

UNIVERSIDADE DO VALE DO RIO DOS SINOS – UNISINOS

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA

Diversidade e Manejo de Vida Silvestre

MESTRADO

DIVERSIDADE E DINÂMICA DE COMUNIDADES DE ESPONJAS
(PORIFERA, DEMOSPONGIAE) EM SISTEMAS DE ARROZ IRRIGADO NA
PLANÍCIE COSTEIRA DO RIO GRANDE DO SUL

CAROLINA COIMBRA MOSTARDEIRO

SÃO LEOPOLDO, 25 DE FEVEREIRO DE 2008

UNIVERSIDADE DO VALE DO RIO DOS SINOS – UNISINOS

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA

Diversidade e Manejo de Vida Silvestre

MESTRADO

DIVERSIDADE E DINÂMICA DE COMUNIDADES DE ESPONJAS
(PORIFERA, DEMOSPONGIAE) EM SISTEMAS DE ARROZ IRRIGADO NA
PLANÍCIE COSTEIRA DO RIO GRANDE DO SUL

CAROLINA COIMBRA MOSTARDEIRO

Orientador: Dr. LEONARDO MALTCHIK GARCIA

SÃO LEOPOLDO, 25 DE FEVEREIRO DE 2008

Ficha catalográfica

M915d Mostardeiro, Carolina Coimbra

Diversidade e dinâmica de comunidades de esponjas (Porifera, Demospongiae) em sistemas de arroz irrigado na planície costeira do Rio Grande do Sul / por Carolina Coimbra Mostardeiro. --2008.
59 f.: 30 cm.

Com: artigo "Diversidade e dinâmica de comunidades de esponjas (Porifera, Demospongiae) em sistemas de arroz irrigado na planície costeira do Rio Grande do Sul".

Dissertação (mestrado) - Universidade do Vale do Rio dos Sinos, Programa de Pós-Graduação em Biologia, 2008.

"Orientação: Prof. Dr. Leonardo Maltchik Garcia, Ciências da Saúde".

1. Poríferos. 2. Arroz irrigado. 3. Canais de irrigação.
4. Planície costeira. 5. Rio Grande do Sul. I. Título

CDU: 593.4: 633.18(816.5)

Catálogo na Publicação:
Biblioteca Carla Inês Costa dos Santos - CRB 10/973

AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador, Leonardo Maltchik, pela confiança e orientação, as quais possibilitaram meu crescimento e formação durante o curso, e principalmente por ter acreditado na realização desse trabalho.

À Dra. Cecília Volkmer-Ribeiro, com admiração e carinho, pela minha formação desde os tempos da Iniciação Científica. Agradeço, ainda, o apoio nas identificações específicas das esponjas que possibilitaram a realização deste trabalho.

Aos meus pais, dos quais só ouvi palavras de incentivo, agradeço pelo amor, compreensão e apoio para que pudesse concluir essa importante etapa, mais ainda pelo exemplo de vida que são.

Aos amigos Cristina Stenert, Roberta Bacca e Tiago Dexheimer, pelo apoio no desenvolvimento do trabalho.

Aos demais amigos do LECEA: Taís, Ana, Cristina Batista, Iberê, Leonardo, Arthur, Edison, Juliana, pelas conversas de laboratório e todos os outros bons momentos compartilhados, consolidando uma grande amizade.

Aos amigos e colegas de curso: Hiroshi, Edison, Michelle, Cíntia, Jaqueline, Roberta, Deisi, Theomaris, pelo companheirismo na realização das disciplinas e cumprimento das demais etapas dessa jornada.

Aos professores e funcionários do Programa de Pós-Graduação em Biologia da Unisinos.

À Unisinos pelo suporte técnico necessário para a realização desse trabalho.

À Capes pela concessão da bolsa de mestrado, a qual possibilitou a realização dessa dissertação.

*Dedico esse trabalho a
todos que me
incentivaram e
contribuíram de alguma
forma com essa
conquista.*

SUMÁRIO

Resumo	8
Abstract	9
Apresentação	10
1. Introdução	11
1.1 Áreas úmidas	11
1.1.1 Definição e caracterização	11
1.1.2 Importância e funções	13
1.1.3. Classificação	15
1.1.4. Conservação de áreas úmidas	17
1.1.5. Ecologia de arrozais	19
1.2 Poríferos Continentais	23
1.2.1. Caracterização geral.....	23
1.2.2. Diversidade	24
1.2.3. Ecologia	26
2. Diversidade e dinâmica de comunidades de esponjas (PORIFERA, DEMOSPONGIAE) em sistemas de arroz irrigado na Planície Costeira do Rio Grande do Sul	29
3. Referências Bibliográficas	42

RESUMO

As áreas úmidas são ecossistemas importantes para a conservação, devido à alta diversidade que sustentam. No estado do Rio Grande do Sul (RS), Brasil, o cultivo de arroz irrigado é uma das principais ameaças para as áreas úmidas. Entretanto, muitos autores têm considerado os arrozais como ecossistemas manejados pelo homem, e que eles podem contribuir para a conservação da biodiversidade. As esponjas continentais são importantes componentes das comunidades biológicas em áreas úmidas da Planície Costeira do RS. O principal objetivo dessa pesquisa foi avaliar a dinâmica de poríferos em arrozais e canais de irrigação da Planície Costeira do (RS) durante um ciclo de cultivo anual. Seis lavouras de arroz e quatro canais de irrigação tiveram seus sedimentos amostrados para contagem de gêmulas, em seis coletas representativas das quatro principais fases de um ciclo de cultivo de arroz. Foram detectadas as espécies *Heteromeyenia insignis*, *Corvoheteromeyenia australis*, *Ephydatia facunda*, *Heteromeyenia cristalina*, *Trochospongilla paulula*, *Radiospongilla amazonensis* e *Racekiela sheilae*. Seis espécies ocorreram nas lavouras de arroz e seis nos canais de irrigação (*R. sheilae* ocorreu somente nas lavouras e *T. paulula*, nos canais). A riqueza e abundância de esponjas não variaram ao longo do ciclo de cultivo. Os parâmetros abióticos (nitratos, fósforo e condutividade da água e matéria orgânica nos sedimentos) não influenciaram a riqueza e abundância de poríferos. A riqueza e abundância não variaram entre as lavouras secas, úmidas e canais de irrigação ao longo do período. A composição de poríferos não variou entre as lavouras secas, úmidas e canais. A composição de poríferos variou entre fases de pós-colheita e cultivo do arroz. As espécies *C. australis*, *E. facunda* e *H. insignis* foram as mais frequentes e abundantes nas lavouras de arroz e canais de irrigação nas coletas que corresponderam ao período pós-colheita, enquanto *H. cristalina* foi a espécie mais frequente e abundante no período de cultivo. Este estudo apresenta o primeiro levantamento de esponjas continentais de arrozais, e contém dados que indicam que esses ecossistemas desempenham um papel importante na conservação da fauna de esponjas da Planície Costeira do RS, representando estoques destes organismos.

ABSTRACT

Diversity and dynamics of freshwater sponge communities (PORIFERA, DEMOSPONGIAE) in irrigated rice systems in Rio Grande do Sul Coastal Plain

Wetlands are important ecosystems for conservation, due to the rich biodiversity they support. In Southern Brazil (Rio Grande do Sul state), irrigated rice cultivation is one of the main threats for wetlands. However, many authors have considered rice fields as man-managed ecosystems, and that they can contribute for biodiversity conservation. Freshwater sponges are important components of the biological communities in Rio Grande do Sul coastal wetlands. The main goal of this survey was to study the dynamics of Porifera assemblages in rice fields and irrigation canals at Rio Grande do Sul Coastal Plain along an annual cycle. Six rice fields and four irrigation canals were surveyed for gemmules on their sediments, on six sampling moments, representative of the four main phases of a rice cultivation cycle. The species *Heteromeyenia insignis*, *Corvoheteromeyenia australis*, *Ephydatia facunda*, *Heteromeyenia cristalina*, *Trochospongilla paulula*, *Radiospongilla amazonensis* and *Racekiela sheilae* were detected. Six species in rice fields and six in the irrigation canals were identified (*R. sheilae* occurring only in rice fields and *T. paulula*, in the canals). Richness and abundance did not vary along the cultivation cycle. The abiotic parameters (nitrate, phosphorus and water conductivity and organic matter in sediments) did not influence richness and abundance. Richness and abundance did not vary between rice fields that remain wet or dry and the canals. The composition of the communities varied between the post-crop and the irrigated phases of the cultivation cycle. The species *C. australis*, *E. facunda* e *H. insignis* were the most frequent and abundant ones in rice fields and canals in post-crop samplings, while *H. cristalina* was the most frequent one in the irrigated phase sampling. This study presents the first survey for freshwater sponges in rice systems, and contains valuable data indicating that these environments are playing an important role on conservation of the sponge fauna in Rio Grande do Sul Coastal Plain, consisting on a stock of these organisms.

