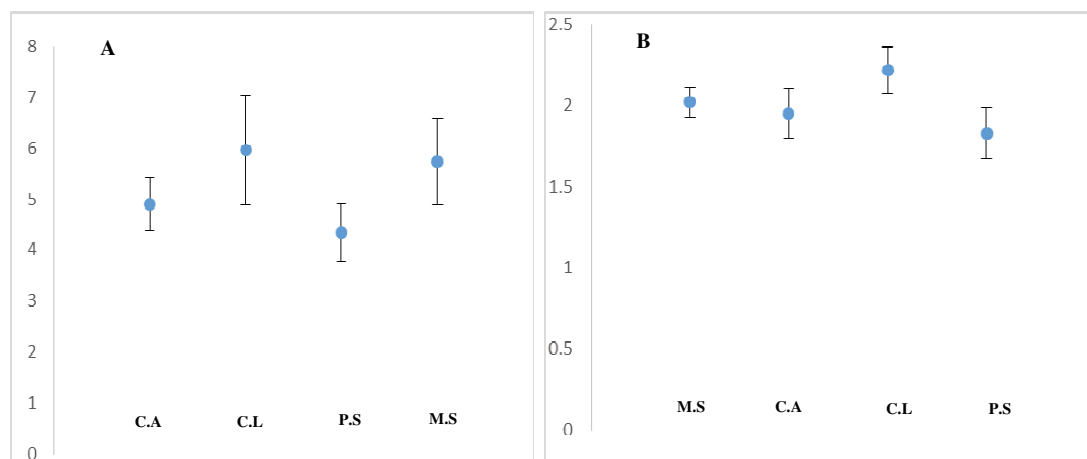


Fig 2. A. Abundância. B. Riqueza de organismos emergentes em sedimentos de arrozais com diferentes graduações de sedimentos de áreas naturais segundo modelo GLMM, em escala logarítmica. Onde: CA: controle arrozal, CL: controle lagoa natural, PS: pouco sedimento de lagoa natural, MS: mais sedimento de lagoa natural.

Tabela 3. Resultados do modelo de seleção (escala log) para os efeitos dos tratamentos (controle arroz, pequeno aporte banhado, maior aporte banhado, controle banhado) na riqueza e abundância da comunidade de organismos emergentes de zooplâncton (resultados apresentados por modelos com $\Delta AICc < 2$).

Outcome	Abundance		Richness	
Best model	abund ~ tratamento + (1/area)	abund ~ tratamento + (1/area:trat)	rich ~	
Intercept	4,904		2,021	
Fixed Factor	CL	1,0795	CA	-0,075
	PS	-0.5634	CL	0,204
	MS	0.8477	PS	-0,188
$\Delta AICc$	0	0,6	0	
df	6	6	2	
Akaike weight	0,5678	0,4261	1	

A dissimilaridade na composição das comunidades de invertebrados aquáticos entre os diferentes tratamentos foi representada por dois eixos da análise de ordenação (NMDS, stress= 0,19) (Figura 3). A composição das comunidades emergentes de invertebrados aquáticos variou entre tratamentos com maior concentração de sedimento de arrozais e sedimento com presença acentuada de lagoas naturais (tratamento, $F_{(3,15)} = 1,77$; $R^2 = 0,26$; valor $p = 0,04$; áreas, $F_{(3,15)} = 1,99$; $R^2 = 0,29$; valor $p = 0,015$) (Figura 5). A composição da comunidade zooplanctônica variou entre sedimento de arrozais e áreas úmidas naturais, sendo que a composição dos arrozais foi mais similar à composição das áreas úmidas naturais no tratamento que recebeu um maior aporte de sedimento das áreas naturais.

