



UNIVERSIDADE DO VALE DO RIO DOS SINOS – UNISINOS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA
Diversidade e Manejo de Vida Silvestre
MESTRADO

EFEITO DAS CARACTERÍSTICAS DO HÁBITAT E DA MATRIZ
NAS ASSEMBLÉIAS DE AVES AQUÁTICAS EM ÁREAS ÚMIDAS
DO SUL DO BRASIL

LUÍS FERNANDO CARVALHO PERELLO

SÃO LEOPOLDO, MAIO DE 2006



UNIVERSIDADE DO VALE DO RIO DOS SINOS – UNISINOS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA
Diversidade e Manejo de Vida Silvestre
MESTRADO

EFEITO DAS CARACTERÍSTICAS DO HÁBITAT E DA MATRIZ NAS
ASSEMBLÉIAS DE AVES AQUÁTICAS EM ÁREAS ÚMIDAS
DO SUL DO BRASIL

**Dissertação apresentada à Coordenação
do Programa de Pós-Graduação em
Ciências Biológicas da Unisinos como
parte dos requisitos para a obtenção do
título de Mestre em Biologia,
área de concentração Diversidade e
Manejo de Vida Silvestre.**

LUÍS FERNANDO CARVALHO PERELLO

Orientador: Prof. Dr. Demétrio Luis Guadagnin
Co-orientador: Prof. Dr. Leonardo Maltchik

SÃO LEOPOLDO, MAIO DE 2006

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca da
Universidade do Vale do Rio dos Sinos

P437e Perello, Luís Fernando Carvalho
Efeito das características do hábitat e da matriz nas
assembléias de aves aquáticas em áreas úmidas do sul do Brasil /
por Luís Fernando Carvalho Perello. -- 2006.
100 f : il. ; 30 cm.

Dissertação (mestrado) - Universidade do Vale do Rio dos
Sinos, Programa de Pós-Graduação em Biologia, 2006.

“Orientação: Prof. Dr . Demétrio Luis Guadagnin, Co-
orientação: Prof. Dr. Leonardo Maltchik, Ciências da Saúde”.

1. Ave aquática - Hábitat - Rio Grande do Sul. 2. Ave aquática
- Distribuição geográfica - Banhado. 3. Parque Nacional da Lagoa
do Peixe – Ave aquática. I. Título.

CDU 598.4(816.5)

Catálogo na Publicação:
Bibliotecário Vladimir Luciano Pinto - CRB 10/1112

Sumário

AGRADECIMENTOS	5
RESUMO GERAL	6
ABSTRACT	8
INTRODUÇÃO	11
<i>Aves aquáticas: conceito e biologia</i>	<i>11</i>
<i>Conservação de áreas úmidas e aves aquáticas</i>	<i>15</i>
<i>PENÍNSULA DE MOSTARDAS</i>	<i>26</i>
LITERATURA CITADA	33
ESTRUTURA DAS ASSEMBLÉIAS DE AVES AQUÁTICAS NO ENTORNO DO PARQUE NACIONAL DA LAGOA DO PEIXE	51
RESUMO	51
ABSTRACT	52
INTRODUÇÃO	53
MÉTODOS	55
<i>ÁREA DE ESTUDO</i>	<i>55</i>
<i>CENSOS DAS AVES</i>	<i>56</i>
RESULTADOS	57
DISCUSSÃO	62
LITERATURA CITADA	65
EFEITOS DA ESTRUTURA DA PAISAGEM E DO HÁBITAT NA ESTRUTURA DAS ASSEMBLÉIAS DE AVES AQUÁTICAS	78
RESUMO	78
ABSTRACT	80
INTRODUÇÃO	81
MÉTODOS	82
RESULTADOS	85
DISCUSSÃO	87
LITERATURA CITADA	89

Agradecimentos

Ao meu orientador, Prof. Dr. Demétrio Luis Guadagnin que despertou meu interesse para as aves aquáticas e banhados e que, com profissionalismo, paciência e bom humor, soube driblar as dificuldades geradas por um mestrando que não dispunha de tempo exclusivo para estudos, sempre passando confiança e fé num “final feliz”;

ao Prof. Dr. Leonardo Maltchik, chefe do Laboratório de Ecologia e Conservação de Ecossistemas Aquáticos da Unisinos, pelo estímulo permanente e os exemplos de companheirismo, solidariedade e despojamento;

à Federação Gaúcha de Caça e Tiro, nas pessoas do Lúcio e do Álvaro, por ter viabilizado financeiramente a realização do projeto, incluindo a bolsa de pesquisa, durante o ano de 2005;

às colegas do laboratório, Ângela Peter, Cristina Stenert e Juliana Menger pela impagável ajuda nas atividades de campo e à Ana Rolon, também pelo valioso auxílio nas análises estatísticas;

à Anamaria Stranz, pela permanente disponibilidade, especialmente para resolver as dúvidas de cartografia;

às funcionárias da Secretaria do PPG na pessoa da Fernanda, cuja presteza viabilizaram a superação das questões burocráticas relativas às atividades de campo;

ao amigo e colega de atividade profissional, biólogo Flávio Luis Reis Vidor, pela paciência em participar de algumas “indiadas” - como levar combustível de automóvel até Mostardas, num domingo pela manhã, muito cedo - para abastecer o ultraleve do Fernando, permitindo assim a realização das imagens aéreas; e pela meticulosa revisão das tabelas dos censos;

ao médico Fernando Velho Costa, piloto e entusiasta do trabalho de pesquisa, pela sua disponibilidade e todas as facilidades materiais criadas para que pudessem ser feitas as fotos aéreas;

aos proprietários e funcionários rurais que facilitaram o acesso às áreas de estudo;

aos amigos Bobek e Rosane, Neio e Irene, Edu e Ana, Paulo Roza e Duda, Marcelo e Lú, pelo apoio, inclusive material, e a importante torcida para que eu pudesse atingir esta meta;

aos meus filhos Luciano, Fernanda, Felipe e Gabriela e aos netos Pedro e Arthur, pelo permanente estímulo;

aos meus pais Fernando Blaz Perello e Laura Carvalho (*in memoriam*), que me ensinaram que nunca se deve deixar de fazer planos;

e à Suzana, esposa e amiga pelo apoio incansável em todas as iniciativas, pela compreensão das minhas ausências e por ter me ajudado a atingir mais este objetivo.

Resumo geral

O Parque Nacional da Lagoa do Peixe (PNLP), na zona costeira do Rio Grande do Sul, protege amostras importantes de quase todos os ecossistemas de áreas úmidas e espécies de aves aquáticas da região. Os movimentos migratórios e os deslocamentos entre áreas úmidas determinam importantes variações temporais de composição e abundância das assembléias de aves aquáticas. Os objetivos deste estudo foram descrever os padrões de composição e abundância de aves aquáticas em 27 áreas úmidas naturais, distribuídas no entorno do Parque Nacional da Lagoa do Peixe; descrever os padrões de variação temporal das assembléias associados às variações de pluviosidade; avaliar o efeito do tamanho dos fragmentos, do tipo de área úmida, do tipo de matriz circundante e da disponibilidade de áreas úmidas na paisagem na composição, riqueza e abundância de aves aquáticas e discutir a importância dos remanescentes de áreas úmidas do entorno do Parque para a conservação de aves aquáticas. Foram realizados 12 censos mensais de aves aquáticas, ao longo de um ano, em 27 áreas úmidas naturais situadas a até 30km dos limites do PNLP. O tamanho das áreas úmidas variou entre 0,7ha e 3.312,5ha. As áreas úmidas não estiveram auto-correlacionadas quanto à estrutura espacial ($R=-0,03$; $p=0,55$) e à composição de espécies ($R=0,03$; $p=0,56$). Foram registradas 38.067 aves aquáticas, pertencentes a 66 espécies, distribuídas em 18 famílias e oito ordens. A riqueza apresentou baixa variação ao longo do ano, enquanto que a abundância oscilou ciclicamente, com picos em fevereiro (3.373 indivíduos), junho (3.900) e setembro (4.691). A composição e abundância de aves aquáticas foram diferentes entre os meses de inverno-primavera e os meses do verão-outono. As espécies mais abundantes durante o período do estudo foram a marreca-piadeira (*Dendrocygna viduata*), com 9.407 registros, o maçarico-preto (*Plegadis chihi*) (4.882 registros) e a galinhola (4.880 registros). Cinquenta e duas espécies (78,7%), pertencentes a 18 famílias, identificadas nas 27 áreas úmidas naturais do entorno também ocorrem no interior do Parque Nacional da Lagoa do Peixe. Todas as espécies de aves estiveram relacionadas, em diferentes graus, com um mesmo subconjunto de áreas úmidas caracterizadas como lacustres, permanentes, grandes e situadas em uma matriz de arrozais. As espécies com maior correlação com a estrutura da paisagem foram marreca-piadeira (*Dendrocygna viduata*), galinhola, maçarico-preto (*Plegadis chihi*), carqueja (*Fulica leucoptera*), gaivota-maria-velha, biguá (*Phalacrocorax brasilianus*), marreca-caneleira (*Dendrocygna-bicolor*), marreca-pé-vermelho (*Amazonetta brasiliense*), maçarico-caramarela (*Phimosus infuscatus*), cisne-branco (*Coscoroba-coscoroba*). O biguá e a carqueja

estiveram fortemente correlacionados com o tamanho da área e com a matriz de arrozal, respectivamente. O tamanho das áreas úmidas e a disponibilidade de habitats e de arrozais na matriz mostraram efeitos significativos na riqueza ($r^2 = 0,83$; $F_{3, 23} = 37,03$; $P = 0,001$) e na abundância de aves aquáticas ($r^2 = 0,730$, $F_{3, 23} = 20,70$, $P = 0,001$). Este estudo corroborou os padrões sazonais e espaciais de variação da riqueza de aves aquáticas na zona costeira do Rio Grande do Sul e demonstrou a importância das áreas úmidas situadas no entorno do Parque Nacional da Lagoa do Peixe na suplementação e complementação de habitats. Este estudo também reforça a idéia de que a estrutura dos habitats e da matriz são determinantes da estrutura e composição das assembléias de aves aquáticas. Sugere ainda que o manejo adequado da matriz, incluindo a disponibilidade de áreas úmidas naturais e artificiais, pode colaborar para favorecer conservação de aves aquáticas fora do sistema de áreas protegidas.