APRESENTAÇÃO

Esta dissertação está estruturada em duas partes: uma introdução que engloba uma revisão de áreas úmidas, arrozais e poríferos continentais e um artigo científico apresentando os resultados obtidos nesse estudo. Na introdução foram considerados aspectos importantes sobre as áreas úmidas, tais como: definição, importância, classificação, inventários e conservação desses ecossistemas. São também apresentadas informações sobre poríferos continentais, destacando levantamentos dessa fauna para diversos ambientes costeiros do Brasil e aspectos ecológicos a nível de comunidades, reunindo informações essenciais para a discussão dos resultados obtidos nesta dissertação.

Essa pesquisa teve como objetivos: 1) realizar um levantamento de poríferos em seis lavouras de arroz e quatro canais de irrigação da Planície Costeira do RS; 2) analisar a variação da riqueza, abundância e composição de poríferos ao longo de um ciclo de cultivo, nas lavouras e canais de irrigação; 3) verificar se há influência das variáveis ambientais: percentual de matéria orgânica nos sedimentos, condutividade e concentração de nutrientes (nitrato e fósforo) da água na riqueza e na abundância de poríferos; e 4) comparar riqueza e abundância de poríferos entre lavouras de arroz que secam na fase de resteva (pós-colheita), lavouras que permanecem úmidas e canais de irrigação.

As referências apresentadas na introdução e no artigo científico seguem as normas da revista *Freshwater Biology*, para a qual provavelmente será submetido o artigo resultante da dissertação.

INTRODUÇÃO

1. Áreas úmidas

1.1 Definição e caracterização

Áreas úmidas são importantes ecossistemas para proteção da biodiversidade (Getzner, 2002), tendo em vista a grande riqueza de espécies de aves, mamíferos, répteis, anfíbios, peixes e invertebrados, e altos níveis de endemismo que apresentam. Também são importantes fontes de recursos naturais para a humanidade e estão entre os ecossistemas mais produtivos do mundo (Barbier *et al.*, 1997). Em vista de sua grande diversidade biológica e produtividade, além de suas inúmeras funções e valores, as áreas úmidas são ecossistemas prioritários para a conservação (Davis *et al.*, 1996; Smart, 1996).

O termo “áreas úmidas” (derivado do inglês “wetlands”) é usado para denominar uma gama de ambientes tão complexos e distintos entre si que sua definição não é consensual no meio científico. Muitas vezes, as definições de áreas úmidas refletem os objetivos para as quais foram propostas (e.g. regulação, investigação científica ou conservação). Existem mais de 50 definições federais e estaduais propostas nos E.U.A. para as áreas úmidas (Willard *et al.*, 1990). A diversidade de definições surgiu pelas variações ambientais entre as regiões (clima, relevo, solos, vegetação etc) e devido à própria natureza destes ecossistemas, que variam em suas características e funções (Berry, 1993).

A definição de áreas úmidas mais aceita internacionalmente foi proposta pela Convenção de Ramsar em 1971. A Convenção de Ramsar definiu áreas úmidas, de forma ampla, como sendo: “extensões de brejos, pântanos e turfeiras, ou superfícies cobertas de água, sejam de regime natural ou artificial, permanentes ou temporárias, estancadas ou correntes, doces, salobras ou salgadas, incluídas as extensões de água marinha cuja profundidade na maré baixa não exceda os seis metros”.

Por vezes é utilizado o conceito de ecótono para definir esses ecossistemas, devido ao fato de muitas áreas úmidas ocorrem entre ecossistemas terrestres e corpos d’água permanentes (com o substrato ou solo no mínimo exposto periodicamente ao ar), ou apresentarem comunidades vegetais transicionais entre ambos ecossistemas,

constituídas de uma associação de espécies aquáticas e terrestres (Tiner, 1993). Odum (1988) definiu ecótono como uma zona de transição nítida entre duas ou mais comunidades diversas, cuja zona de contato, ou faixa de tensão, pode possuir uma extensão linear considerável, porém sempre mais estreita do que as próprias áreas comunitárias adjacentes.

Entretanto, muitas áreas úmidas não estão localizadas em zonas de transição entre os ecossistemas terrestre e aquático. Em vez disso, elas estão essencialmente rodeadas por ecossistemas terrestres, não caracterizando um ecossistema ecotonal. As áreas úmidas apresentam comunidades usualmente distintas dos ecossistemas terrestre e aquático, não contendo obrigatoriamente associações de espécies de ambos os ecossistemas (Tiner, 1993).

A utilização do termo “ecótono” tem sido fortemente questionada. Segundo Neiff (1999), a identidade própria das grandes áreas úmidas da América do Sul impede sua caracterização como ecótono, visto que as mesmas não funcionam como áreas de transição entre terra e água. Este problema conceitual implica em dificuldades não somente para o diagnóstico das áreas úmidas, como também para as análises de impacto de qualquer intervenção antrópica. Ao denominar “ecótono” uma área úmida, diz-se que esse ecossistema é uma área de tensão muito instável sem características e padrões próprios cuja estrutura dependeria inteiramente das tensões impostas pelas comunidades adjacentes (Neiff, 2003).

A identificação e caracterização das áreas úmidas ocorrem por meio de três critérios fundamentais: o regime hídrico, a presença solos hidromórficos e o estabelecimento de macrófitas aquáticas (National Research Council, 1995).

A água recebe especial atenção dentro dos indicadores ambientais mais utilizados na caracterização das áreas úmidas (National Research Council, 1995). Entretanto, devido à natureza dinâmica do regime hídrico, com uma alta variabilidade, que pode ser anual, sazonal ou diária, torna-se difícil estabelecer os limites de uma área úmida através de suas condições hídricas. A alta variabilidade do regime hídrico é, sem dúvida, a razão pela qual as áreas úmidas são identificadas e delineadas principalmente pela presença de determinadas espécies de plantas aquáticas e solos hidromórficos. Neste sentido, o regime hídrico deverá ser suficiente para promover o estabelecimento de plantas aquáticas, uma vez que a ocorrência de vegetação aquática e a formação de solos hidromórficos são reflexos significativos da presença de água em áreas úmidas (Ping *et al.*, 1990; Tiner, 1991a; Tiner, 1999)

Solo hidromórfico é o solo que está saturado ou inundado durante um tempo suficiente para desenvolver condições anaeróbias em sua parte superior (Serviço de Conservação do Solo dos E.U.A. – “Soil Conservation Service - SCS”, 1994). Conforme a água preenche as lacunas de ar entre as partículas do sedimento, a taxa de difusão do oxigênio decai significativamente, inviabilizando a sobrevivência de plantas não adaptadas a essas condições anaeróbias (Soil Conservation Service 1994).

As macrófitas aquáticas são plantas que apresentam diversas adaptações para colonizar ambientes com baixa disponibilidade de oxigênio (U.S. Army Corps of Engineers, 1987). Para a identificação e delimitação de uma área úmida, é necessário verificar quais são as espécies ou comunidades de plantas que se caracterizam como boas indicadoras. Nos Estados Unidos o Corpo de Engenheiros das Forças Armadas elaborou uma lista de espécies de plantas categorizadas segundo sua ocorrência obrigatória ou facultativa em áreas úmidas. As plantas restritas às áreas úmidas (hidrófitas obrigatórias) são as melhores indicadoras, podendo a área úmida, neste caso, ser identificada e delimitada apenas através deste critério de vegetação. Entretanto, nem todas as plantas encontradas em áreas úmidas são exclusivas destes ecossistemas, podendo também se desenvolver em habitats terrestres (Tiner, 1991b, 1999). Neste caso, a identificação e a delimitação de uma área úmida somente com base na vegetação aquática tornam-se arbitrarias, sendo necessária a análise das propriedades hídricas do solo (Tiner, 1999).

1.2. Importância e funções

As áreas úmidas figuram entre os ecossistemas mais produtivos e diversos do planeta (Mitsch e Gosselink 2000). O solo destes ecossistemas muitas vezes é rico em minerais e outros nutrientes, podendo produzir 50 vezes mais matéria orgânica vegetal que uma área similar de campo natural, ou oito vezes mais que um campo cultivado (http://www.ramsar.org/info/values_intro_e.htm).

A elevada produção de matéria orgânica nas áreas úmidas proporciona o estabelecimento de uma rica biota, exclusiva desses sistemas (Gibbs 2000). As áreas úmidas de águas doces abrigam mais de 40 % de todas as espécies conhecidas no mundo. A biodiversidade das áreas úmidas inclui um grande número de espécies de plantas, com significativo número de espécies endêmicas (principalmente de peixes e invertebrados). O Rio Amazonas, por exemplo, possui uma riqueza estimada de 1.800

espécies endêmicas de peixes. Os níveis de diversidade biológica e endemismo variam muito entre as diferentes classes de áreas úmidas (http://www.ramsar.org/info/values_intro_e.htm).

As áreas úmidas são fontes de recursos naturais também para a sociedade (Barbier *et al.* 1997). A disponibilidade de recursos hídricos é um aspecto importante para o desenvolvimento e a sustentabilidade de uma região (Taylor *et al.* 1995). As áreas úmidas de água doce (“freshwater wetlands”) constituem aproximadamente 88 % da área global total ocupada pelas áreas úmidas, sendo componentes fundamentais no acesso e fornecimento de água para a agricultura, indústria e cidades no mundo todo (http://www.ramsar.org/info/values_intro_e.htm).