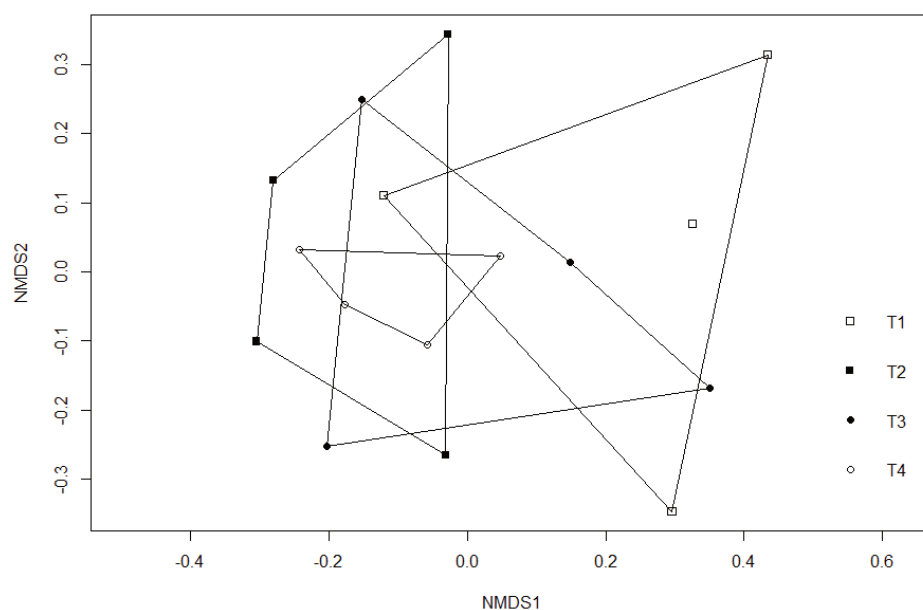


Figura 3. Diagrama de ordenação da composição da comunidade zooplancônica em diferentes quantidades de sedimentos de arrozais e banhados naturais ao longo do período experimental. Onde T1: Controle arrozal, T2: Controle lagoa natural, T3: Pouco sedimento de lagoa natural, T4: Mais sedimento de lagoa natural.

O Índice de Espécies Indicadoras apontou *Macrothrix elegans* como espécie indicadora do tratamento controle lagoa natural (IndVal 0,75, pVal= 0,053). *Lecane lunaris* foi indicador do controle arrozal (IndVal 0,47, pVal= 0,35) e *Alona guttata* indicadora do tratamento mais sedimento de lagoa natural (IndVal 0,45, pVal= 0,45).

3.4 Discussão

Os resultados oferecem uma oportunidade científica para a restauração de habitats aquáticos e comunidades de invertebrados perdidos pela drenagem da agricultura e mostraram que ovos resistentes de invertebrados ocorrem em campos de arroz e em lagoas naturais. A predominância de espécies de microcrustáceos em bancos de propágulos dormentes também foi documentada em outros estudos em áreas úmidas naturais temporárias (Jenkins e Boulton, 2007) e em sedimentos de arrozais (Stenert et al., 2010; Ávila et al., 2015). Os microinvertebrados são capazes de suportar variações extremas nos ciclos hidrológicos produzindo estruturas resistentes que permanecem viáveis em sedimentos secos por décadas, como *Brachionus plicatilis* (60-80 anos) (García-Roger et al., 2006) ou mesmo séculos como *Daphnia* (~700 anos) (Cáceres, 1998) e copépodes calanóides (>300 anos) (Hairston et al., 1995). Diferentes condições

necessárias para a eclosão sob condições experimentais podem levar a subestimação da riqueza de espécies, uma vez que os ovos presentes no sedimento não foram identificados e quantificados antes do experimento (Araújo et al., 2013).

A riqueza geral de espécies de cladóceros que emergiram no experimento foi menor ao compararmos com outros estudos realizados usando metodologia similar no sul do Brasil (experimento de 60 dias), nos quais os autores registraram 16 espécies de Cladocera em sedimentos de campos de arroz e 18 espécies em lagoas costeiras (Ávila et al., 2015; Stenert et al., 2016). Por outro lado, outros estudos relataram eclosões de cinco e nove espécies de cladóceros em lagoas costeiras do sudeste do Brasil (Santangelo et al., 2011; Araújo et al., 2013). Tais variações na riqueza podem ter sido produzidas por diferenças nas condições experimentais, uma vez que o tempo de emergência das espécies de cladóceros variou entre os estudos. Muitos estudos mostraram que as condições necessárias para a quebra da dormência, como luz, nutrientes, salinidade, predação e competição, são específicas para cada grupo (Brendonck e De Meester, 2003; Vandekerkhove et al., 2005; Santangelo et al., 2011). Os experimentos de Santangelo et al. (2011) e Araújo et al. (2013) tiveram curta duração (entre 10 e 20 dias), enquanto nos estudos de Ávila et al. (2015) e Stenert et al. (2016) o período foi de 60 dias. Segundo Golladay et al. (1997) a resposta rápida à reidratação é uma característica importante dos invertebrados aquáticos que vivem em áreas úmidas intermitentes.