Palavras-chave: Conservação, Lagoa do Peixe; Banhados, Planície costeira

Abstract

The Lagoa do Peixe National Park (LPNP), in the coastal plain of Rio Grande do Sul, protect important samples of almost all wetland ecosystems and waterbird species in the region. The surrounding areas also harbor remnant natural wetlands, scattered in a matrix of drained meadows or rice fields, of which the conservation significance is unknown. The structure of waterbird assemblages in these remnants is expected to vary with their spatial attributes and with the characteristics of the surrounding matrix. The aim of this study was to describe the composition, richness and abundance of waterbird assemblages of 27 remnant wetlands; to describe the seasonal variation in the structure of these waterbird assemblages and it's relation with pluviosity; to evaluate the effect of the remnant's area, type of wetland, type of matrix and wetland availability in the landscape on the composition, richness and abundance of waterbirds; and to discuss the importance of the remaining wetlands nearby the Park for the conservation of waterbirds. Twelve monthly censuses were carried out throughout a year in 27 natural wetlands. We recorded 38.067 waterbirds of 66 species. The most abundant species were *Dendrocygna viduata* (9,407 recordings), *Plegadis chihi* (4,882 recordings) and *Gallinula chloropus* (4,880 recordings). The species richness showed low variation along the year, while the abundance showed a cyclic fluctuation, with picks in February (3,373 individuals), June (3,900 individuals) and September (4,691 individuals). The composition and abundance of waterbirds birds were different among the Winter-Spring months and the Summer-Fall months. Fifty-two species (78.7%) recorded in the remnant wetlands also occur inside the Park. The size of the wetlands ranged between 0.7ha and 3,312.5ha. The wetlands were not spatially autocorrelated according to their spatial structure ($R=-0.03$; $p=0.55$) or species composition ($R=0.03$; $p=0.56$). All bird species correlated with a single subset wetlands characterized as lacustrine, permanent, large and surrounded by rice fields. The species with higher correlation with the spatial characteristics were *Dendrocygna viduata*, *Gallinula chloropus*, *Plegadis chihi*, *Fulica leucoptera*, *Larus maculipenis*, *Phalacrocorax brasilianus*, *Dendrocygna-bicolor*, *Amazonetta brasiliensis*, *Phimosus infuscatus*, and *Coscoroba-coscoroba*. The area of the remnant, the habitat availability in the landscape and the matrix of rice fields showed significant effects on the richness ($r^2 = 0.83$, $F_{3, 23} = 37.03$; $P = 0.001$) and the abundance of waterbird ($r^2 = 0.73$, $F_{3, 23} = 20.70$; $P = 0.001$). This study suggest that the remnant wetlands around LPNP provide important supplementary habitat for waterbirds in the region and that their use area highly influenced by variations in

water availability. This study also reinforces that the habitat structure, as well as the matrix structure, are important factors determining the structure of the waterbird assemblages in fragmented landscapes. The sound management of the matrix, including the availability of natural and artificial wetlands is a key factor for the conservation of waterbirds outside protected areas.

Keywords: Conservation, waterbirds, aquatic birds, Lagoa do Peixe, wetlands, habitat availability, matrix, rice fields, wetland area, wetland classification.

Apresentação

Esta dissertação foi elaborada como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas pela Universidade do Vale do Rio dos Sinos – Unisinos. O objetivo geral foi avaliar o efeito da estrutura da paisagem nas assembléias de aves aquáticas e o valor de conservação de áreas úmidas naturais do entorno do Parque Nacional da Lagoa do Peixe (Parna). Durante um ano (dez/2004 a nov/2005) foram censadas mensalmente 27 áreas úmidas naturais localizadas na zona costeira do Rio Grande do Sul.

A dissertação é composta de um capítulo introdutório e dois capítulos de resultados, em forma de artigos. A introdução apresenta os marcos teóricos e práticos da ecologia e conservação de áreas úmidas e aves aquáticas. Também na introdução são encontradas informações gerais sobre a zona costeira do Rio Grande do Sul, tratando da sua formação e uso do solo, e do Parque Nacional da Lagoa do Peixe.

O primeiro artigo descreve e compara a estrutura das assembléias de aves aquáticas encontradas nas 27 áreas úmidas investigadas. O segundo artigo examina a influência da matriz na riqueza e abundância das comunidades de aves censadas.

A dissertação, quanto à apresentação, obedece às normas da Revista Brasileira de Ornitologia para a qual será submetido o primeiro artigo, com algumas adaptações. As legendas das figuras, gráficos e tabelas são apresentadas junto às mesmas e estas, por sua vez, estão dispostas ao final do respectivo capítulo em que são citadas.

Introdução

Aves aquáticas: conceito e biologia

As aves aquáticas representam um grupo expressivo na composição de ecossistemas aquáticos continentais. Por se tratarem de organismos de grande porte e altos requerimentos energéticos, as aves podem exercer um impacto considerável sobre a ciclagem de nutrientes, biomassa de macrófitas e peixes (Kitchell *et al.* 1999; Weller 1999). As aves desempenham ainda o papel como agentes dispersores de organismos, como algas, invertebrados, microorganismos, sementes e ovos, presos na plumagem, nas patas ou através das fezes (Margalef 1983).

Aves aquáticas são todas as espécies ecologicamente dependentes de áreas úmidas. Algumas ordens taxonômicas se destacam por apresentarem famílias inteiras de espécies aquáticas que ocupam áreas úmidas continentais, especialmente os Podicipediformes, Pelecaniformes, Ciconiiformes, Phoenicopteriformes, Anseriformes, Gruiformes e Charadriiformes. Outros grupos de aves aquáticas são tipicamente marinhos e não utilizam ambientes aquáticos continentais, especialmente os Procellariiformes e os Sphenisciformes, além de diversas espécies de Charadriiformes das famílias Stercorariidae e Laridae. Existem ainda espécies aquáticas em ordens de aves tipicamente terrestres, como algumas espécies de Falconiformes, Stringiformes, Caprimulgiformes, Apodiformes, Caraciiformes e Passariformes das Subordens Tyrani e Passeres.

Estimativas recentes mostraram o Brasil como detentor de uma das mais ricas avifaunas do mundo, com um número entre 1.696 e 1.731 espécies (Marini e Garcia, 2005). O Rio Grande do Sul totaliza mais de 620 espécies de aves (Bencke, 2001), entre elas 151 espécies aquáticas, distribuídas em 31 famílias (Belton 1994; Bencke 2001), ou 24,2% de todas as espécies de aves aquáticas conhecidas atualmente para o Brasil e 14% das espécies aquáticas do mundo. O Estado e a região do Pantanal reúnem as áreas de maior riqueza de aves aquáticas continentais do Brasil (Scott and Carbonell 1986). A zona costeira do Rio Grande do Sul é a segunda região brasileira em importância (a primeira está na costa dos Estados do Pará e Maranhão) como local de invernagem de aves migratórias boreais (Morrison *et al.* 2004). Esta diversidade pode ser explicada pela topografia do Rio Grande do Sul, que apresenta grandes áreas de várzea em várias regiões. Outro aspecto que contribui para a diversidade é a situação geográfica do Estado, cujo território coincide com importantes rotas, tanto para migrantes do sul como do norte (Olrog 1968; Sick 1983; Antas 1994; Belton 1994).

A composição e distribuição da avifauna do Rio Grande do Sul é conhecida com relativo detalhe (Belton 1994; Bencke 2001). Diversos estudos realizados no Estado enfocaram migrações (Antas 1994; Nascimento *et al.* 2000), descrição da estrutura de assembléias de aves (Accordi 2003; Guadagnin *et al.* 2005; Vélez 1997), monitoramento populacional e ecologia de espécies migratórias (Antas 1994; Lyra-Neves *et al.* 2004; Morrison *et al.* 2004; Nascimento *et al.* 2000) e de interesse cinegético (Menegheti *et al.* 1990; Lobo *et al.* 1991; Menegheti *et al.* 1993; Guadagnin *et al.* 2000).