A purificação da água é também uma das mais importantes funções desempenhadas pelas áreas úmidas. Altos níveis de nutrientes tais como nitrogênio e fósforo, comumente associados com o escoamento da água na agricultura, são eficientemente removidos nesses ambientes. Muitas espécies de plantas aquáticas neles encontradas têm a capacidade de remover substâncias tóxicas oriundas de descargas industriais e atividades de mineração. *Eichhornia crassipes* e algumas espécies do gênero *Typha* têm sido usadas para tratar efluentes de áreas de mineração que contêm altas concentrações de metais pesados (http://www.ramsar.org/info/values_intro_e.htm).

A perda de planícies de inundação ocasionada pela atividade agrícola e/ou pelo desenvolvimento urbano tem reduzido a capacidade que as áreas úmidas possuem em minimizar os efeitos drásticos das inundações nas cidades. A capacidade natural que a área úmida tem em reter água reduz a necessidade de se construir estruturas como, por exemplo, diques de contenção às inundações. Um recente estudo nos E.U.A. estimou que 0,4 ha de área úmida pode armazenar 6.000 m³ de água oriunda de inundações (http://www.ramsar.org/info/values_intro_e.htm).

A proteção das áreas úmidas se faz importante na tão discutida questão da mudança climática global. As áreas úmidas armazenam mais de 40 % do carbono terrestre global; as turfeiras e as áreas úmidas florestadas (“forested wetlands”) são particularmente importantes fontes de carbono. A capacidade de uma área úmida estocar carbono está relacionada com sua hidrologia, geomorfologia e clima local. A destruição das áreas úmidas resulta na liberação de grandes quantidades de dióxido de carbono, o gás responsável por pelo menos 60% do efeito de aquecimento global (http://www.ramsar.org/info/values_intro_e.htm).

Os benefícios sócio-econômicos, ou valores, oferecidos pelas áreas úmidas vão além dos elencados acima. As áreas úmidas fornecem uma série de produtos que podem ser utilizados para o uso humano, como frutas, arroz, peixes, moluscos, resinas, madeira para construção, entre outros. Muitas áreas úmidas são atrativas para o turismo e para a educação ambiental. Existem inúmeros centros de educação em todo o mundo que envolvem o público em geral e escolas em atividades práticas em suas áreas úmidas locais. Atividades como caça, pesca e passeios de barco envolvem milhões de pessoas que gastam bilhões de dólares todo os anos nos Estados Unidos. Em Londres, foi criada uma complexa área úmida de 40 ha formada a partir de vários reservatórios que tem como finalidade educar seus visitantes a respeito dos atributos, funções e valores das áreas úmidas (http://www.ramsar.org/info/values_intro_e.htm).

1.3 Classificação

Tendo em vista a alta diversidade de ambientes definidos como áreas úmidas (rios, lagoas, turfeiras, mangues, corais, banhados, etc.), a multiplicidade de termos atribuídos a um mesmo tipo de ecossistema (brejo, alagado, charco, banhado) e ausência de uma definição consensual, faz-se necessário um sistema de classificação para identificação correta dos distintos ambientes. A classificação é particularmente importante para a elaboração de inventários, para a avaliação da biodiversidade, planejamento de usos e ocupação de bacias hidrográficas, programas de manejo e conservação e reconhecimento das funções desempenhadas pelas áreas úmidas.

A classificação de áreas úmidas pode ser realizada empregando diferentes categorias de dados (biológicos, físico-químicos, hidrológicos, etc), que variam de acordo com as necessidades identificadas pelos gestores, ou pelos objetivos dos inventários ou pelas informações disponíveis (Tiner, 1999). O tipo de vegetação tem sido um dos critérios mais usados em sistemas de classificação de áreas úmidas (Tiner, 1999). Tiner (1984) considerou a existência de dois modelos de classificação de áreas úmidas: horizontal e hierárquico. Enquanto que a classificação horizontal divide os habitats em uma série de classes, a classificação hierárquica proporciona uma distribuição das áreas úmidas em diferentes níveis, partindo de uma divisão mais generalizada, os sistemas (empregando critérios como origem da água e posição na paisagem) para uma divisão mais detalhada, as classes (segundo a vegetação dominante, tipo de substrato, hidrologia e outros indicadores).

Numerosas classificações foram propostas nos Estados Unidos (Willen e Bates, 1995). As primeiras classificações eram regionais e estavam associadas ao uso da terra, principalmente ligadas a interesses agrícolas e de conversão de áreas úmidas em áreas de cultivo. A primeira classificação em nível nacional realizada nos Estados Unidos foi proposta por Martin *et al.* (1953), com a finalidade de agrupar importantes habitats para as aves aquáticas. Em 1974, a “U.S. Fish and Wildlife Service” (“FWS”) elaborou a primeira classificação hierárquica no país. Posteriormente, Canadá (Zoltai *et al.*, 1975; Tarnocai, 1980), Austrália (Paijmans *et al.*, 1985) e a Convenção de Ramsar (Ramsar Convention Bureau, 1990) elaboraram outras classificações hierárquicas para suas áreas úmidas.

Na região Neotropical, o inventário e a classificação desenvolvida por Scott e Carbonell (1986) foram bastante amplos, tendo por expectativas: elaborar bases para a conservação de áreas úmidas e aves aquáticas, expandir o número de países da América do Sul signatários da Convenção de Ramsar e criar uma rede de pessoas e instituições responsáveis pelo monitoramento das áreas úmidas. Entretanto, este estudo inventariou apenas as chamadas áreas úmidas de grande extensão (“large wetlands”), e concluiu que aproximadamente 95% destes ecossistemas estavam distribuídos em seis países, sendo que 50% estavam concentrados no Brasil (Naranjo, 1995). Além disso, este inventário não sofreu atualizações, permanecendo com um pequeno número de áreas úmidas inventariadas (368 áreas), quando comparado com alguns inventários desenvolvidos mais recentemente no Brasil (Maltchik *et al.* 1999, Maltchik *et al.* 2003a,b).

No Brasil, as classificações adotadas na maioria dos mapas (por exemplo, os do Ministério do Exército, SUDENE e IBGE) necessitam de critérios ecológicos que diferenciem as inúmeras classes de áreas úmidas, evitando a utilização de terminologias confusas como as de “pântanos” e “brejos”. Maltchik *et al.* (2004) propuseram um sistema de classificação hierárquica para as áreas úmidas do Rio Grande do Sul baseado na comunidade de plantas aquáticas a fim de suprir a extrema carência de pesquisas relacionadas à classificação de áreas úmidas no Brasil. A partir desta proposta os autores relataram o enquadramento de um total de 146 áreas úmidas no estado do Rio Grande do Sul, 62,8% classificadas no subsistema *palustre*, 28,6% no subsistema *lacustre* e 8,6% no subsistema *planície de inundação* (Maltchik *et al.*, 2004)

1.4 Conservação de áreas úmidas

Embora as áreas úmidas ainda sejam vistas por muitas pessoas como ambientes improdutivos e insalubres, nos últimos 30 anos, instituições governamentais e científicas foram responsáveis pela crescente valorização destes ecossistemas em nível mundial. Esta mudança foi devido a uma melhor compreensão não apenas de sua importância biológica, mas também de suas funções sociais, econômicas e culturais (De Groot, 1992). Entretanto, estes ecossistemas encontram-se ainda entre os ambientes mais degradados e vulneráveis do planeta sob o ponto de vista da conservação (Amezaga *et al.*, 2002).

Ações conservacionistas crescem em escala global à medida que a ameaça à biodiversidade é reconhecida. O volume de informação sobre a conservação da biodiversidade tem aumentado enormemente nos últimos 10-20 anos, e isso se evidencia através do crescente número de publicações que tratam desse assunto em diversos jornais e revistas do mundo todo. Entretanto, a seleção de áreas prioritárias para a conservação é baseada, na maioria das vezes, em critérios sem cientificidade, devido principalmente à falta de um sistema de suporte apropriado para os tomadores de decisão, onde as informações científicas estejam facilmente acessíveis (Pullin *et al.*, 2004).

O estabelecimento de áreas protegidas para a conservação é um requisito básico para Convenções Internacionais, como a Convenção em Diversidade Biológica (“Convention on Biological Diversity”), a Convenção “Berne” (“Berne Convention”), cujo enfoque é a vida silvestre e os habitats naturais da Europa, e a Convenção de Ramsar em Áreas Úmidas de Importância Internacional (“Ramsar Convention on Wetlands of International Importance”) (Jackson *et al.*, 2004).

Os ecossistemas aquáticos mantêm uma considerável biodiversidade e, especialmente os de água doce, estão entre os habitats mais ameaçados do mundo (Saunders *et al.*, 2002). A “Convenção sobre as Áreas Úmidas de Importância Internacional especialmente como Habitat de Aves Aquáticas” foi um dos primeiros tratados de caráter intergovernamental global sobre a conservação e o uso racional dos recursos naturais e provavelmente um dos mais importantes, principalmente para os ambientes naturais aquáticos. Esta convenção foi realizada em 1971 na cidade iraniana de Ramsar (Frazier, 1996)

A Convenção sobre Áreas Úmidas ou simplesmente Convenção de Ramsar passou a vigorar oficialmente em 1975 e hoje conta com 138 “Partes Contratantes” ou “Estados Membros”, distribuídos em diversas regiões do mundo. Segundo o Informativo de Ramsar, atualmente um total de 1.368 áreas úmidas de importância internacional, representando 119,6 milhões de hectares de área, se encontram sob a custódia da Convenção, como parte integrante da “Lista de Áreas Úmidas de Importância Internacional de Ramsar” (<http://www.ramsar.org>).