Arrozais são ecossistemas manejados que abrigam alta biodiversidade de invertebrados aquáticos (Rizo-Patrón et al., 2013; Stenert et al., 2012). Chydoridae, os organismos de maior abundância neste estudo, são frequentemente registrados em sistemas aquáticos intermitentes caracterizados por flutuações hidrológicas, mostrando especializações que incluem o aumento da espessura da carapaça, o que lhes permite tolerar adversidades ambientais, como a dessecação (Fryer, 1995). Nossas hipóteses de que a riqueza e abundância de invertebrados seriam menores nos arrozais do que nas lagoas naturais, e menores em tratamentos com menos suplementos de sedimentos de lagoas naturais não foram corroboradas neste estudo. Entretanto, nossos principais achados apontam tendências significativas de recuperação da riqueza e aumento da similaridade na estrutura da comunidade com lagoas naturais à medida que aumenta a quantidade de sedimento de lagoas naturais no sedimento do arrozal.

Os estímulos da produção de ovos de muitas espécies de invertebrados estão relacionados à degradação das condições ótimas para organismos ativos sobreviverem no ambiente, onde as taxas de eclosão de várias espécies são maiores em sedimentos onde as condições levam à deterioração dos ovos (García-Roger et al., 2006). Os campos de arroz são modificados por diferentes práticas de manejo que afetam o sedimento química e fisicamente, dentre as práticas estão a aplicação de herbicida, preparo anual de solo e maquinário. Nesse sentido, o uso de agrotóxicos e a intensa mecanização, que pode aumentar a pressão de compactação no sedimento, podem influenciar a taxa de eclosão dos ovos nos campos de arroz, como já documentado em Ávila et al (2015). A pressão de predação por peixe pode ser um fator adicional, onde a eclosão do estágio dormente de algumas espécies de cladóceros pode ser inibida ou sincronizada na presença de peixes predadores (Bozelli et al., 2008). Assim, a ausência de pressão de predação nos campos de arroz pode ter um efeito positivo sobre a riqueza de invertebrados, como indicado em resultados para os propágulos dormentes (Ávila et al., 2015). Fatores abióticos que reduzem as taxas de eclosão são a exposição a pH extremo (Arnott e Yan, 2002), déficit de oxigênio (Clegg, 1997) e altas salinidades para espécies de água doce (Bailey et al., 2001), fatores estes que inibem a eclosão, mas geralmente não afetam a viabilidade dos ovos. Esses fatores provavelmente não foram responsáveis pelos resultados neste estudo.

A hipótese de que a composição dos invertebrados varia entre diferentes suplementos de sedimentos de lagoas naturais em sedimentos de arrozais foi corroborada em nosso estudo, uma vez que a composição diferiu principalmente entre sedimentos de arrozais e lagoas naturais, e entre sedimentos com mais sedimento de lagoa natural e sedimento de arrozal. Gleason et al. (2003) descobriram que os padrões de emergência de invertebrados entre locais antropogênicos estressados e não afetados diferiram. Além disso, uma maior dissimilaridade na composição entre as áreas poderia ser resultado de diferenças na dispersão dos propágulos. Os ovos dormentes de muitas espécies são facilmente dispersados aves, animais silvestres, água, vento e peixes (Hairston 1996; Taylor et al. 1998; Louette e De Meester 2005). Além disso, nem todas as espécies recebem os estímulos necessários para a eclosão dos ovos e podem permanecer no sedimento por longos períodos, e podem não eclodir ao mesmo tempo (Crispim e Watanabe, 2001). Esses resultados indicam que suplementos de sedimentos de lagoas naturais pode ser uma estratégia de recuperação importante para lavouras