As famílias com maior riqueza e abundância de espécies são Ardeidae, Anatidae, Rallidae e Scolopacidae. Entre as espécies muito abundantes e freqüentes nas áreas úmidas estão o maçarico-preto (*Plegadis chihi*), maçarico-da-cara-pelada (*Phimosus infuscatus*),

marreca-piadeira (*Dendrocygna viduata*), galinhola (*Gallinula chloropus*) e o garibaldi (*Agelaius ruficapillus*) (Accordi, 2003; Guadagnin *et al.* 2005).

Outras espécies apresentam um padrão de grande abundância, porém concentrado apenas em alguns ambientes (baixa frequência), como o cabeça-seca (*Mycteria americana*), marreca-caneleira (*Dendrocygna bicolor*), marrecão (*Netta peposaca*), carqueja-do-bico-amarelo (*Fulica leucoptera*) e maçarico-grande-de-perna-amarela (*Tringa melanoleuca*), entre outras. Algumas espécies são muito frequentes, porém geralmente em baixa abundância, como a garça-moura (*Ardea cocoi*), garça-branca-pequena (*Egretta thula*), garça-branca-grande (*Ardea alba*), marreca-pé-vermelho (*Amazonetta brasiliensi*) e carão (*Aramus guarauna*). Existem, ainda aves aquáticas incomuns, encontradas geralmente em pequenos bandos ou isoladas e apenas em algumas áreas úmidas, como o cisne-do-pescoço-preto (*Cygnus melanocoryphus*), a marreca-pés-na-bunda (*Oxyura vittata*), marreca-de-cabeça-preta (*Heteronetta atricapilla*), marreca-da-asa-azul (*Anas discors*) e o frango-d'água-azul (*Porphyrio martinica*).

Das 151 espécies de aves aquáticas encontradas no Estado, 44 espécies (29%) são migratórias. Dois contingentes migratórios se dirigem para o Rio Grande do Sul em épocas diferentes do ano (Sick 1983; Sick 1987), formados basicamente por Scolopacidae e Charadriidae, que se concentram na zona costeira do Estado. Durante o inverno boreal, deslocam-se para o hemisfério sul do continente americano diversas espécies que se reproduzem na região do ártico, como maçarico-de-papo-vermelho (*Calidris canutus*), maçarico-de-sobre-branco (*Calidris fuscicollis*), maçarico-branco (*Calidris alba*) e o maçarico-de-bico-virado (*Limosa haemastica*). A chegada dos adultos ocorre principalmente em setembro-outubro e dos juvenis em novembro-dezembro, permanecendo no hemisfério sul até abril-maio (Harrington *et al.* 1986; Morrison and Ross 1989; Vooren and Chiaradia 1990; Harrington *et al.* 1993).

Do mesmo modo, com a chegada do inverno austral, diversas espécies que se reproduzem na região da Patagônia deslocam-se para o Rio Grande do Sul e para regiões brasileiras mais ao norte. Fazem parte deste contingente de espécies a batuíra-do-papo-ferrugíneo (*Oreopholus ruficollis*), batuíra-de-coleira-dupla (*Charadrius falklandicus*) e o trinta-réis-de-bico-vermelho (*Sterna hirundinacea*). As populações de migrantes do norte são maiores do que as do sul, provavelmente devido a maior extensão de terras emersas no hemisfério norte, em regiões de clima temperado, o que proporciona maior disponibilidade de hábitat para nidificação (Sick 1983).

Além dos conhecidos movimentos migratórios norte/sul e sul/norte, pelo menos uma espécie, o marrecão, realiza movimentos no sentido oeste-leste, entre a região do baixo Rio Paraná, na Argentina, e o Rio Grande do Sul, podendo chegar ao Paraguai (Antas 1994; Nascimento *et al.* 2000). Este anatídeo se reproduz principalmente na região de Santa Fé, na Argentina e migra para o Rio Grande do Sul no inverno.

Outras espécies apresentam comportamento nômade, ou realizam migrações parciais (apenas parte das populações migra), como o mergulhão-de-orelhas-brancas (*Rollandia roland*), a marreca-caneleira (*Dendrocygna bicolor*), a carqueja-de-bico-amarelo (*Fulica leucoptera*), a narceja (*Gallinago paraguaiiae*) e a marreca-piadeira (*Dendrocygna viduata*), além do biguá (*Phalacrocorax brasilianus*) e do mergulhão-grande (*Podiceps major*).

Os movimentos migratórios e os deslocamentos entre áreas úmidas determinam importantes variações temporais na composição e abundância das assembléias de aves aquáticas (Wiens 1989). No Rio Grande do Sul, o inverno é marcado pelo ingresso de migrantes boreais, mas também pelas grandes concentrações de anatídeos e ralídeos, que passam a dominar a comunidade. No verão, o contingente migratório boreal é substituído pelo

contingente austral, bem menos numeroso, e as aves se dispersam em busca de locais de reprodução, o que resulta numa marcada redução da abundância (Guadagnin *et al.* 2005).

Os deslocamentos entre áreas úmidas são reflexos das flutuações na disponibilidade de recursos, típicos destes ambientes. A oferta de alimentos está condicionada às mudanças na cobertura vegetal e na disponibilidade de água e ambas, por sua vez, são uma consequência das variações no ciclo hidrológico (Raitt and Pimm 1976; Bolduc and Afton 2004). Os padrões de movimentação das aves em larga escala podem estar relacionados às diferenças de disponibilidade de água entre áreas úmidas localizadas nas diversas regiões do Estado e do Cone-Sul. Conseqüentemente, também relacionadas com as alterações de abundância e riqueza constatadas em muitos lugares e em diferentes anos, conforme já verificado em outras regiões do globo (Woinarski *et al.* 1992). Assim, as aves conseguem selecionar seus habitats baseadas num conjunto de características e numa variedade de escalas espaciais (Pearson, 1993; Freemark *et al.*, 1995; Saab, 1999; Weller, 1999). Por estas razões, as aves espelham as condições do uso do solo em escala de paisagem mais do que outros grupos de organismos de áreas úmidas, como plantas, peixes, anfíbios e invertebrados (Whited *et al.* 2000) e, apesar disso, no Brasil não existem estudos sobre assembléias de aves aquáticas em escala de paisagem (Guadagnin *et al.* 2005).

Conservação de áreas úmidas e aves aquáticas

As áreas úmidas são globalmente reconhecidas como áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade e estão entre os ecossistemas mais ameaçados (Amezaga *et al.*

2002; Saunders *et al.* 2002). Estima-se que pelo menos 50% destes ambientes foram perdidos em escala global nos últimos cem anos (Dugan 1993; Hook 1993; Shine and Klemm 1999), devido a drenagem para atender interesses agrícolas, da silvicultura, do controle de vetores de doenças (mosquitos) e do parcelamento de solo para assentamentos humanos (Mitsch and Gosselink, 2000).

Apesar de existir uma conceituação ampla de áreas úmidas, e que foi proposta pela Convenção de Ramsar, em 1971 (Barbier *et al.* 1997), não existe até agora um consenso no meio científico sobre a melhor definição e isto se deve à diversidade de variações estruturais e funcionais que estes ambientes apresentam entre as regiões (Cowardin *et al.* 1979; Berry 1993). Na maioria das vezes, as definições espelham os objetivos para os quais foram propostas. Nos Estados Unidos, por exemplo, são mais de 50 definições, empregadas tanto nacional como regionalmente (Cowardin *et al.*, 1979; Willard *et al.* 1990). Outros países elaboraram suas próprias definições, segundo peculiaridades regionais, como o Canadá (Tarnocai 1980) Espanha, Austrália (Paijmans *et al.* 1985), Grécia e África do Sul.

Já foram propostos muitos modelos de classificação de áreas úmidas, baseados em dados biológicos, físico-químicos e hidrológicos, entre outros. O tipo de vegetação tem sido um dos critérios mais utilizados (Tiner 1999). A primeira classificação de áreas úmidas surgiu em 1953 na América do Norte (Martin *et al.* 1953). Em 1986 foi proposta a primeira classificação para a região neotropical (Scott e Carbonell 1986). No Brasil, a primeira classificação foi produzida em 1990 (Diegues 1990). Tanto no neotrópico como no Brasil o propósito das classificações esteve relacionado com o interesse em identificar áreas importantes para a conservação de aves aquáticas.

As cartas geográficas brasileiras, produzidas por organismos oficiais (Ministério do Exército, IBGE, entre outros), ainda apresentam uma nomenclatura baseada em expressões

regionais, passíveis de gerar confusões. Assim, encontramos palavras como “pântanos”, “brejos” ou “banhados” (Stenert 2004). O termo “banhado”, por exemplo, praticado no sul do Brasil, é adotado do espanhol “bañado”, utilizado na fronteira com o Uruguai e Argentina e serve para definir ambientes dulceaquícolas ou estuarinos, permanentemente ou temporariamente alagados.