Uma das motivações originais para o estabelecimento da Convenção de Ramsar foi a preocupação que surgiu no início da década de 1960 em relação ao declínio das populações de aves aquáticas e de seus habitats, juntamente com um reconhecimento do valor das áreas úmidas para todas as formas de vida (Davis *et al.*, 1996). Sua missão consiste em fomentar a conservação e o uso sustentável das áreas úmidas por meio de ações nacionais e cooperação internacional, para atingir o desenvolvimento sustentável no mundo (Davis *et al.*, 1996).

O Brasil ratificou a Convenção de Ramsar em 24 de setembro de 1993, tendo sido promulgada pelo Decreto nº 1.905 de 16 de maio de 1996. A Diretoria de Áreas Protegidas do Ministério do Meio Ambiente atua como ponto focal desta Convenção no País e tem como compromisso coordenar, nacionalmente, a sua implementação. Até agora foram instituídos oito sítios no Brasil que integram a “Lista de Áreas Úmidas de Importância Internacional” (Artigo 2.1 da Convenção de Ramsar). Em ordem cronológica de designação, são eles (<http://www.mma.org.br>):

- 1) Parque Nacional da Lagoa do Peixe (RS), instituído em 24/05/1993, com área de 34.400 ha;
- 2) Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense (MT), instituído em 24/05/1993, com área de 135.000 ha;
- 3) Parque Nacional do Araguaia – Ilha do Bananal (TO), instituído em 04/10/1993, com área de 562.312 ha;
- 4) Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá (AM), instituída em 04/10/1993, com área de 1.124.000 ha;
- 5) Área de Proteção Ambiental das Reentrâncias Maranhenses (MA), instituída em 30/11/1993, com área de 2.680.911 ha;
- 6) Área de Proteção Ambiental da Baixada Maranhense (MA), instituída em 29/02/2000, com área de 1.775.036 ha;

- 7) Parque Estadual Marinho do Parcel Manuel Luiz (MA), instituído em 29/02/2000, com área de 34.556 ha;
- 8) Reserva Particular do Patrimônio Natural SESC Pantanal (MT), instituída em 06/12/2002, com área de 87.871 ha.

Pensar em conservação biológica automaticamente nos remete a áreas que mantêm preservadas suas características naturais, consistindo em habitats não perturbados. Áreas protegidas somam apenas 5% da superfície mundial, enquanto que mais de dois terços dos ambientes terrestres no mundo consistem em ecossistemas manejados pelo homem, incluindo sistemas agrícolas e florestais. Tendo em vista que grande parte da biodiversidade mundial ocupa também áreas manejadas pelo homem (Western e Pearl, 1989; Pimental *et al.* 1992), a comunidade científica tem voltado uma atenção especial para estes ambientes. Nesse contexto, surge um número crescente de estudos abordando o papel de agroecossistemas, tais como arrozais, na conservação da biodiversidade.

1.5. Ecologia de arrozais

Apesar de constituir um dos principais vetores de destruição e fragmentação das áreas úmidas naturais, a grande extensão e a crescente expansão do cultivo de arroz têm chamado a atenção da comunidade científica para a provável utilização desses habitats pela biota. Nesse contexto, as lavouras de arroz vêm sendo reconhecidas pelo seu valor para a biologia da conservação (Pimental *et al.*, 1992).

Devido às técnicas de manejo, os arrozais constituem ecossistemas que mudam rapidamente de características. Considerando o aspecto físico, há alterações cíclicas no ambiente constituindo as diferentes fases do ciclo de cultivo do arroz, que seguem (Tabela I): 1) Preparo do solo, compreendendo o período de setembro a novembro, em que é feita a aração, nivelamento do solo e aplicação de calcário. Neste período ocorre a aplicação de herbicida nos canais de irrigação, de modo a evitar a entrada de plantas daninhas à lavoura no momento do alagamento. 2) Plantio com posterior alagamento dos quadros e crescimento das plantas, entre os meses de novembro e janeiro, marcando o início do período com água. 3) Crescimento, culminando com o esgotamento dos quadros e com a colheita, de janeiro a abril. 4) Período pós-colheita, que se estende até o próximo preparo do solo, em geral de maio a setembro, marcado pelo abandono das lavouras com os resíduos da colheita, principalmente a palha do

arroz, motivo pelo qual esta fase é também chamada resteva. Ao longo do mundo, os arrozais são inundados nesse período com o objetivo de acelerar a decomposição e disponibilizar habitats para aves aquáticas (Elphick & Oring 1998). No Brasil esse manejo não é exercido. Enquanto algumas lavouras são totalmente drenadas após a colheita, outras permanecem com água, devido às condições do terreno ou por simples abandono para descanso do solo. O uso da terra, após a colheita, é decidido conforme os interesses do proprietário, geralmente com o objetivo de angariar mais fundos (caça ou pecuária).

As características físico-químicas da água nas lavouras alteram-se de acordo com as intervenções antrópicas, e tornam-se mais diferenciadas devido à aplicação de agroquímicos (Fernando, 1993), tais como fertilizantes e herbicidas. O intenso manejo resulta na criação de ambientes periodicamente sujeitos a perturbações importantes. Contudo, um sistema de lavouras de arroz apresenta, a longo prazo, uma estabilidade relativa. O estabelecimento de um ciclo anual, com fases seca e úmida intercaladas, com uma conexão periódica das lavouras com áreas úmidas naturais através dos canais de irrigação promovendo uma troca de informações biológicas entre os ambientes, proporciona a manutenção das comunidades nos arrozais. As espécies que ocupam esses sistemas tão intensamente e rapidamente alterados caracterizam-se por apresentarem estratégias de rápida colonização bem como rápido ciclo de vida (Fernando, 1995; 1996). As comunidades são compostas tanto por generalistas, que podem viver em habitats permanentes e áreas úmidas intermitentes, quanto por especialistas, com adaptações para lidar com a natureza efêmera dos ambientes (Lawler, 2001).

Os arrozais são considerados áreas úmidas artificiais (*man-made*) pela Convenção de Ramsar (Smart 1996), e vêm sendo alvo de um crescente número de estudos relacionados à conservação de comunidades associadas a esses ecossistemas. Há evidências de que as lavouras de arroz contribuem para sustentar a biodiversidade regional de muitas espécies de vertebrados e invertebrados (Lawler, 2001).

Acredita-se que os arrozais possam desempenhar um papel de suplementação dos recursos utilizados por algumas espécies de aves aquáticas, especialmente de recursos alimentares como macrófitas e macroinvertebrados (Czech e Parsons 2002, Elphick e Oring 2003, Lawler 2001, Maeda 2001, Tourenq *et al.* 2001). Muitas espécies de aves aquáticas utilizam arrozais como refugio (Dias e Burger 2005). Estudos recentemente realizados no Rio Grande do Sul revelaram aspectos

interessantes para estudos futuros - fragmentos de áreas úmidas inseridas em matriz orizícola apresentaram maior riqueza de aves que fragmentos de mesmo tamanho situados em matriz de campos secos (Guadagnin & Maltchik, 2007), demonstrando que os arrozais podem estar desempenhando algum papel na suplementação de habitats. A composição e abundância de aves aquáticas variam significativamente ao longo do ano pelo ingresso de migrantes de verão e de inverno, e sabe-se que fragmentos de áreas naturais apresentam o mesmo padrão estacional de variação (Guadagnin *et al.* 2005). No entanto, não existem dados sobre em que medida os arrozais são capazes de substituir ou complementar os remanescentes naturais como refúgio para a assembléia de aves.

Os anfíbios são organismos dependentes das áreas úmidas e vulneráveis aos efeitos da perda e fragmentação pela sua baixa mobilidade e requisitos especiais de habitat (Knutson *et al.* 1999; Lehtinen *et al.*, 1999). Os arrozais parecem funcionar como elementos de conectividade para assembléias de anfíbios em remanescentes naturais (Houlahan e Findlay 2003, Knutson *et al.* 2004).

As macrófitas aquáticas, que constituem a base da cadeia trófica nos ambientes aquáticos e são fundamentais nos processos de ciclagem e estoque de nutrientes, em arrozais são consideradas infestantes e daninhas à produtividade. Assim, a maioria dos trabalhos desenvolvidos em arrozais teve como objetivo identificar formas de controlar o desenvolvimento de macrófitas aquáticas nas lavouras (Christoffoleti *et al.* 1994, Cobucci e Noldin 1999, Fleck 2000). Entretanto a manutenção da diversidade de macrófitas aquáticas em áreas de cultivo de arroz pode ser benéfica no sentido de preservar a cobertura do solo e servir como estoque de nutrientes. Apenas recentemente, surgiram estudos que buscam averiguar os aspectos positivos de manter-se a diversidade de plantas aquáticas em arrozais. Apesar de escassos, estudos como os desenvolvidos no Cambódia demonstraram que as plantas aquáticas podem servir como fonte de alimento para a população humana e animais domésticos, além do seu uso com fins medicinais, produção de fertilizantes e correção do solo (Shams e Hong 1998, Shams *et al.* 2005). Tais investigações podem oferecer subsídios para estabelecer estratégias nacionais e regionais de conservação da biodiversidade e dos recursos hídricos.