abandonas pelo homem. As pistas ambientais necessárias para determinar a dormência dos estágios de repouso não se limitam ao retorno da água ao habitat (Williams, 2006). Algumas espécies de invertebrados requerem uma sequência formal de estímulos para quebrar a dormência (Crispim e Watanabe, 2001). Por essa razão, os bancos de propágulos geralmente contêm um número maior de espécies do que a comunidade ativa. Onde as áreas úmidas são restauradas no solo que foi cultivado, talvez seja inevitável que haja um período inicial de equilíbrio. Nos primeiros anos, é provável que eles não se comportem como seus equivalentes imperturbados e que a biogeoquímica do solo seja um dos componentes mais difíceis de restaurar (Stenert et al, 2016). O predomínio de cladóceros nos sedimentos de arrozais pode estar relacionado à elevada quantidade de sedimentos ricos em matéria orgânica, favorecendo o surgimento e a colonização dessas espécies (Euliss e Mushet, 1999). *Macrothrix elegans* apontada neste estudo como espécie indicadora das lagoas naturais é frequente em áreas úmidas temporárias onde os efípios deste gênero podem permanecer viáveis por até 55 anos (Hairston, 1996).

Os rotíferos tiveram menor representatividade no estudo, apesar de serem uma parte abundante dos bancos de propágulos em estudos comparáveis (Brendonck e De Meester, 2003; Angeler e Moreno, 2007; Palazzo et al. 2008; Panarelli et al., 2008). Esse resultado pode estar relacionado ao tamanho da malha utilizada (peneira de 100 mm) para amostrar invertebrados neste estudo. A maioria dos outros estudos utilizou uma peneira de malha de 60 mm. Uma razão adicional para a ausência de rotíferos em nosso estudo pode ser o alto nível de oxigênio dissolvido ($>6,5 \text{ mgL}^{-1}$) uma correlação negativa entre densidade de rotíferos e oxigênio dissolvido foi relatada por Panarelli et al., 2008.

3.5 Considerações finais

Este estudo salientou a importância dos propágulos dormentes na estruturação da comunidade de invertebrados aquáticos em áreas úmidas naturais e em lavouras de arroz irrigado. Os resultados indicam que arrozais abandonados deveriam receber sedimentos de lagoas naturais, mesmo que seja em porcentagem baixas, que poderiam auxiliar no processo de recuperação da diversidade e principalmente na composição de espécies. Estudos sobre a restauração ecológica de áreas úmidas são essenciais para a manutenção destes ecossistemas que vêm sendo perdidos de forma acelerada no mundo todo.

Nossos resultados mostraram que existe a possibilidade de restauração do habitat e recuperação de espécies da comunidade zooplanctônica de propágulos dormentes ao inserir sedimentos de áreas úmidas naturais em arrozais. Essa informação é muito importante para o desenvolvimento de programas de manejo e estratégias de restauração de áreas úmidas na região, as quais já foram em grande parte degradadas ou estão em grande risco, devido à expansão orizícola e impactos antrópicos resultantes. Novos estudos poderão aplicar a metodologia aqui proposta na escala do ambiente.

3.6 Referências

- Abdelkrim J, Pascal M, Calmet C, Samadi S (2005) Importance of assessing population genetic structure before eradication of invasive species: examples from insular Norway rat populations. *Conservation Biology* 19:1509-1518.
- Angeler DG, Moreno JM (2007) Zooplankton community resilience after press-type anthropogenic stress in temporary ponds. *Ecological Applications* 17: 1105-1115.
- Araújo LR., Lopes PM, Santangelo JM, Petry AC, Bozelli RL (2013) Zooplankton resting egg banks in permanent and temporary tropical aquatic systems. *Acta Limnologica Brasiliensia* 25:235-245.
- Arnott SE e Yan N (2002) The influence of drought and reacidification on zooplankton emergence from resting stages. *Ecological Applications* 12:138–153.
- Ávila AC, Boelter T, Martins dos Santos R, Stenert C, Würdig NL, Rocha O, Maltchik L (2015) The effects of different rice cultivation systems and ages on resting stages of wetland invertebrates in southern Brazil. *Marine and Freshwater Research* 66:276-285.
- Azambuja IHV, Verneti JFJ, Magalhães JAM (2004) Aspectos socioeconômicos da produção do arroz. In: Gomes AS e Magalhães JAM (Eds.). *Arroz irrigado no Sul do Brasil*. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica.
- Badosa A, Frisch D, Arechederra A, Serrano L, Green AJ (2010) Recovery of zooplankton diversity in a restored Mediterranean temporary marsh in Donana National Park (SW, Spain). *Hydrobiologia* 654:67-82.
- Badosa A, Frisch D, Green AJ, Rico C, Gómez A (2017) Isolation mediates persistent founder effects on zooplankton colonisation in new temporary ponds. *Scientific Reports* 7, 43983; doi: 10.1038/srep43983.
- Bates D, Maechler M, Bolker B, Walker S (2015) Fitting linear mixed-effects models using glme 4. *Journal of Statistical Software*, 67,1.
- Bartzen BA, Dufour KW, Clark RG, Caswell. FD (2010) Trends in agricultural impact and recovery of wetlands in prairie canada. *Ecological Applications* 20(2):525-538.
- Batzer DP e Sharitz RR (eds.) (2014) *Ecology of freshwater and estuarine wetlands*. University of California Press, Berkeley, CA, USA.
- Bailey JK, Schweitzer JA, and Whitham TG (2001) Salt cedar negatively affects biodiversity of aquatic macroinvertebrates. *Wetlands* 21:442–447.