Valendo-se da dinâmica hidrológica do sistema e da flora macrofítica, Maltchik *et al.* (2004) propuseram um modelo de classificação hierárquica de áreas úmidas dulceaquícolas para o Rio Grande do Sul. Sua classificação reuniu as áreas úmidas em diferentes níveis, partindo de uma divisão mais generalista, utilizando critérios como origem da água e localização geomorfológica, para uma divisão mais detalhada, empregando critérios como o de vegetação dominante, tipo de substrato e regime hídrico. Neste modelo, o Sistema Palustre compreende áreas úmidas sem influência de marés – portanto não inclui ambientes salobros, estuarinos -; devem ser menores que 30 hectares; a vegetação dominante pode ser herbácea, lenhosa, ou enquadrada como com ausência de vegetação, quando a cobertura vegetal ocupar menos do que 30% da superfície. A classificação do Sistema Palustre compreende quatro níveis (subsistema, tipo, classe e subclasse) que são baseados em fatores hidrogeomorfológicos e biológicos. Ao aplicarem seu modelo em 146 áreas úmidas distribuídas por várias regiões do Rio Grande do Sul, os autores classificaram a maioria delas no sistema *palustre* (95,9%) e as demais no sistema *artificial*, que estiveram representadas por arrozais (Maltchik *et al.* 2004).

No Rio Grande do Sul existem aproximadamente 3.400 áreas úmidas remanescentes e as grandes extensões destes ambientes localizam-se, acentuadamente, na zona costeira, na Fronteira Oeste, na Depressão Central e na Fronteira Sudoeste (Teixeira *et al.* 1986; Maltchik *et al.* 2003). Cerca de 70% destas áreas são menores que 1 Km² (Maltchik *et al.* 2003), padrão este que pode ser creditado à fragmentação imposta principalmente pela expansão da

agropecuária, especialmente das lavouras de arroz irrigado (Gomes and Magalhães Júnior 2004).

As áreas úmidas naturais, como regra geral, no Rio Grande do Sul, se inserem em três possíveis padrões de matriz de uso do solo: lavouras de arroz irrigado, campos drenados manejados para pecuária e florestamentos com *Pinus* spp. As lavouras de arroz irrigado são áreas úmidas artificiais, homogêneas sob o ponto-de-vista estrutural e apresentam mudanças cíclicas na altura da coluna d'água, determinadas pela fases do cultivo; elas utilizam agroquímicos e ofertam recursos para organismos aquáticos e terrestres nas diferentes etapas de desenvolvimento. Os campos litorâneos compõem um mosaico com os banhados e matas, sendo formados por inúmeras espécies de gramíneas, leguminosas e ciperáceas, estas últimas principalmente nas áreas inundáveis (Waechter 1985); são áreas abertas, normalmente bem drenadas e utilizadas para a pecuária extensiva. As florestas de *Pinus* spp., de um modo geral, ocupam antigas áreas de campo nativo, dunas e margens de lagoas; produzem uma cobertura vegetal arbórea homogênea, exótica, de grande altura quando comparada aos padrões da vegetação nativa na região, podendo alcançar mais de 20 metros de altura (Waechter 1985).

As ameaças às áreas úmidas estão associadas à destruição, degradação e fragmentação dos habitats, para onde devem ser dirigidos os esforços de conservação. Habitats e populações fragmentadas são comuns nas paisagens dominadas pela presença humana. Estes processos induzem a uma série de modificações, correlacionadas entre si, no contexto espacial dos remanescentes (Wiens 1995), incluindo a perda total de área na paisagem, a diminuição do tamanho dos remanescentes, o aumento do isolamento e das influências externas através das bordas e a diminuição da permeabilidade da matriz (Shafer 1990). Como resultado, a movimentação dos animais se torna mais difícil e recursos críticos podem ser perdidos ou se tornarem inacessíveis. A consequência final é a diminuição da riqueza de espécies e a alteração da estrutura das comunidades.

Pouca atenção tem sido dada aos efeitos da matriz sobre a biodiversidade das áreas úmidas e sobre o manejo da matriz como um elemento nas estratégias de conservação da biodiversidade. A matriz que surge como resultado da fragmentação não é necessariamente inhóspita. Este novo conjunto de habitats modificados pela ação do homem também apresenta variados graus de permeabilidade à movimentação dos indivíduos (Johnson *et al.* 1992; Johnson and Boerijst 2002) e pode complementar ou suplementar os requisitos de habitat das espécies (Norton *et al.* 2000; Brotons *et al.* 2003). Áreas úmidas inseridas em matriz de arroz irrigado, por exemplo, oferecem grande potencial como habitat substituto para espécies de aves aquáticas (Wright 1959; McGinn and Glasgow 1963; Fasola and Barbieri 1978; Pain 1994), sugerindo que as lavouras não funcionam como barreiras para os deslocamentos destes organismos quando em busca de recursos e sim como suplemento de habitats.

Muito embora a homogeneidade interna das lavouras, a oferta concentrada de alimentos (invertebrados e sementes, inclusive de plantas não desejadas na lavoura) (Jones 1940; Smith and Sullivan 1980; Fasola and Ruiz 1996) e a variação, mesmo que pequena, de alturas da coluna d'água entre as quadras de plantio, parecem figurar como aspectos que contribuem positivamente na conservação das aves aquáticas (Elphick and Oring 1998; Elphick 2000; Tourenq *et al.* 2001). Outros estudos, no entanto, mostram reflexos negativos para algumas espécies da avifauna quando acontecem alterações importantes na estrutura dos ambientes adjacentes aos fragmentos (Baines, 1988; Bientema *et al.* 1997).

Os atributos espaciais dos remanescentes de áreas úmidas podem afetar a probabilidade de colonização e, conseqüentemente, os padrões de abundância, riqueza e composição de espécies (Selmi and Boulinier 2003). Ao contrário das ilhas, a matriz antropizada pode ser permeável à dispersão de várias espécies (Mcintyre and Barrett 1992; Taylor *et al.* 1993). Desta forma, existem grupos de espécies cuja riqueza, abundância e freqüência cai como conseqüência da fragmentação; em outros, de espécies generalistas, a

riqueza pode não ser afetada, assim como nos grupos que reúnem espécies de borda, a riqueza pode até aumentar com a fragmentação (Terborgh 1974; Soule and Simberloff 1986; Barret *et al.* 1994; Didham *et al.* 1996;). Pulliam and Babbitt (1997) também destacam que nem todas as espécies são igualmente suscetíveis à extinção e algumas podem tirar proveito do uso do solo e das alterações desencadeadas pela ação humana. No Rio Grande do Sul, diversas espécies parecem responder mais às alterações da paisagem, como algumas aves aquáticas de rapina, alguns ralídeos, como a sanã-carijó (*Porzana albicollis*) e passeriformes como o garibaldi (Accordi 2003).

A extinção de espécies é um dos mais graves problemas ambientais (Meffe and Carroll 1997) e as aves aquáticas estão sujeitas aos fatores que determinam tal fenômeno, entre eles as drenagens das áreas úmidas, a contaminação de recursos alimentares com agrotóxicos e com chumbo de armas de fogo, a mortalidade associada a derramamentos de óleo, introdução de predadores de ovos e ninhegos e aos conflitos com a aquicultura (Bientema and van Vessem 1999; Galatowitsch *et al.* 1999). Também a mudança climática global pode provocar a extinção de aves aquáticas, especialmente de espécies migratórias e espécies de regiões costeiras ou polares (Aebischer *et al.* 1990; Zöckler and Lysenko 2000; Schindler 2001).

No Brasil, as informações sobre os impactos de diferentes atividades antrópicas na biodiversidade são ainda escassas (Dias *et al.* 2001). A destruição dos habitats, sejam eles florestas, banhados ou campos, é a maior ameaça à biodiversidade de aves em extinção no Rio Grande do Sul e este fator atinge 95 das 118 espécies ameaçadas, além de ter sido responsável pelo desaparecimento de sete das dez espécies extintas, ou presumivelmente extintas no Estado (Fontana *et al.* 2003). No caso das aves aquáticas, os estudos existentes no Rio Grande do Sul enfocaram principalmente a mortalidade associada a atividades de pesca e contaminação com plásticos (Petry and Fonseca 2002), interferência humana direta (Vooren

and Chiaradia 1990) e efeitos da perda e fragmentação de áreas úmidas (Voss 1995; Guadagnin *et al.* 2005).

Um grande número de espécies dependentes de áreas úmidas, e pertencentes a vários grupos taxonômicos, encontra-se ameaçado. No Rio Grande do Sul, as áreas úmidas protegem espécies de grande interesse para a conservação. Vinte e sete espécies de macrófitas aquáticas figuram na lista de plantas ameaçadas de extinção no Rio Grande do Sul (Sema 2002) (tabela 1), todas com registro para a zona costeira (Irgang and Gastal Junior 1996; Rolon *et al.* 2004; Rolon 2006). Também estão regionalmente ameaçados três espécies de anfíbios – *Melanophryniscus dorsalis*, *M. macrogranulosus* e *Ceratophrys ornata*; três espécies de répteis – a serpente *Lystrophis histricus*, os lagartos *Cnemidophorus lacertoides* e *Liolaemus occipitalis* (Fontana *et al.* 2003); cinco espécies de mamíferos – o cervo-do-pantanal (*Blastocerus dichotomus*), o tuco-tuco-branco (*Ctenomys flamarioni*), o gato-palheiro (*Oncifelis colocolo*), a cuíca-d'água (*Chironectes minimus*) e a lontra (*Lontra longicaudis*) (Fontana *et al.*, 2003). Entre os peixes estão ameaçados os “anuais” da família Rivulidae – *Austrolebias minuano* e *A. nigrofasciatus* (Fontana *et al.* 2003).