Em um levantamento realizado em diversos arrozais no Sri Lanka, verificou-se uma alta diversidade de macroinvertebrados, vertebrados, plantas aquáticas e fungos, sendo que os macroinvertebrados representaram 68% do número total de espécies

encontrado (Bambaradeniya *et al.*, 2004). Esse grupo de organismos desempenha um papel relevante no funcionamento dos ecossistemas aquáticos. Os macroinvertebrados são fundamentais para a dinâmica de nutrientes, para a transformação da matéria e para o fluxo de energia nos ambientes aquáticos (Callisto e Esteves, 1995). Entre suas diferentes funções, auxiliam o processo de decomposição, aceleram a ciclagem de nutrientes através do biorrevolvimento, são fundamentais na dinâmica trófica dos ecossistemas aquáticos, constituindo alimento para inúmeras espécies de peixes e aves, e possuem um importante papel como bioindicadores da qualidade da água, já que alguns grupos respondem de forma diferente ao grau de contaminação dos ecossistemas aquáticos.

Dentre os estudos existentes sobre macroinvertebrados em sistemas de arrozais, os que abordam as pragas são mais numerosos e detalhados, enquanto que poucos são os que consideram a biodiversidade desse grupo como um todo (Bambaradeniya *et al.*, 2004). Entre estes, Heckman (1974, 1979) produziu listas de espécies para sistemas de arrozais em Laos e na Tailândia. Os trabalhos de Heong *et al.* (1991) e Schoenly *et al.* (1996) realizados nas ilhas Filipinas trazem informações sobre as comunidades de artópodos e suas estruturas tróficas em lavouras de arroz irrigado.

O estudo da biodiversidade associada aos agroecossistemas como os arrozais é de grande valia para a comunidade científica, uma vez que a manutenção da diversidade biológica é essencial para uma agricultura produtiva; e uma agricultura sustentável é, por conseguinte, essencial para a preservação da biodiversidade (Pimental *et al.* 1992). As práticas de manejo agrícola podem afetar o valor que os arrozais possuem para a manutenção da biodiversidade, e, sendo assim, os pesquisadores devem trabalhar na conscientização dos produtores para utilizar métodos que favoreçam as espécies de áreas úmidas intermitentes, e que sejam realizados estudos sobre a dinâmica populacional destas espécies (Lawler, 2001).

2. Poríferos Continentais

2.1 Caracterização geral

São animais filtradores, sésseis, que podem ocorrer em corpos d'água permanentes ou temporários. Nesses ambientes as esponjas incrustam substratos duros tais como rochas, raízes de macrófitas aquáticas, galhos submersos da vegetação ripária ou ainda troncos de árvores em regiões que sofrem inundações sazonais, como por exemplo, as várzeas dos grandes rios amazônicos (Volkmer-Ribeiro & Pauls, 2000; Volkmer-Ribeiro, 1999).

Além da reprodução sexuada através de larvas livre-natantes, as esponjas continentais apresentam também reprodução assexuada, através de gêmulas. Estas consistem em estruturas resistentes a flutuações nas condições ambientais, que foram fundamentais na ocupação dos ambientes continentais. Em ambientes onde a permanência de água seja curta, tais como banhados, a reprodução das esponjas se dá principalmente por gemulação, enquanto que em ambientes mais estáveis, como o fundo de grandes rios, a reprodução sexuada seja favorecida (Frost, 1991, Volkmer-Ribeiro e Pauls, 2000). As gêmulas são essenciais na determinação de espécies, gêneros e famílias (Potts, 1887; Jewell, 1952; Penney e Racek, 1968; Volkmer-Ribeiro, 1981; Volkmer-Ribeiro e Pauls, 2000).

As esponjas continentais vêm sendo consideradas organismos indicadores ambientais em dois sentidos, conforme Volkmer-Ribeiro (1999). O primeiro diz respeito à condição natural das águas onde são encontradas. As esponjas são sensíveis a certas alterações ambientais resultantes de atividades antrópicas, tais como a presença de poluentes químicos, a liberação de cargas extras de sedimento, ou ainda, alterações que causem uma redução na oxigenação das águas, seja pela diminuição do fluxo, seja por aumento nas taxas de consumo de oxigênio decorrente do aporte de matéria orgânica estranha ao sistema. De outra forma, as esponjas vêm sendo citadas como “ecoindicadores”, com espécies ou comunidades típicas de determinados ambientes. Nesse sentido, as esponjas podem ser também utilizadas em estudos paleoecológicos (Turcq *et al.*, 1998; Volkmer-Ribeiro e Turcq, 1996; Volkmer-Ribeiro *et al.* 2004), uma vez que as espículas silicosas depositadas nos sedimentos permitem uma avaliação da fauna que viveu no local.

Além do caráter bioindicador, as esponjas continentais desempenham um papel importante na dinâmica dos ecossistemas em que vivem. Como constituintes das cadeias tróficas, as esponjas são capazes de consumir uma grande quantidade de bactérias, dado ao importante potencial de filtração que apresentam (Melão e Rocha, 1996). Estão também inseridas na dieta de algumas espécies de peixes. Um estudo do conteúdo estomacal de exemplares de “piava” (*Leporinus obtusidens*) do Rio Guaíba revelou a presença de espículas de diversas espécies ocorrentes no local (Volkmer-Ribeiro e Grosser, 1981). Dentre vários grupos de larvas de insetos que ovopositam em substratos submersos, os Chironomidae destacam-se por preferirem as esponjas (Roque *et al.*, 2004). Outros invertebrados têm também sido relacionados como associados às esponjas.

2.2 Diversidade

Todas as espécies continentais de Porifera pertencem à classe Demospongiae, por serem os organismos constituídos de espículas silicosas envolvidas numa bainha de espongina, constituindo um retículo silicoso. São atualmente reconhecidas 149 espécies a nível mundial e, no Brasil, 44 espécies têm registro (Volkmer-Ribeiro, 1999). As espécies ocorrentes no Brasil estão distribuídas nas três famílias conhecidas: Spongillidae GRAY, 1867, Potamolepidae BRIEN, 1967 e Metaniidae VOLKMER-RIBEIRO, 1986. As espécies da família Spongillidae formam esqueletos constituídos mais por espongina que por sílica. Formam espécimes extremamente frágeis que se desintegram quando secos. Em habitats muito instáveis, os espécimes formam gêmulas abundantes, e estas ficam depositadas no sedimento após a morte do indivíduo até que as condições sejam favoráveis ao desenvolvimento de uma nova esponja. A família Potamolepidae caracteriza-se pelo esqueleto extremamente duro e resistente, com muita sílica e pouca espongina. Estes ocorrem preferencialmente no bentos rochoso de rios, apresentando um crescimento horizontal e formando crostas configurando grandes manchas de poucos centímetros de altura no leito rochoso contínuo. Já a família Metaniidae tem por característica principal o esqueleto constituído por uma rede de feixes espessos de espículas, motivo pelo qual os espécimes são extremamente resistentes. As gêmulas são retidas no esqueleto, eclodindo quando as condições se tornam favoráveis. Esta família caracteriza-se pela ocupação dos ambientes estacionais das florestas úmidas equatoriais e temperadas e

tem grande representação na Amazônia (Batista *et al.*, 2003). A espécie *Drulia brownii* (Bowerbank, 1863) é um exemplo típico das várzeas inundáveis dos rios dessa região, pois forma grandes exemplares. Os indivíduos crescem durante o período inundado, formam gêmulas e secam quando a água baixa. Quando há um novo pulso de inundação, as gêmulas eclodem formando vários novos indivíduos, sobre o esqueleto do primeiro, e assim sucessivamente (Volkmer-Ribeiro *et al.*, 1983).

A composição das comunidades de poríferos continentais está relacionada principalmente com dois parâmetros: o tipo de ambiente (se lótico ou lêntico, permanente ou temporário) e o tipo de substrato disponível (Frost, 1991). As esponjas apresentam uma notável especificidade de habitats, tanto que podem ser consideradas indicadoras de certos ambientes, tanto a nível de espécie quanto a nível de comunidade (Volkmer-Ribeiro, 1999; Batista *et al.*, 2003).

Um exemplo a ser citado é a comunidade levantada ao longo do Rio Uruguai (Bowerbank, 1863; Bonetto & Ezcurra de Drago, 1967, 1968; De Rosa-Barbosa, 1984), composta pelas espécies *Trochospongilla repens* Hinde, 1888 e *Houssayella iguazuensis* Bonetto & Ezcurra De Drago, 1966 (Spongillidae), *Drulia uruguayensis* Bonetto e Ezcurra de Drago (Metaniidae), *Oncosclera schubarti* (Bonetto & Ezcurra de Drago, 1967), *O. navicella* (Carter, 1881) e *Uruguay coralloides* (Bowerbank, 1863) (Potamolepidae). Esta comunidade distingue-se por ser constituída não só por espécies da família Spongillidae mas por ter representantes das famílias Metaniidae e Potamolepidae, e também porque ocupa o bentos rochoso do rio. Esta comunidade é semelhante ao bentos rochoso dos rios amazônicos prospectados por Batista *et al.* (2003). É, portanto, considerada indicadora de ambientes estáveis, com grande volume de água, pouco sujeitos a perturbações decorrentes da sazonalidade.