- Benayas JMR, Newton AC, Diaz A, Bullock JM (2009) Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: a meta-analysis. *Science* 325:1121-1124.
- Blomberg BN, Pollack JB, Montagna PA, Yoskowitz DW (2018) Evaluating the U.S. estuary restoration act to inform restoration policy implementation: a case study focusing on oyster reef projects. *Marine Policy* 91:161-166.
- Bozelli RL, Tonsi M, Sandrini F, and Manca M (2008) A big or small bang? Effects of biotic environment on hatching. *Journal of Limnology* 67:100–106.
- Brendonck L, De Meester L (2003) Egg banks in freshwater zooplankton: evolutionary and ecological archives in the sediment. *Hydrobiologia* 49:65-84.
- Cáceres CE (1998) Interspecific variation in the abundance, production and emergence of *Daphnia* diapausing eggs. *Ecology* 79: 1699–1710.
- Cáceres CE e Soluk DA (2002) Blowing in the wind: a field test of overland dispersal and colonization by aquatic invertebrates. *Oecologia* 131:402-408.
- Cardinale BJ, Duffy JE, Gonzalez A, et al. (2012) Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 486:59-67.
- Carvalho AB e Ozorio CP (2007) Avaliação sobre os banhados do Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista de Ciências Ambientais, Canoas* 1:83-95.
- Clegg JS (1997) Embryos of *Artemia franciscana* survive four years of continuous anoxia: the case for complete metabolic depression. *The Journal of Experimental Biology* 200:467–475.
- Clewell AF, Aronson J (2007) *Ecological restoration: principles, values and structures of an emerging profession*. Island Press, Washington D.C.
- Crispim MC, Watanabe T (2001) What can dry reservoir sediments in a semi-arid region in Brazil tell us about cladocera? *Hydrobiologia*, 442: 101-105.
- Cohen GM, Shurin JB (2003) Scale dependence and mechanisms of dispersal in freshwater zooplankton. *Oikos* 103:603-617.
- Comín FA, Romero JA, Hernández O, Menéndez M (2001) Restoration of wetlands from abandoned rice fields for nutrient removal, and biological community and landscape diversity. *Restoration Ecology* 9:201-208.
- CONAB Companhia Nacional de Abastecimento (2015) *A Cultura do Arroz*. <http://www.conab.gov.br> (accessed 14 August 2018).
- Cui L, Guosheng L, Ninglei O, Fengyun M, Fu Y, Youtian Z, Xiaoyang H (2018) Analyzing coastal wetland degradation and its key restoration technologies in the coastal area of Jiangsu, China. *Wetlands*. <https://doi.org/10.1007/s13157-018-0997-6>
- Czech HÁ, Parsons KC (2002) Agricultural wetlands and waterbirds: a review. *BioOne* 25:56-65.