O número de aves ameaçadas no Brasil chega a 193 espécies e subespécies quando são cruzadas a lista vermelha da União Mundial para a Natureza – IUCN das espécies globalmente ameaçadas e a lista vermelha das espécies da fauna brasileira ameaçada de extinção (Marini and Garcia 2005). No Rio Grande do Sul estão listadas como ameaçadas 118 espécies de aves, sendo outras dez consideradas extintas ou presumivelmente extintas (Fontana *et al.* 2003). Entre estas estão 21 espécies dependentes de áreas úmidas, como o coro-coró (*Mesembrinibis cayaennensis*), pato-do-mato (*Cairina moschata*), pato-de-crista (*Sarkidiornis melanotos*) narcejão (*Gallinago undulata*) e maçarico-acanelado (*Tryngites subruficollis*) ou que, mesmo não sendo aquáticas, apresentam alguma dependência de áreas úmidas como o curiango-do-banhado (*Eleothreptus anomalus*), a boininha (*Spartonoica*

maluroides), o coleiro-do-brejo (*Sporophila collaris*) e veste-amarela (*Xanthopsar flavus*), entre outros (tabela 2). Somam-se a estas espécies três novos registros para o Rio Grande do Sul, também dependentes de áreas úmidas - o macuquinho-de-várzea (*Scytalopus iraiensis*) (Bornschein *et al.* 2001), considerado ameaçada no Estado, o caboclinho (*Sporophila zelichi*) (Bencke 2004) e o socoi-vermelho (*Ixobrychus exilis*), uma espécie rara, que teve a confirmação da sua ocorrência no Rio Grande do Sul (Agne 2004). Nesta dissertação, foram consideradas todas as espécies – inclusive as pertencentes à ordem Passeriformes – que apresentam algum tipo de vínculo com estes ambientes, seja para alimentação, abrigo/refúgio, dormitório, reprodução ou até mesmo se espécimes foram avistados freqüentando a área úmida, mesmo sem uma interação explícita. É importante destacar que, para tanto, empregasse o termo “espécies de áreas úmidas” e não “espécies de aves aquáticas”, que remete para aquelas definidas pela convenção de Ramsar e outros organismos, pertencentes a um determinado conjunto de ordens, onde não figuram os passeriformes (Ramsar, 1999).

As áreas úmidas do Rio Grande do Sul abrigam também espécies tradicionalmente utilizadas pelas populações locais como recursos. Este é o caso do jacaré-do-papo-amarelo (*Caiman latirostris*), da capivara (*Hydrochaeris hydrochaeris*) e do rato-do-banhado (*Myocastor coypus*), desde há muito incorporados na dieta dessas comunidades (Santos 1950).

Ainda podem ser citadas algumas espécies de interesse para a caça desportiva, como a marreca-piadeira, a marreca-pé-vermelho e a marreca-caneleira, além do marrecão (*Netta peposaca*) (FZB 2005). Espécies vegetais de áreas úmidas são empregadas na construção de habitações, como o capim-santa-fé (*Panicum prionitis*), utilizado como cobertura em telhados (Guadagnin 1999). Podem ser listadas ainda algumas espécies vegetais de áreas úmidas empregadas na medicina caseira, como *Juncus effusus*, *Typha domingensis*, *Lemna minor* (Botsaris 1995) e *Eichornia crassipes* (Franco [s.d]).

Com vistas a minimizar os impactos das atividades humanas e garantir a eficiência na conservação da biodiversidade, a principal preocupação tem sido a criação e manejo de áreas protegidas. Em 60% dos países, o percentual de território protegido ainda não chegou a 10%, meta estabelecida pela comunidade científica mundial. Em 20% dos países, os parques e reservas não alcançam nem 1% do território e os ecossistemas lacustres, de água doce, não chegam a 1,5% sob algum tipo de proteção (MMA, 2006a).

No Brasil, a estratégia para otimizar a proteção dos recursos naturais em grandes áreas é o estabelecimento de mosaicos de Unidades de Conservação de diferentes categorias. A soma dessas categorias totaliza 8,13% do território nacional e a elas podem ser somadas as terras indígenas, que constituem, só as registradas, homologadas e demarcadas, 7,3% do território brasileiro. A maior extensão de áreas protegidas por estado encontra-se na Região Norte, que chega a abrigar unidades com mais de 1 milhão de hectares. A Região Sul, por outro lado, é que apresenta a menor extensão de ecossistemas nativos protegidos por Unidades de Conservação (MMA, 2006b).

Em escala mundial (Stattersfield *et al.* 1998), regional (Scott and Carbonell 1986; Dinerstein *et al.* 1995; Olson *et al.* 1998;) e nacional (Burger 1996; Capobianco 2001; Guadagnin 1999), já existem inúmeros relatórios indicando biomas, ecorregiões e tipos de hábitat prioritários para conservação, incluindo áreas úmidas.

O objetivo é orientar o direcionamento dos recursos para a conservação e estimular governos a tomar iniciativa. A “Convenção sobre as Áreas Úmidas de Importância Internacional especialmente como Hábitat de Aves Aquáticas” foi um marco nas políticas de conservação destes ecossistemas e até agora foram instituídos oito sítios Ramsar no Brasil, entre eles o Parque Nacional da Lagoa do Peixe, na zona costeira do Rio Grande do Sul.

O Rio Grande do Sul apresenta ainda diversas outras unidades de conservação que protegem áreas úmidas, em especial o Parque Estadual do Camaquã; a Reserva Biológica do São Donato; o Parque Estadual Delta do Jacuí, a Reserva Biológica do Taim, Reserva Biológica da Mata Paludosa, Área de Proteção Ambiental do Banhado Grande e Refúgio de Vida Silvestre Banhado dos Pachecos. Muitas destas, no entanto, criadas apenas no papel, pois dependem ainda de planos de manejo e de conselhos gestores.

Através do projeto Pronabio foram identificados outros importantes remanescentes não protegidos na zona costeira do Brasil (Burger 1999; Guadagnin 1999), alguns dos quais sendo atualmente avaliados para inclusão como sítios Ramsar, segundo os critérios de importância para aves aquáticas, dentro do programa Probio (Bencke, Dotto, Guadagnin e Meneguetti, em preparação).

Já se sabe que as áreas protegidas sozinhas jamais serão suficientes para proteger a biodiversidade (MacKinnon *et al.* 1986); o total de área protegida por bioma é insuficiente e as áreas já criadas ainda não atingiram plenamente os objetivos que motivaram sua criação (MMA “b” 2006). Além disso, as áreas protegidas são o resultado de processos de decisão política: têm limites artificiais, amplamente influenciados pelos usos humanos do entorno e raramente protegem tamanhos mínimos viáveis das populações de interesse (McNeely and MacKinnon 1989; Noss 1996; Soulé and Simberloff 1986).

Por fim, estão se esgotando rapidamente as oportunidades para a criação de novas áreas protegidas (Machlis and Tichnell 1985). Neste contexto, manejar eficientemente as áreas já existentes e as paisagens agrícolas e urbanas circundantes são os principais desafios do presente (McNeely and MacKinnon 1989; Noss 1996). Mas nota-se que ainda são incipientes os esforços no sentido de manejar os sistemas urbanos e agrícolas, com o propósito de aumentar sua capacidade de preservar habitats e espécies. Estratégias em escala

de paisagem como a implementação de Reservas da Biosfera e Áreas de Proteção Ambiental são iniciativas importantes nesta direção, particularmente porque envolvem os proprietários de terras na gestão da conservação (Cabral and Souza 2004; Morsello 2003; Ramos and Capobianco 1996).