A comunidade supra-citada não é comparável a outras de rios menores também localizados em zonas de altitude do RS. Em estudos recentes (dados não publicados) a equipe de Porifera Continental da Fundação Zoobotânica do RS registrou, para o Rio Tainhas, apenas a espécie *Oncosclera jewelli* (Volkmer, 1963) (Potamolepidae). Entretanto, com este registro confirma-se a ocorrência de uma espécie da família Potamolepidae em ambiente típico para a família: um rio de leito rochoso, proporcionando um habitat estável com um regime hídrico sazonal bem definido. A quantidade de gêmulas nos exemplares condiz com essas observações, visto que essas esponjas não precisam disponibilizar muita energia para a produção de gêmulas.

2.3. Ecologia

Estudos sobre a ecologia de poríferos continentais abordaram principalmente a ecologia do indivíduo e de populações. Mann *et al.* (1972) relataram que esponjas constituíram 40% da produção bentônica animal no rio Tâmis. Frost *et al.* (1982) publicou o mais completo estudo de dinâmica populacional de esponjas continentais através de uma análise quantitativa detalhada da variação da biomassa ao longo de um ciclo anual de *Spongilla lacustris* (Linnaeus, 1758) (Spongillidae), uma espécie de zonas temperadas.

Na região Neotropical o interesse na ecologia de esponjas continentais vem se intensificando, tendo em vista o número crescente de publicações versando sobre o tema. Apesar de os estudos estarem concentrados no Rio Grande do Sul e na região Amazônica, levantamentos em distintos ambientes da Planície Costeira do Brasil estão revelando uma diferença na composição das comunidades de esponjas de acordo com um gradiente ambiental de deslocamento no sentido oceano-continente (Volkmer-Ribeiro e Machado, 2007).

O ambiente de maior influência marinha levantado para esta fauna foi o complexo lagunar Mundaú-Manguaba, Alagoas (Volkmer-Ribeiro e Tavares, 1990). Foi registrada a ocorrência de *Spongilla alba* Carter, 1849 em todo o sistema, aí incluída a porção mixohalina e de *Heteromeyenia stepanowii* (Dybowsky, 1884), (recentemente sinonimizada em *H. cristalina* n.sp. Batista, Volkmer-Ribeiro & Melão, 2007), *Ephydatia facunda* Weltner, 1895, *Trochospongilla paulula* (Bowerbank, 1863) e *Eunapius fragilis* (Leidy, 1851) nos seus compartimentos de água doce. Em data recente, Volkmer-Ribeiro e Machado (2007) relacionaram *S. alba* a ambientes mixohalinos, tendo ocorrido também na Lagoa Feia no Rio de Janeiro, nas mesmas condições. As autoras atribuíram a ocorrência desta espécie no Rio Ipanema, dentro do bioma Caatinga, ao fato de que o rio seca completamente e, durante esse período, a concentração de sais vai aumentando à medida que a seca toma espaço, resultando em um ambiente mixohalino.

A espécie *Ephydatia facunda* foi considerada dominante na Estação Ecológica do Taim (Volkmer-Ribeiro *et al.*, 1988), a partir da coleta de inúmeros exemplares em todos os ambientes aquáticos da Estação, incrustando as raízes submersas das macrófitas flutuantes. *Heteromeyenia insignis* Weltner, 1895 ocorreu como rara nesta unidade de conservação, tendo, na ocasião, sua área de ocorrência expandida para a

faixa costeira gaúcha. Na mesma publicação os autores descrevem a nova espécie, *Anheteromeyenia sheilae* para lagoinha temporária na faixa de dunas costeiras próximas ao Parque Nacional da Lagoa do Peixe, RS. A espécie foi, posteriormente, enquadrada no novo gênero *Racekiela*, gerando a combinação *Racekiela sheilae* (Volkmer-Ribeiro, De Rosa-Barbosa & Tavares, 1988).

Seguindo o gradiente ambiental de interiorização continental, o próximo segmento costeiro levantado para essa fauna foi o dos Lençóis Maranhenses (Volkmer-Ribeiro *et al.*, 1999), abordando-se distintos corpos de águas doces contidos nessa larga faixa arenosa no estado do Maranhão. Verificou-se a ocorrência de *Corvoheteromeyenia heterosclera* (Ezcurra de Drago, 1974) nas lagoinhas estacionais encaixadas entre as dunas móveis mais próximas da linha de contato continente-oceano.

Em data recente Volkmer-Ribeiro *et al.* (2007b) levantaram a fauna espongológica ocorrente nos habitats aquáticos da região dos Butiazais de Tapes e Lagoa do Casamento e ecossistemas lênticos associados, incluindo a Lagoa dos Gateados. Foi detectada a ocorrência das espécies: *Corvoheteromeyenia australis* (Bonetto & Ezcurra de Drago, 1963), *E. facunda*, *R. sheilae*, *Radiospongilla amazonensis* Volkmer-Ribeiro & Maciel, 1983, *Trochospongilla variabilis* Bonetto & Ezcurra de Drago, 1973, *T. lanzamirandai* Bonetto & Ezcurra de Drago, 1964 e *E. fragilis*. O fato de que poucos exemplares foram encontrados na vegetação aquática, em contraste à grande quantidade de gêmulas nos sedimentos, foi atribuído à curta permanência dos substratos disponíveis, devido à ação constante do vento arrastando a vegetação contra as margens das lagoas e banhados. Concomitantemente, Volkmer-Ribeiro *et al.* (2007a) registraram a comunidade de macroinvertebrados betônicos nesses mesmos ambientes, aí incluídas as esponjas, constatando que algumas dessas estiveram relacionadas com características dos sedimentos: *E. fragilis* e *T. variabilis* foram abundantes em locais com lama predominante e alto teor de matéria orgânica no sedimento, enquanto que *R. amazonensis* foi favorecida em locais com sedimento mais arenoso e com pouca matéria orgânica.

O ambiente mais interior em relação ao oceano levantado para a fauna espongológica foi o do Delta do Jacuí (Tavares *et al.*, 2003), revelando a ocorrência de *H. cristalina*, *T. paulula*, *T. minuta*, *Oncosclera navicella* (Carter, 1881) e *Trochospongilla lanzamirandai* Bonetto & Ezcurra de Drago, 1964, *C. australis*, *Corvospongilla seckti* Bonetto & Ezcurra de Drago, 1966, *R. amazonensis* e *E.*

fragilis. O estudo da variação na abundância estacional de poríferos nesse ambiente (Tavares *et al.*, 2005) revelou que *H. stepanowii*, *T. paulula* e *O. navicella* tiveram sua ocorrência e abundância significativamente relacionadas ao outono, sendo que a última espécie ocorreu somente nesta estação. O registro, nas regiões da Lagoa do Casamento e dos Butiazais de Tapes, das espécies *C. australis*, *E. facunda* e *R. amazonensis* ocorrendo nas mesmas condições no Parque Estadual do Delta do Jacuí, revelou o caráter indicador destas espécies para macrofitais de ambientes costeiros no estado do Rio Grande do Sul, ou seja, em clima temperado (Volkmer-Ribeiro *et al.*, 2007b). As autoras destacaram ainda, em comparação com os estudos previamente citados, uma diferenciação na composição da comunidade de poríferos continentais de acordo com o estágio sucessional dos corpos de águas doces costeiros, marcada pela redução da riqueza total e pela presença dominante de *E. facunda* à medida que vão tendo seu perímetro e profundidade reduzidos em função da colmatação e da progressão da vegetação de macrófitas, com aumento do conteúdo de matéria orgânica na água e nos sedimentos.