- Davis JA, Froend R (1999) Loss and degradation of wetlands in southwestern Australia: underlying causes, consequences and solutions. *Wetlands Ecology and Management* 7:13-23.
- Day JW, Boesch DF, Clairain EJ, Kemp GP, Laska SB, Mitsch WJ, Orth K, Mashriqui H, Reed DJ, Shabman L, Simenstad CA, Streever BJ, Twilley RR, Watson CC, Wells JT, Whigham DF (2007) Restoration of the Mississippi Delta: lessons from hurricanes Katrina and Rita. *Science* 315(5189):1679-1684.
- De Groot RS, Blignaut J, Ploeg SVD, Aronson J, Elmqvist T, Farley J (2013) Benefits of investing in ecosystem restoration. *Conservation Biology* 27(6): 1286-1293.
- Dias V e Belcher K (2015) Value and provision of ecosystem services from prairie wetlands: a choice experiment approach. *Ecosystem Services* 15:35-44.
- Drake JM (2006) Heterosis, the catapult effect and establishment success of a colonizing bird. *Biology Letters* 2:304-307.
- Duffy JE (2009) Why biodiversity is important to the functioning of real-world ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7:437-444.
- Dufrêne M, Legendre P (1997) Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Society of America* 67(3): 345-366.
- Eivers R, Duggan IC, Hamilton DP, Quinn JM (2018) Constructed treatment wetlands provide habitat for zooplankton communities in agricultural peat lake catchments. *Wetlands* 38:95-108.
- Elmoor-Loureiro MAL (1997) Manual de identificação de cladóceros límnicos do Brasil. Universa, Brasília.
- Elphick CS (2000) Functional equivalency between rice fields and seminatural wetland habitats. *Conservation Biology* 14:181-191.
- Euliss JR, Mushet DM (1999) Influence of agriculture on aquatic invertebrate communities of temporary wetlands in the prairie pothole region of North Dakota, USA. *Wetlands* 19(2): 578– 583.
- Fryer G (1995) Phylogeny and adaptive radiation within the Anomopoda: a preliminary exploration. *Hydrobiologia* 307:57-68.
- García-Roger EM, Carmona MJ, and Serra M (2006) A simple model relating habitat features to a diapause egg bank. *Limnology and Oceanography* 51:1542–1547.
- Gazulha V (2012) Zooplâncton Límnico. Manual Ilustrado. 1 ed. Technical Books, Rio de Janeiro.
- Gleason RA, Euliss NH, Hubbard DE, Duffy WG (2003) Effects of Sediment Load on Emergence of Aquatic Invertebrates and Plants from Wetland Soil Egg and Seed Banks. *Wetlands* 23:26–34.
- Golladay SW, Taylor BW, Palik BJ (1997) Invertebrate communities of forested limesink wetlands in southwest Georgia, USA: habitat use and influence of extended inundation. *Wetlands* 17: 383–393.

- Gray DK, Arnott SE, Shead JA, Derry AM (2012) The recovery of acid damaged zooplankton communities in Canadian Lakes: the relative importance of abiotic, biotic and spatial variables. *Freshwater Biology* 57:741-758.
- Haag CR, Riek M, Hottinger JW, Pajunen VI, Ebert D (2005) Genetic diversity and genetic differentiation in *Daphnia* metapopulations with subpopulations of known age. *Genetics* 170:1809-1820.
- Hairston NG, Van Brunt RA, Kearns CMC, Engstrom DR (1995) Age and survivorship of diapausing eggs in a sediment egg bank. *Ecology* 76:1706–1711.
- Hairston JR (1996) Zooplankton egg banks as biotic reservoirs in changing environments. *Limnology and Oceanography* 41 (5): 1087-1092.
- Hughes AR, Grabowski JH, Leslie HM, Scyphers S, Williams SL (2017) Inclusion of biodiversity in habitat restoration policy to facilitate ecosystem recovery. *Conservation Letters*, 00(00).
- IRGA Instituto Rio Grandense do Arroz (2013) Acompanhamento da Semeadura do Arroz Irrigado no Rio Grande do Sul – Safra 2012/2013. <http://www.irga.rs.gov.br> (accessed 15 August 2018).
- Jarzemsky RD, Ii MRB, Evans RO (2013) The impact of manipulating surface topography on the hydrologic restoration of a forested coastal wetland. *Ecological Engineering* 58(10):35-43.
- Jenkins KM, Boulton AJ (2007) Detecting impacts and setting restoration targets in arid-zone Rivers: aquatic micro-invertebrate responses to reduced floodplain inundation. *Journal of Applied Ecology* 44 (4):823-832.
- Jones HP, Schmitz OJ (2009) Rapid recovery of damaged ecosystems. *PLOS ONE* 4: e5653. doi:10.1371/journal.pone.0005653.13.
- Junk WJ, Piedade MTF, Lourival R, Wittman F, Kandus P, Lacerda LD, Bozelli RL, Esteves FA, et al., (2013) Brazilian wetlands: their definition, delineation, and classification for research, sustainable management and protection. *Aquatic Conservation of Marine and Freshwater Ecosystems* 24:5-22.
- Kattel GR (2012) Can we improve management practice of floodplain lakes using cladoceran zooplankton? *River Research and Applications* 28:1113-1120.
- Kiehl K, Wagner C (2006) Effect of hay transfer on long-term establishment of vegetation and grasshoppers on former arable fields. *Restoration Ecology* 14:157-166.
- Klimkowska A, Van Diggelen R, Bakker JP, Grootjans AP (2007) Wet meadow restoration in Western Europe: a quantitative assessment of the effectiveness of several techniques. *Biological Conservation* 140:318-328.
- Koshida C e Katayama N (2018) Meta-analysis of the effects of rice-field abandonment on biodiversity in Japan *Conservation Biology*. doi: 10.1111/cobi.13156.