Observando esta linha de ação, é decisivo também fazer com que as áreas circundantes das unidades de conservação – chamadas “zonas-de-amortecimento” ou “zonas-tampão” - sejam incluídas nas estratégias de proteção da biodiversidade. No Brasil as áreas adjacentes às unidades de conservação são mencionadas aparentemente pela primeira vez na lei 6.902, de 27 de abril de 1981, que trata da criação de Estações Ecológicas e Áreas de Proteção Ambiental (Apas). A lei diz que “Nas *áreas vizinhas* (grifo nosso) às Estações Ecológicas serão observados, para a proteção da biota local, os cuidados a serem estabelecidos em regulamento...”. Vê-se que tanto o conceito quanto a função para as áreas-de-amortecimento nasceram genéricos. Somente depois de nove anos as áreas-de-amortecimento voltam a figurar em algum dispositivo legal. Elas são referidas agora no decreto 99.274, de 6 de junho de 1990, que regulamentou a lei acima citada. Neste decreto a denominação *áreas vizinhas* é trocado por *áreas circundantes* (grifo nosso) e diz que “Nas áreas circundantes das unidades de conservação, num raio de dez quilômetros, qualquer atividade que possa afetar a biota ficará subordinada às normas editadas pelo Ibama”. A matéria continua sendo genérica, e agora até confusa, pois fala “num raio de 10 quilômetros”, quando o lógico seria falar de uma faixa com largura de 10 quilômetros. Talvez o legislador tenha utilizado o termo “raio”, considerando que o mesmo seria medido a partir dos limites da unidade de conservação. Surge, seis meses mais tarde, a Resolução nº 13/90, do Conselho Nacional de Meio Ambiente (Conama 2006), falando em “entorno” e “áreas circundantes” das unidades de conservação, determinando que num raio de dez quilômetros deverá ocorrer licenciamento de qualquer atividade que possa afetar a biota da área protegida.

Assim, historicamente, as zonas-de-amortecimento no Brasil têm a função tão somente de atenuar eventuais impactos que possam alcançar o interior do espaço protegido (unidade de conservação). Estas áreas, como se percebe, surgiram para funcionar como “escudos” quando poderiam, desde que manejadas com tal finalidade, contribuir de forma mais efetiva, como suplementadoras ou complementadoras dos habitats adjacentes às unidades de conservação.

Península de Mostardas

Estudos recentes mostram que a riqueza de espécies de um fragmento deve aumentar com o número de fragmentos adjacentes, porque eles diferem entre si e cada fragmento acaba por contribuir com a colonização (Forman 1995); em campos úmidos de regiões litorâneas Riffell *et al.* (2003) encontraram relação positiva entre a riqueza de espécies e paisagens adjacentes denominadas complexas, o que significa abrigarem muitos pequenos fragmentos. Outros trabalhos sugerem que a estrutura da paisagem tem um efeito secundário na riqueza de aves (Villard 2002), porém a capacidade do manejo da configuração da paisagem em compensar os efeitos da perda de habitat, é ainda uma questão em aberto. É urgente a necessidade de ampliar os conhecimentos sobre os efeitos do contexto da paisagem nas comunidades de aves, de forma a ampliar a eficácia dos esforços de conservação, inclusive nos ambientes aquáticos.

Esta região da zona costeira caracteriza-se por uma grande uniformidade fisionômica, marcada pela ampla faixa costeira, mas também pelo conjunto de lagoas rasas, não conectadas, e banhados, que se estendem numa faixa paralela à costa. Assim, os ecossistemas

dominantes são as lagoas e banhados, praias arenosas, dunas frontais e lacustres, campos litorâneos, matas de restinga e butiazais. Destaca-se pela sua importância a Lagoa do Peixe; principal área de invernagem de várias espécies de aves migratórias neárticas, austrais e andinas.

Existem falésias arenosas junto à Lagoa do Peixe e outras lagoas menores mais ao norte. Importantes campos de dunas lacustres projetam-se para a Laguna dos Patos na forma de pontais, principalmente em São José do Norte. Nesta porção sul também existem extensos campos de dunas frontais.

Os terrenos arenosos interiores nessa região estavam originalmente cobertos por um complexo vegetacional de matas de restinga, palmares de butiá (*Butia capitata*), lagoas e banhados, hoje substituídos pela agricultura intensiva (arroz), pela pecuária extensiva e pela implantação de florestamentos de *Pinus* spp.

A ocupação humana neste setor do território do Rio Grande do Sul se deu a partir de 1605 e de forma mais rápida com a instalação de currais, surgidos em decorrência das rotas criadas em 1703 - entre Laguna (SC) e Colônia do Sacramento - e 1775 - que seguia pelo interior da restinga de São José do Norte -, margeando a borda leste da Laguna dos Patos. Portanto, a original atividade econômica da planície costeira esteve relacionada com a pecuária de corte – que abastecia as charqueadas no sul do Estado - e não com a pesca, como poderia se esperar de uma zona litorânea.

Esta região é conhecida de modo bastante fragmentado. Estudos têm sido realizados especialmente sobre aves migratórias e as lagoas costeiras têm sido objeto de alguns estudos sobre invertebrados aquáticos e aspectos limnológicos. O macrozoneamento costeiro resultou num mapeamento da vegetação e levantamento florístico e estudos têm sido feitos sobre distribuição e estrutura genética das populações de roedores do gênero *Ctenomys*. Foram

feitos também estudos populacionais e de distribuição do jacaré-do-papo-amarelo e aves aquáticas de interesse cinegético são regularmente monitoradas (Menegheti *et al.* 1990), assim como as migratórias, monitoradas na Lagoa do Peixe pelo Ibama e de peixes (Braun 2005; Lima e Becker, 2005; Becker *et al.* em preparação). Também estudos específicos sobre cisnes-de-pescoço-preto, coscoroba (Menegheti *et al.* 1990, 1993) e marreca-piadeira (Burger, 1999) foram realizados. Mais recentemente Guadagnin *et al.* (2005) investigaram a variação temporal e espacial de aves aquáticas em 44 áreas úmidas e duas lagoas da região.

Na zona costeira os principais problemas ambientais se relacionam com a ocupação das dunas frontais, assoreamento e contaminação nas lagoas e reservatórios artificiais em função da agricultura; estes corpos d' água também sofrem grande pressão pela pesca, muitas vezes praticada de forma irregular, além da silvicultura inadequada.

Os extensos florestamentos de *Pinus* spp. plantados sobre as dunas frontais, em toda a região, alteram drasticamente a estrutura e a dinâmica da paisagem. Esta atividade, que incluiu mais recentemente unidades de beneficiamento da madeira (serrarias e indústrias), teve início na década de 70, graças aos incentivos do governo federal. Hoje a atividade se estende no litoral por mais de 53 mil ha (34,71% da área total de *Pinus* spp. cultivado no Estado), com um incremento médio anual de 18,4 m³/ha/ano (Sema 2005).

Somente no município de Mostardas a área com *Pinus* spp. soma 45 mil hectares e a de *Eucalyptus* spp. 22 mil ha (Nutep, [s.d]). A estes cultivos são creditados vários impactos negativos em todos os ecossistemas da península, incluindo-se às áreas úmidas, atingidas pelo rebaixamento do lençol freático (Burger 1999). Outros impactos importantes sobre as dunas e praias são a exploração ou remoção de areia e retirada de lenha, que resultam na mobilização de dunas fixas.

Grandes extensões da zona costeira são também dedicadas à produção de arroz irrigado. A Região Sul (Rio Grande do Sul, Santa Catarina e Paraná) produziu mais de 7,4 milhões de toneladas na safra 2003/2004, respondendo por 58,8% do total nacional. O Rio Grande do Sul, isoladamente, respondeu por 49,6% do total produzido no Brasil e 84,3% da produção regional, demonstrando que a orizicultura desempenha um peso importante na economia do Estado (Irga 2006).

Em termos médios, nos anos de 2001, 2002 e 2003, a produção de arroz total obtida no Brasil foi de 9.473.782 toneladas, sendo 72% provenientes do sistema irrigado e 28% de sequeiro (Irga 2006).

As últimas projeções da FAO - Food and Agriculture Organization mostraram que para o ano de 2030 a demanda de arroz será 38% superior à produção obtida em 1998/99, que corresponde a 584.892 milhões de toneladas, sendo necessário, portanto, aumentar a produção em 222.258 milhões de toneladas para atingir 807.150 milhões de toneladas, que é o consumo previsto para daqui a 26 anos. Esta projeção de aumento da produção é inferior a que ocorreu no período de 1970 a 1999 (29 anos), quando a produção mundial de arroz passou de 316.384 milhões de toneladas para 596.485 milhões de toneladas, representando um aumento de 88,5% (Irga 2006).

Com a conquista da auto-suficiência em arroz no ano de 2005 e a participação no comércio internacional como ofertante, atingindo recordes de exportação, é de se esperar no Brasil uma tendência de aumento de produção para manter este cenário. Os países africanos vêm se destacando como principais mercados do arroz brasileiro; cerca de 87% do volume de arroz exportado entre janeiro e novembro de 2005, foram para a África (Irga 2006).

Da mesma forma, salvo oscilações menores e regionais, por conta de condições climáticas ou de remuneração, os estados brasileiros tradicionais produtores de arroz (Rio

Grande do Sul, Mato Grosso e Santa Catarina) é que responderão pela manutenção deste quadro de abastecimento. Mas é o Rio Grande do Sul que detém a mais avançada tecnologia e produtividade, além de responder por praticamente a metade da produção nacional de arroz irrigado, devendo assumir fortemente a necessidade de aumento de produção.

Assim, é de fácil compreensão que deverão ser esperados investimentos expressivos em tecnologia e pesquisa para garantir o aumento da produtividade – produzir mais na mesma área – mas também é de se esperar que aumente a pressão por novas áreas de plantio, e estas, como historicamente vem ocorrendo, tendem a avançar sobre as áreas úmidas naturais.