O trabalho realizado constitui o primeiro a abordar a dinâmica de assembléias de esponjas numa área de cultivo de arroz, configurando um ecossistema integralmente manejado pelo homem, e por isto, intensamente sujeito a perturbações ambientais. São apresentados os resultados do levantamento das assembléias nos distintos habitats aquáticos desse ecossistema, bem como a dinâmica das mesmas ao longo de um ciclo de cultivo e a relação da abundância das espécies com as variáveis ambientais.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Amezaga J.M. Santamaría L. & Green A.J. (2002) Biotic wetland connectivity – supporting a new approach for wetland policy. *Acta Oecologica* 23: 213-222.
- APHA WPCP (2005). Standard methods for the examination of water and wastewater. Washington, D.C., 21th edn.
- Bambaradenya C. N. B. Edirisinghe J. P. De Silva D. N. Gunatilleke C. V. S.; Ranawana K. B. Wijekoon S. (2004) Biodiversity associated with an irrigated rice agro-ecosystem in Sri Lanka. *Biodiversity and Conservation* 00: 1-39.
- Barbier E.B. Acreman M.C. & Knowler D. (1997) *Economic valuation of wetlands: a guide for policy makers and planners*. Gland, Ramsar Convention Bureau.
- Batista T.C.A Volkmer-Ribeiro C. Darwich A. & Alves L.F. (2003) Freshwater sponges as indicators of floodplain lake environments and of river rocky bottoms in Central Amazonia. *Amazoniana*, 17(3/4): 525-549
- Berry J.F. (1993) Ecological principles of wetland ecosystems, in Dennison, M.S. & Berry J.F. (eds.). *Wetlands: Guide to science, law, and technology*. Noyes Publications, New Jersey, U.S.A.
- Bonetto A.A. & Ezcurra de Drago I. (1967) Esponjas del nordeste argentino. *Acta Zoologica Lilloana* 23: 331-348.
- Bonetto A.A. & Ezcurra de Drago I. (1968) El género *Drulia* en el Rio Uruguay (Porifera, Spongillidae) *Physis* 28: 211-216.
- Callisto M. & Esteves F.A. (1995) Distribuição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em um lago amazônico impactado por rejeito de bauxita, Lago Batata (Pará, Brasil). *Oecol. Bras.* 1: 281-291.
- Christoffoleti, P.J., R. Victoria Filho & C.B. Silva. (1994) Resistência de plantas daninhas aos herbicidas. *Planta daninha* 12(1): 9-15.
- Cobucci, T. & Noldin J.A. (1999) Plantas daninhas e o seu controle, In: Vieira, N.R.A., A.B. Santos & E.P. Santana (Eds.). *A cultura do arroz no Brasil. Santo Antônio de Goiás*. Embrapa Arroz e Feijão, p. 375-415.
- Czech, H.A. & Parsons K.C. (2002) Agricultural wetlands and waterbirds: A review. *Waterbirds* 25: 56-65.
- Davis T.J. Blasco D. & Carbonell M. (1996) *Manual de la Convencion de Ramsar. Uma guia a la Convencion sobre los humedales de importância internacional*. Gland, Oficina de la Convencion de Ramsar. 211 p.

- De Groot R.S. (1992) *Functions of nature: evaluation of nature in environmental planning, management and decision making*. Wolters Noordhoff.
- De Rosa-Barbosa R (1984) Reavaliação da fauna espongológica continental do estado do Rio Grande do Sul, Brasil, frente a novas coletas. *Iheringia, série Zoologia*, 64: 127-148.
- Dias, R.A. & Burger M.I. (2005) *A assembléia de aves de áreas úmidas em dois sistemas de cultivo de arroz irrigado no extremo sul do Brasil*. Ararajuba, 13(1):63-80.
- Elphick C.S. & Oring. L.W. (1998) Winter management of Californian rice fields for waterbirds. *Journal of Applied Ecology* 35: 95-108.
- Elphick C.S. & Oring. L.W. (2003) Conservation implications of flooding rice fields on winter waterbird communities. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 94(1):17-29.
- Fernando C.H. (1993) Rice field ecology and fish culture – an overview. *Hydrobiologia* 59: 91–113.
- Fernando C.H. (1995) Rice fields are aquatic, semi-aquatic, terrestrial and agricultural: a complex and questionable limnology. In: Timotius K.H. and Goltenboth F. (eds) *Tropical Limnology* 1: 121–148.
- Fernando C.H. (1996) Ecology of rice fields and its bearing on fisheries and fish culture. In: de Silva S.S. (ed) *Perspectives in Asian Fisheries*. Asian Fisheries Society, Manila, Philippines. p. 217–237.
- Fleck N.G. (2000) *Controle de plantas daninhas na cultura do arroz irrigado através da aplicação de herbicidas com ação seletiva*. Porto Alegre.
- Frazier S. (1996) *Directory of wetlands of international importance – an update*. Sixth meeting of the conference of the contracting parties to the Ramsar Convention. Birsbane, Austrália.
- Frost T.M. (1991) Porifera, in: Thorp J.H. & Covich A.P. (Eds.) *Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates*. Academic Press, New York: p. 95-124.
- Frost T.M. Nagy G.S. & Gilbert J.J. (1982). Population dynamics and standing biomass of the freshwater sponge *Spongilla lacustris*. *Ecology*, 63: 1203-1210.
- Getzner M. (2002) Investigating public decisions about protecting wetlands. *Journal of Environmental Management*, 64, 237-246.
- Gibbs J.P. (2000) Wetland Loss and Biodiversity Conservation. *Conservation Biology* 14: 314-317.

- Guadagnin D. & Maltchik L. (2007) Habitat and Landscape Factors Associated with Neotropical Waterbird Occurrence and Richness in Wetland Fragments. *Biodiversity and Conservation* 16: 1231-1244.
- Guadagnin D.L. Peter A.S. Perello L.F.C. & Maltchik L. (2005). Spatial and temporal patterns of waterbird assemblages in fragmented wetlands of Southern Brazil. *Waterbirds* 28(3):261-272.
- Heckman C.W. (1979) Rice field ecology in North East Thailand. *Monographs Biology* 34: 228.
- Heong K.L. Aquino G.B. & Barrion A.T. (1991) Arthropod community structures of rice ecosystems in the Philippines. *Bulletin of Entomological Research* 81: 407–416.
- Houlahan, J.E. & Findlay C.S. (2003) The effects of adjacent land use on wetland amphibian species richness and community composition. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 60: 1078-1094.
- Jackson S.F. Kershaw M. & Gaston K.J. (2004) The performance of procedures for selecting conservation areas: waterbirds in the UK. *Biology Conservation* 118: 261-270.
- Jewell M. E. (1952) The genera of North American Freshwater fresh-water sponges *Parameyenia*, new genus. *Transactions of the Kansas Academy of Sciences*, 55(4): 445-457.
- Knutson M.G. Sauer J.R. Olsen D.A. Mossman M.J. Hemesath L.M. & Lannoo M. J. (1999) Effects of landscape composition and wetland fragmentation on frog and toad abundance and species richness in Iowa and Wisconsin, USA. *Conservation Biology* 13: 1437-1446.
- Lawler S.P. (2001) Rice fields as temporary wetlands: a review. *Israel Journal of Zoology* 7: 513–528.
- Lehtinen, R.M. Galatowitsch S.M. & Tester J.R.. (1999) Consequences of habitat loss and fragmentation for wetland amphibian assemblages. *Wetlands* 19: 1-12.
- Maeda T. (2001) Patterns of bird abundance and habitat use in rice fields of the Kanto Plain, central Japan. *Ecological Research*, 16(3):569-585.
- Maltchik, L. Costa M.A.J. & Duarte M.C.D. (1999) Inventory of Brazilian semiarid shallow lakes. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 71: 801-808.
- Maltchik, L.; Costa, E.S.; Becker, C.G. & Oliveira, A.E. (2003a) Inventory of wetlands of Rio Grande do Sul (Brazil). *Pesquisas Bot.* 53: 89-100.

- Maltchik, L.; Bertoluci, V.D.M. & Erba, D.A. (2003b) Inventário das áreas úmidas do município de São Leopoldo, Rio Grande do Sul, Brasil. *Pesquisas Bot.* 53: 79-88.
- Maltchik, L. Rolon A.S. Guadagnin D.L. & Stenert C. (2004) Wetlands of the Rio Grande do Sul, Brazil: a classification with emphasis on their plant communities. *Acta Limnologica Bras.* 16(2): 137-151.
- Mann K.H. Britton A. Kowalczewski T.J. Lack T.J. Mathews C.P & McDonald I. (1972) Productivity and energy flow at all trophic levels in the River Thames, England. In: Kajak Z & Hillbricht-Ilkowska A (eds.) *Productivity problems in freshwaters*. Proc. IBP-UNESCO Symp. Productivity in Freshwaters.
- Martin A.C. Hotchkiss N. Uhler F.M. & Bourn W.S. (1953) *Classification of wetlands of the United States*. US Fish and Wildlife Service Special Scientific Reports Wildlife.
- Melão M.G.G. & Rocha O (1996) Consumo e taxas de filtração de *Metania spinata* (Porífera, 93. Metaniidae). Anais do VII Seminário Regional de Ecologia. São Carlos, SP, Brasil. 7:87-93.
- Mitsch W.J. & Gosselink J.G. (2000) *Wetlands*. John Wiley & Sons, New York.
- Naranjo L.G. (1995) An evaluation of the first inventory of South American wetlands. *Vegetatio* 118: 125-129.
- National Research Council. (1995) *Wetlands: characteristics and boundaries*. National Academy, Washington, D.C.
- Neiff J.J. (1999) El regimen de pulsos em rios y grandes humedales de Sudamerica, p. 99, in Malvarez A.I. (ed.). *Temas sobre humedales subtropicales y templados de Sudamerica*. Ed. Univers. de Buenos Aires, Buenos Aires.
- Neiff J.J. (2003) Planícies de inundação são ecótonos?, p. 29-45, in Henry R. (coord.). *Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos*. Rima, São Carlos.
- Odum E.P. (1988) *Ecologia*. Guanabara Koogan S.A., Rio de Janeiro.
- Paijmans K. Galloway R.W. Faith D.P. Fleming P.M. Haantjens H.A. Heyligers P.C. Kalma J.D. & Loffler E. (1985) *Aspects of Australian wetlands*. CSIRO, Melbourne.
- Penney J. T. & Racek A. (1968) Comprehensive revision of a worldwide collection of freshwater sponges (Porifera: Spongillidae). *Bulletin of the United States National Museum*, 272: 1-184.
- Pimental D. Stachow U. Takacs D. Brubaker H.W. Dumas A.R. Maeney J.J. O'Neil J.A.S. Onsi D.E & Corzilius D.B. (1992) Conserving biological diversity in agricultural/forestry systems. *Bioscience*, 42 (5): 354-362.