- Law A, Gaywood MJ, Jones KC, Ramsay P, Willby NJ (2017) Using ecosystem engineers as tools in habitat restoration and rewilding: beaver and wetlands. *Science of the Total Environment* 605-606:1021-1030.
- Lawler SP (2001) Rice fields as temporary wetlands: a review. *Israel Journal of Zoology* 7:513-528.
- Loebmann D, Vieira JP (2005) Distribuição espacial e abundância das assembleias de peixes no Parque Nacional da Lagoa do Peixe, Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 22:667-675.
- Lopretto EC, Tell G (1995) *Ecosistemas de aguas continentales: metodologías para su estudio*. Ediciones Sur, La Plata.
- Louette G, and De Meester L (2005) High dispersal capacity of cladoceran zooplankton in newly founded communities. *Ecology* 86:353–359.
- Louette G, De Meester L, Declerck S (2008) Assembly of zooplankton communities in newly created ponds. *Freshwater Biology* 53:2309-2320.
- Louette G, Declerck S, Vandekerkhove J, De Meester L (2009) Evaluation of restoration measures in a shallow lake through a comparison of present day zooplankton communities with historical samples. *Restoration Ecology* 17:629-640.
- Macleán J, Hardy B, Hettel G (2013) *Rice almanac: source book for one of the most important economic activities on earth*. International Rice Research Institute (IRRI), Philippines. http://books.irri.org/0851996361_content.pdf.
- Maia-Barbosa PM, Eskinazi-Sant'Anna EM, Valadares CF, Pessoa GCD (2003) The resting eggs of zooplankton from a tropical eutrophic reservoir (Pampulha Reservoir, south-east Brazil). *Lakes & Reservoirs: Research and Management* 8:269-275.
- Maltchik L. (2003) Three new wetlands inventories in Brazil. *Interciencia* 28 (7): 421-423.
- Maron M, Hobbs RJ, Moilanen A, Matthews JW, Christie K, Gardner TA, Keith DA, Lindenmayer DB, McAlpine CA (2012) Faustian bargains? Restoration realities in the context of biodiversity offset policies. *Biological Conservation* 155:141-148.
- Mattson GAI (2014) *Characterization of dredged sediment used in coastal restoration and marsh creation projects*. Dissertation, University of New Orleans.
- McDonald T, Gann GD, Jonson J, Dixon KW (2016) *International standards for the practice of ecological restoration – including principles and key concepts*. Washington, DC: Society for Ecological Restoration.
- Meyer CK, Whiles MR, Baer SG (2010) Plant community recovery following restoration in temporally variable riparian wetlands. *Restoration Ecology* 18:52-64.
- Millennium Ecosystem Assessment (MEA) (2005) *Ecosystems and Human Well-Being: Current State and Trends*.
- Mitsch WJ e Gosselink JG (2007) *Wetlands*. Hoboken (New Jersey): John Wiley & Sons, Inc. 177-183.