Apenas os municípios de Mostardas, Tavares e São José do Norte cultivaram na safra 2004/05 uma área de 41,3 mil hectares, tendo colhido 235,4 mil toneladas, ou 3,75% de todo o arroz produzido no Rio Grande do Sul (Irga 2006). Mesmo com uma diminuição da área plantada na safra 2004/05, da safra 2002/03 para a 2003/04, a área cultivada cresceu 9,25%, corroborando as expectativas de tendência de aumento gradativo de produção (figura 1). Na zona costeira, a expansão da orizicultura destruiu quase completamente as extensas áreas de banhados e matas de restinga. Nos poucos banhados remanescentes a drenagem tem causado subsidência do solo (Waechter 1985).

Parque Nacional da Lagoa do Peixe

Dentro dos limites da península de Mostardas localiza-se o Parque Nacional da Lagoa do Peixe (Parna), com uma área de 344 km². Este Parque protege amostras de quase todos os

ecossistemas característicos da região e da maioria das espécies ameaçadas, principalmente da laguna e ambientes de marismas, dunas frontais, praia e um importante remanescente de mata de restinga, muito embora as dunas lacustres, as lagoas isoladas de água doce e os palmares de butiá não estejam protegidos (Guadagnin 1999).

O Parque foi criado tendo como objetivo principal a proteção de aves migratórias. Além de oferecer alimento e área de repouso, a região ainda garante abrigo invernal para outras espécies de aves como os flamingos e o maçarico-de-papo-vermelho, que ali passam vários meses do ano refugiando-se do inverno austral. A criação do Parque também teve como objetivo a preservação das áreas úmidas, atendendo uma campanha internacional para preservação destes ambientes.

Em 1991 o Parque passou a integrar a Rede Hemisférica de Reserva de Aves Limícolas da International Association of Fish Wildlife Agency, na categoria de Reserva Internacional e, mais tarde, incluído na Reserva da Biosfera da Mata Atlântica como Zona Núcleo, o que significou o reconhecimento da UNESCO sobre a importância deste ecossistema para a sobrevivência da vida no planeta. Em 1993 o Parque Nacional da Lagoa do Peixe foi reconhecido como um sítio Ramsar, o que lhe garantiu a condição de área de importância internacional para a conservação de espécies.

Na área do Parna destaca-se a presença da Laguna do Peixe ($31^{\circ} 26' S$ $51^{\circ} 10' W$ e $31^{\circ} 14' S$ $50^{\circ} 54' W$), que em alguns períodos do ano mantém uma comunicação com o mar. Esta laguna está situada na sua maior parte no município de Tavares e numa porção menor no município de Mostardas, comportando-se como um ambiente lagunar-estuarino, semi-fechado, com elevada dinâmica (Vieira *et al.*, 1988).

No entorno do Parque Nacional da Lagoa do Peixe distribuem-se áreas úmidas naturais, tanto palustres como lacustres, de tamanhos e formas variadas, cuja importância de

conservação ainda é desconhecida. Este projeto teve como objetivos, 1) conhecer a estrutura das comunidades das aves aquáticas em 27 áreas úmidas naturais do entorno do Parque Nacional da Lagoa do Peixe; 2) determinar os fatores temporais e espaciais que possam estar associados às variações de abundância, composição e riqueza encontradas; e 3) avaliar o papel dos ambientes do entorno do Parna como habitats complementares ou suplementares para aves aquáticas.

Literatura citada

- Accordi, I. A. 2003. Estrutura espacial e sazonal da avifauna e considerações sobre a conservação de aves aquáticas em uma área úmida no Rio Grande do Sul, Brasil. Dissertation (Master in Ecology), Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Brazil.
- Aebischer, N. J., J. C. Coulson and J. M. Colebrook. 1990. Parallel Long-Term Trends Across 4 Marine Trophic Levels and Weather. *Nature* 347: 753-755.
- Agne, C. E. 2004. Primeiro registro do Sacoí-vermelho, *Ixobrychus exilis* (Gmelin, 1789) para o Rio Grande do Sul. *Atualidades Ornitológicas* .
- Amezaga, J. M., L. Santamaria and A. J. Green. 2002. Biotic wetland connectivity - supporting a new approach for wetland policy. *Acta Oecologica-International Journal of Ecology* 23: 213-222.
- Antas, P. T. Z. 1994. Migration and other movements among the lower Paraná river valley wetlands, Argentina, and the south Brazil/Pantanal wetlands. *Bird Conservation International* 4: 181-190.
- Antas, P.T.Z., Filippini, A., Azevedo-Júnior, S.M (1990) Novos registros de aves para o Brasil. p.51-52. Em: Resumos do VI Encontro Nacional de Anilhadores de Aves. Pelotas. Universidade Federal de Pelotas.
- Baines, D., 1988. The effects of improvement of upland marginal grasslands on the distribution and density of breeding wading birds (Charadriiformes) in Northern England. *Biol. Conserv.* 45, 221-236.
- Barbier, E. B., M. C. Acreman and D. Knowler. 1997. Economic valuation of wetlands: a guide for policy makers and planners. Gland.

- Barret, G. W., H. A. Ford and H. F. Recher. 1994. Conservation of woodland birds in a fragmented rural landscape. *Pacific Conservation Biology* 1: 245-256.
- Becker, F. G.; Aranha, R. A. e Moura, L. A. (orgs.) Biodiversidade das regiões da Lagoa do Casamento e Butiazais de Tapes, Planície Costeira do Rio Grande do Sul. Brasília, MMA/SBF. (em preparação)
- Belton, W. 1994. Aves do Rio Grande do Sul: Distribuição e Biologia. UNISINOS, São Leopoldo.
- Bencke, G. A. 2001. Lista de Referência das Aves do Rio Grande do Sul. Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- Bencke, G.A. 2004. O caboclinho *Sporophila zelichi* observado no Rio Grande do Sul, Brasil. *Ararajuba* 12 (2):88-89
- Berry, J. F. 1993. Ecological principles of wetland ecosystems. Pages Wetlands: Guide to science, law, and technology. M. S. Dennison and J. F. Berry (Eds.). Noyes Publications, New Jersey, U.S.A.
- Bientema, A. and J. van Vessem. 1999. Strategies for Conserving Migratory Waterbirds - Proceedings of Workshop 2 of the 2nd International Conference on Wetlands and Development held in Dakar, Senegal, 8-14 November 1998. Wetlands International, Wageningen, The Netherlands.
- Bientema, A.J., Dunn, E., Stroud, d.A., 1997, Birds and wet grasslands. In: Pain, D.J., Pienkowski, M.W. (Eds.), *Farming and Birds in Europe*. Academic Press, San Diego, pp.269-296.
- Bolduc, F. and A. D. Afton. 2004. Relationships Between Wintering Waterbirds and Invertebrates, Sediments and Hydrology of Coastal Marsh Ponds. *Waterbirds* 27: 333-341.

- Bornschein, M. A., M. Pichorim and B. L. Reinert. 2001. Novos registros de *Scytalopus iraiensis*. Nattereria, 2: 29-33. Nattereria 2: 29-33.
- Botsaris, Alexandros Spyros. 1995. Fitoterapia Chinesa e Plantas Brasileiras. São Paulo. Ícone.
- Braun, A.S. 2005. Biologia reprodutiva e padrão de ocupação de habitat da ictiofauna dominante do sistema da lagoa do casamento, RS, Brasil. Tese de Doutorado. PUCRS. 149p.
- Brotons, L., M. Monkkonen and J. L. Martin. 2003. Are fragments islands? Landscape context and density-area relationships in boreal forest birds. American Naturalist 162: 343-357.
- Burger M. I. 1999. Situação e ações prioritárias para a conservação de banhados e áreas úmidas da zona costeira. Available at www.bdt.org.br/workshop/costa.
- Cabral, N. R. A. J. and M. P. d. Souza. 2004. Área de Proteção Ambiental: Planejamento e gestão de paisagens protegidas. RiMa Editora, São Carlos.
- Capobianco, J. P. R. 2001. Biodiversidade na Amazônia Brasileira. Avaliação e identificação de ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição de benefícios. Instituto Socioambiental, São Paulo.
- Conama. 2006. Resoluções. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiano1.cfm?codlegitipo=3eano=1990>. Acessado em 20 de março de 2006.
- Cowardin, L. M., V. Carter, F. C. Golet and E. T. LaRoe. 1979. Classification of wetlands and deepwater habitats of The United States. US Fish and Wildlife Service, Washington, DC.
- Dias, B. F. S., I. Garay, C. Campanhola, P. Kageyama, T. Younés, T. Lewinsohn, H. Seuánez, C. Joly Filho, R. Cerqueira, I. Câmara and F. Barbosa. 2001. Avaliação, monitoramento e indicadores da diversidade biológica: perspectivas metodológicas