- Ping C.L. Moore J.P. & Clark M.H. (1990) Wetland properties of permafrost soils in Alaska. Presented to the VIII International Soil Correlation Meeting: Classification and Management of Wet Soils, Louisiana to Texas.
- Potts E. (1887) Contributions towards a synopsis of American forms of fresh-water sponges with description of those named by other authors and from all parts of the world. *Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia*, 39, 158-279.
- Pullin, A.S. Knight T.M. Stone D.A. & Charman K. (2004) Do conservation managers use scientific evidence to support their decision-making? *Biological Conservation* 119: 245-252.
- Ramsar Convention Bureau. (1990) *Directory of Wetlands of International Importance*. Ramsar Convention Bureau, Gland.
- Ramsar Convention on Wetlands. (2002) *Wetland Values and Functions*. Disponível na Internet. http://www.ramsar.org/info/values_intro_e.htm
- Roque F.O. Trivinho-Strixino S. Couceiro S.R.M. Hamada N. Volkmer-Ribeiro C. & Tavares M.C.M. (2004) Species of *Oukuriella* Epler (Díptera, Chironomidae) inside freshwater sponges in Brazil. *Revista Brasileira de Entomologia* 48(2): 291-292.
- Saunders D.L. Meeuwig J.J. & Vincent A.C.J. (2002) Freshwater protected areas: strategies for conservation. *Conservation Biology* 16: 30-41.
- Schoenly K. Cohen J.E. Heong K.L. Litsinger J.A. Aquino G.B. & Barrion A.T. (1996) Food web dynamics of irrigated rice fields at five elevations in Luzon, Philippines. *Bulletin of Entomological Research* 86: 451-460.
- Scott D.A. & Carbonell M. (eds.) (1986) *Inventario de humedales de la Región Neotropical*. IWRB-UINC, Slimbridge.
- Shams, N. & Hong T. (1998) *Cambodia's Rice Field Ecosystem Biodiversity - resources and benefits*. Deutche Gesellschaft fur Technische Zusammenarbeit (GTZ). Kampong Thom Provincial Development Programme, Phnom Penh. 60pp.
- Shams, N. Samram T. Gutierrez D. Phanny M. & Sameounl N. (2005) *Much More Than Rice: Rice Field Biodiversity and Food Security in Southeastern Cambodia. Growing Diversity Project, Case Studies* (Asia). <http://www.grain.org/gd/en/case-studies/cases/fulltext/doc-pdf/as-full-cambodia-fish-en.pdf>
- Smart M. (1996) The Ramsar Convention: Its role in conservation and wise use of wetland biodiversity, p. 18-31, in: Hails A.J. (ed.). *Wetlands, Biodiversity and the Ramsar Convention. The role of the Convention on Wetlands in the conservation and wise use of biodiversity*. Ramsar Convention Bureau, Gland.

- Soil Conservation Service. (1994) *National Bulletin N° 450-4-1*. TCH – Interagency testing of the “Field Indicators of Hydric Soils of the United States”.
- Tarnocai C. (1980) Canadian wetland registry, in Rubec, C.D.A. & Pollett, F.C. (eds.). *Workshop on Canadian Wetlands*. Lands directorate, Environment Canada, Ottawa.
- Taylor A.R.D. Howard G.W. & Begg G.W. (1995) Developing wetland inventories in Southern Africa: A review. *Vegetatio* 118: 57-79.
- Tiner R.W. (1984) *Wetlands of the United States: current status and recent trends*. U.S. Fish and Wildlife Service, Washington.
- Tiner R.W. (1991a) How wet is a wetland? *Great Lakes Wetlands Newsletter* 2: 1-4, 7.
- Tiner R.W. (1991b) The concept of a hydrophyte for wetland identification. *Bioscience* 41: 236-247.
- Tiner R.W. (1993) Wetlands are ecotones: reality ou myth?, p.1-15, in Gopal, B.; Hillbricht-Ilkowska, A. & Wetzel R.G. (eds.). *Wetlands and ecotones: studies on land-water interactions*. National Institute of Ecology, New Delhi.
- Tiner R.W. (1999) *Wetland indicators*. Lewis Publishers, New York.
- Tourenq C. Bennetts R.E. Kowalski H. Vialet E. Lucchesi J.L. Kayser Y. & Isenmann P. (2001) Are ricefields a good alternative to natural marshes for waterbird communities in the Camargue, southern France? *Biological Conservation*, 100(3):335-343.
- U.S. Army Corps of Engineers (USACE). (1987) *USACE Wetlands Delineation Manual*. Environmental Laboratory, U.S. Army Eng. Waterway Exp. Stn. Tech. Rep.
- Volkmer-Ribeiro C. (1981) Porifera, in: Hubert S. H. Rodriguez G. & Santos N. D. (eds.) *Aquatic Biota of Tropical South America. Part 2: Anarthropoda*. San Diego State University, San Diego, p.86-95
- Volkmer-Ribeiro C. (1999). Porífera, in: Joly, C.A.; Bicudo, C.E.M. *Biodiversidade do Estado de São Paulo: síntese do conhecimento ao final do século XX: 4. Invertebrados de água doce*. São Paulo: FAPESP, 1-9.
- Volkmer-Ribeiro C. & Grosser K.M. (1981) Gut contents of *Leporinus obtusidens* “sensu” von Ihering (Pisces, Characoidei) used in a surey for freshwater sponges *Revista Brasileira de Biologia* 41(1): 175-183.
- Volkmer-Ribeiro C. De Rosa-Barbosa & R Mello H. F. (1983) The unexpected occurrence of *Drulia brownii* (Bowerbank, 1863) (Porifera, Spongillidae), in an oxbow lake at the extreme south of Brazil. *Iheringia série Zoologia*, 63: 3-10.

- Volkmer-Ribeiro C. De Rosa-Barbosa R. & Tavares M.C.M. (1988) *Anheteromeynia sheilae* sp. n. e outras esponjas dulciaquícolas da região costeira do Rio Grande do Sul. (Porifera, Spongillidae). *Iheringia*, série Zoologia 68: 83-98.
- Volkmer-Ribeiro C. & Tavares M.C.M. (1990) Esponjas de água doce do complexo lagunar Mundaú-Manguaba e dos seus rios formadores; Alagoas, Brasil. *Iheringia*, série Zoologia 70:171-172.
- Volkmer-Ribeiro C. Correia M.M.F. Brenha S.L.A. & Mendonça M.A. (1999) Freshwater sponges from a Neotropical sand dune area. *Memoirs of the Queensland Museum* 44: 643-649.
- Volkmer-Ribeiro C & Pauls S.M. (2000) Esponjas de água doce (Porifera, Demospongiae) de Venezuela. *Acta Biologica Venezuelica* 20 (1): 1-28.
- Volkmer-Ribeiro C. & Machado V.S. (2007) Freshwater sponges (Porifera, Demospongiae) indicators of some coastal habitats in South America: redescrptions and key to identification. *Iheringia*, série Zoologia, 97(2): 157-167.
- Volkmer-Ribeiro C. De Rosa-Barbosa R Guadagnin D. L. Mostardeiro C. C. & Pedroso A. P. S. (2007a) Macroinvertebrados bentônicos. In: Becker F. G. Ramos R. A. & Moura L. A. (Orgs.). Biodiversidade. Regiões da Lagoa do Casamento e dos Butiazais de Tapes. Planície Costeira do Rio Grande do Sul. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2007, p. 144-155.
- Volkmer-Ribeiro C. De Rosa-Barbosa R & . Mostardeiro C. C. (2007b) Esponjas. In: Becker F. G. Ramos R. A. & Moura L. A. (Orgs.). Biodiversidade. Regiões da Lagoa do Casamento e dos Butiazais de Tapes. Planície Costeira do Rio Grande do Sul. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2007, p. 156-163.
- Western D. & Pearl M.C. (eds.) (1989) Conservation for the Twenty-first Century. Oxford University Press, New York.
- Willard D. Leslie M. & Reed R.B. (1990) Defining and delineating wetlands, in Bingham G. Clark II E.H. Haygood L.V. & Leslie M. (eds.). *Issues in wetlands protection: background papers prepared for the National Wetlands Policy Forum*. The Conservation Foundation, Washington, D.C.
- Willen, B.O. & Bates, M.K. 1995. The US Fish and Wildlife Service's National Wetlands Inventory Project. *Vegetatio* 118: 153-169.
- Zalidis, G.C. & Mantzavelas, A.L. 1996. Inventory of Greek wetlands as natural resources. *Wetlands* 16: 548-556.

Zoltai, S.C. Pollett F.C. Jeglum J.K. & Adams G.D. (1975) Developing a wetland classification in Canada, p. 497-511, *in* Bernier, B. & Winget, C.H. (eds.). 4th *N. Am.*