- Naeem S, Chazdon R, Duffy JE, Prager C, Worm B (2016) Biodiversity and human well-being: an essential link for sustainable development. *Proceedings of the Royal Society B* 283:2016-2091.
- Natuhara Y, Kitano M, Goto K, Tsuchinaga T, Imai C, Tsuruho K, Takada H (2005) Creation and adaptive management of a wild bird habitat on reclaimed land in Osaka port. *Landscape and Urban Planning* 70(3–4):283–290.
- Norma Brasileira ABNT NBR13373, (2006) *Ecotoxicologia Aquática – Toxicidade Crônica – Método de Ensaio com Ceriodaphnia spp* (Crustacea, Cladocera), 2ª edição, Brasil.
- Oksanen J, Blanchet FG, Friendly M et al (2016) *Vegan: community ecology package*. R package version 2.4-0. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>. Accessed 19 Jul 2018.
- Ortells R, Olmo C, Armengol X (2012) Colonization in action: genetic characteristics of *Daphnia magna* Strauss (Crustacea, Anomopoda) in two recently restored ponds. *Hydrobiologia* 689:37-49.
- Palazzo F, Bonecker CC, Nagae MY (2008) Zooplankton dormancy forms in two environments of the upper Parana River floodplain (Brazil). *Acta Limnologica Brasiliensia* 20: 55–62.
- Panarelli EA, Casanova SMC, Henry R (2008) The role of resting eggs in the recovery of zooplankton community in a marginal lake of the Paranapanema River (São Paulo, Brazil), after a long drought period. *Acta Limnologica Brasiliensia* 20:73–88.
- Ray GL (2007) Thin layer placement of dredged material on coastal wetlands: a review of the technical and scientific literature. Engineer Research and Development Center Vicksburg Mississippi Environmental Lab
- Rizo-Patrón FV, Kumarb A, Colton MBC, Springer M & Trama FA (2013) Macroinvertebrate communities as bioindicators of water quality in conventional and organic irrigated rice fields in Guanacaste, Costa Rica. *Ecological Indicators* 29:68-78.
- Santangelo JM, Esteves FA, Tollrian R, Bozelli RL (2011) A small-bodied cladoceran (*Moina micrura*) reacts more strongly to vertebrate than invertebrate predators: a transgenerational life-table approach. *Journal of Plankton Research* 33 (11): 1767-1772.
- Schriever TA (2015) Food webs in relation to variation in the environment and species assemblage: a multivariate approach. *Plos One* 10:1-17.
- Schroder S, Lang Z, Rabotyagov S (2018) Forward-looking farmers owning multiple potential wetland restoration sites: implications for efficient restoration. *Environmental Management* 61:577-596.
- Seymour M, Altermatt F (2014) Active colonization dynamics and diversity patterns are influenced by dendritic network connectivity and species interactions. *Ecology Evolution* 4:1243-1254.

Spencer LJ, Bousquin SG (2014) Interim responses of floodplain wetland vegetation to phase I of the Kissimmee River restoration project: comparisons of vegetation maps from five periods in the river's history. *Restoration Ecology* 22:397-408.

Stenert C, Bacca RC, Avila AC, Maltchik L, Rocha O (2010) Do Hydrologic Regimes Used in Rice Fields Compromise the Viability of Resting Stages of Aquatic Invertebrates? *Wetlands* 30: 989-996.

Stenert C, Bacca RC, Moraes AB, Ávila AC, Maltchik L. (2012) Negative effects of exotic pine invasion on macroinvertebrate communities in southern Brazil coastal ponds. *Marine and Freshwater Research* 63: 283-292.

Stenert C, Maltchik L, Ehlert B, Ávila AC (2016) Dormant propagule banks of aquatic invertebrates in ponds invaded by exotic pine species in southern Brazil. *Marine and Freshwater Research*.

Suding KN (2011) Toward an era of restoration in ecology: successes, failures, and opportunities ahead. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 42:465-487.

Taylor DJ, Finstona TL, and Heber PDN (1998) Biogeography of a widespread freshwater crustacean: pseudocongruence and cryptic endemism in the North American *Daphnia laevis* complex. *Evolution* 52:1648–1670.

Teeb (2010) In: Kumar P. (Ed.) *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations*. Earth scan, London and Washington.

Vandekerkhove J, Declerck S, Brendonck L, Conde-Porcuna JM, Jeppesen E and Demeester L (2005) Hatching of cladoceran resting eggs: temperature and photoperiod. *Freshwater Biology* 50(1): 96-104.

Williams DD (2006) **The Biology of temporary Waters**. Oxford University Press, Canada, 336 p.

Wortley L, Hero JM, Howes M (2013). Evaluating ecological restoration success: a review of the literature. *Restoration Ecology* 21:537-543.