- para ecossistemas tropicais. Pages 412-423 in *Conservação da biodiversidade em ecossistemas tropicais. Avanços conceituais e revisão de novas metodologias de avaliação e monitoramento*. I. Garay and B. F. S. Dias (Eds.). Editora Vozes, Petrópolis.
- Didham, R. K., J. Ghazoul, N. E. Stork and A. J. Davis. 1996. Insects in fragmented forests: A functional approach. *Trends in Ecology e Evolution* 11: 255-260.
- Diegues, A. C. 1990. Inventário de Áreas Úmidas do Brasil: versão preliminar. Pró-Reitoria de Pesquisa USP, IUCN, Fundação Ford, São Paulo.
- Dinerstein, E., D. Olson, D. Graham, A. Webster, S. Primm, M. Bookbinder and G. Ledec. 1995. A conservation assessment of the terrestrial ecoregions of Latin America and the Caribbean. The Wrlld Bank and World Wildlife Fund, Washington, D.C.
- Dugan, P. 1993. *Wetlands in danger*. Michael Beasley, Reed International Books, London.
- Elphick, Cris S. (2000) functional Equivalency between Rice Fields And Seminatural Wetland habitats. *Conservation Biology* 14:n^o1 181-191.
- Elphick, Cris S.; Oring, Lewis W. (1998). Winter management of Californian rice fields for waterbirds. *Journal of Applied Ecology* 35:95-108.
- Fasola, M.; Barbieri, F., 1978. Facctors affecting the distribution of heronries in northerm Italy. *Ibis* 120, 537-540.
- Fasola, M.; Ruiz, X., 1996. The value of rice fields as substiututes for natural wetlands for waterbirds in the Mediterranean region. In: Crivelli, A.J *et al.*, (Eds.), *ecology, Conservation and Management of Colonial Waterbirds in the Mediterreanean Region*. *Colonial Wtarbirds* 19 (special publication n^o 1), 122-128.
- Fontana, C. S., R. E. Reis and G. A. Bencke. 2003. *Livro Vermelho da Fauna Ameaçada de extinção no Rio Grande do Sul*. EDIPUCRS, Porto Alegre.
- Ford, H.A., 1987. Bird communities on habitat islands in England. *Bird Study* 34, 205–218.

- Forman R.T.T. 1995. Land Mosaics: The Ecology of Landscapes and Regions. Cambridge University Press, New York, New York, USA.
- Franco, Pe. Ivacir João. [s.d]. Ervas e plantas Medicinais dos simples. Vida. Erechim.
- Freemark K.E., Dunning J.B., Hejl S.J. and Probst J.R. 1995. A landscape ecology perspective for search, conservation and management. In: Martin T.E. and Finch D.M. (eds), Ecology and Management of Neotropical Migrant Birds. Oxford University Press, New York, New York, USA, pp. 381–427.
- FZB. Relatório Final do Programa de Pesquisa e Monitoramento de Fauna Cinegética do Rio Grande do Sul. Período 2004-2005. Disponível em: www.agcc.com.br/relatorio/rca0405. Acesso em 2/6/2005.
- Galatowitsch, S. M., N. O. Anderson and P. D. Ascher. 1999. Invasiveness in wetland plants in temperate North America. Wetlands 19: 733-755.
- Gomes, A. d. S. and A. M. d. Magalhães Júnior. 2004. Arroz irrigado no Sul do Brasil. Embrapa, Pelotas.
- Guadagnin D. L. 1999. Diagnóstico da Situação e Ações Prioritárias para a Conservação da Zona costeira da Região Sul - Rio Grande do sul e Santa Catarina. Pronabio, Funbio, Avaliação e Ações Prioritárias para a Conservação da Biodiversidade da Zona costeira e Marinha. Available at www.bdt.org.br/workshop/costa.
- Guadagnin, D. L. and J. C. P. Dotto. 1995. Ocôrrência da Marreca-cabocla *Dendrocygna autumnalis* no Noroeste do Rio Grande do Sul, Brasil. El Hornero 14: 74-75.
- Guadagnin, D. L., A. S. Peter, L. F. C. Perello and L. Maltchik. 2005. Spatial and temporal patterns of waterbird assemblages in fragmented wetlands of Southern Brazil. Waterbirds In press:
- Guadagnin, D. L., M. I. Burger, E. Vélez, J. O. Menegheti, J. C. P. Dotto, R. A. Ramos, M. T. Q. Melo and R. C. Cruz. 2000. Delineamentos metodológicos do programa de

- pesquisa e monitoramento de fauna cinegética no Rio Grande do Sul, Brasil. Pages 135-146 in Seminario Taller sobre monitoreo ambiental, Rocha, noviembre de 1998. W. Norbis and L. Chomenko (Eds.). Unesco-Probides, Rocha, Uruguay.
- Harrington, B. A., C. Picole, S. Lara-Resende and F. Leeuwenberg. 1993. Hudsonian Godwit *Limosa haemastica* in Southern Argentina. Wader Study Group Bulletin 67: 41-43.
- Harrington, B. A., P. T. Z. Antas and F. Silva. 1986. Northward Shorebird Migration on the Atlantic Coast of southern Brazil. *Vida Silvestre Neotropical* 1: 45-54.
- Hook, D. D. 1993. Wetlands - History, Current Status, and Future. *Environmental Toxicology and Chemistry* 12: 2157-2166.
- Irga – Instituto Riograndense do Arroz. 2006. Disponível em : <http://www.irga.rs.gov.br/arquivos/20050914093400.pdf>. Acesso em: 02 de março de 2006.
- Irgang, B. E. and C. S. Gastal Junior. 1996. Macrófitas aquáticas da Planície Costeira do RS. Editora da UFRGS, Porto Alegre.
- Johnson, A. R., J. A. Wiens, B. T. Milne and T. O. Crist. 1992. Animal Movements and Population-Dynamics in Heterogeneous Landscapes. *Landscape Ecology* 7: 63-75.
- Johnson, C. R. and M. C. Boerijst. 2002. Selection at the level of the community: the importance of spatial structure. *Trends in Ecology e Evolution* 17: 83-90.
- Jones, J.L., 1940. ducks and the rice industry: a supplementary note. *Emu* 39, 206-209.
- Kitchell, J. F., D. E. Schindler, B. R. Herwig, D. M. Post, M. H. Olson and M. Oldham. 1999. Nutrient cycling at the landscape scale: The role of diel foraging migrations by geese at the Bosque del Apache National Wildlife Refuge, New Mexico. *Limnology and Oceanography* 44: 828-836.
- Lima, Marla S ; BECKER, Fernando Gertum . Padrões de riqueza e composição de espécies peixes em lagoas da Planície Costeira do Rio Grande do Sul: relação com área, grau

- de isolamento e sistema hidrográfico.. In: Congresso de Ecologia do Brasil, 2005, Caxambu, 2005.
- Lobo, E. A., M. A. Oliveira, M. T. M. B. Neves and S. Schuler. 1991. Caracterização de ambientes de terras úmidas no Estado do Rio Grande do Sul onde ocorrem espécies de anatídeos com valor cinegético. *Acta Biologica Leopoldensia* 13: 19-60.
- Lyra-Neves, R. M. d., S. M. d. Azevedo Junior and W. R. Telino-Júnior. 2004. Monitoramento do maçarico-branco, *Calidris alba* (Pallas) (Aves, Scolopacidae), através de recuperações de anilhas coloridas, na Coroa do Avião, Igarassu, Pernambuco, Brasil. *Revista Brasileira Zoologia* 21.
- Machlis, G. E. and D. L. Tichnell. 1985. *The State of the World's Parks: An International Assessment for Resource Management, Policy, and Research*. Westview, London.
- MacKinnon, J. R., K. MacKinnon, K. Child and J. Thorsell. 1986. *Managing Protected Areas in the Tropics*. IUCN, Gland.
- Maltchik, L., A. S. Rolon, D. L. Guadagnin and C. Stenert. 2004. Wetlands of the Rio Grande do Sul, Brazil: a classification with emphasis on their plant communities. *Acta Limnologica Brasiliensis* 16: 1-13.
- Maltchik, L., E. Schneider, G. Becker and A. Escobar. 2003. Inventory of wetlands of Rio Grande do Sul (Brazil). *Pesquisas Botânica* 53: 89-100.
- Margalef, R. 1983. *Limnología*. Omega, Barcelona.
- Marini, M.A.; Garcia.F.I. 2005. Conservação de Aves no Brasil *in*: Megadiversidade: desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade no Brasil. *Conservação Internacional Brasil*. v.1 n.1. p.95-102.
- Martin, n, 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 Reporte Wildlife, n 20.

- McGinn, L.R., Glasgow, L.L. 1963. Loss of waterfowl foods in ricefields in southeastern Louisiana. *Association of games and fish Commissioners*, vol 17, pp 69-79.
- Mcintyre, S. and G. W. Barrett. 1992. Habitat Variegation, An Alternative to Fragmentation. *Conservation Biology* 6: 146-147.
- McNeely, J. A. and J. R. MacKinnon. 1989. Protected Areas, Development, and Land Use in the Tropics. *Resource Manajement Optimization* 7: 189-206.
- Meffe, G. K. and C. R. Carroll. 1997. *Principles of conservation biology*. Sinauer Associates, Sunderland.
- Menegheti, J. O., Guadagnin, D. L.; Dotto, J. C. P. 1990. Pesquisa e Monitoramento de Fauna Cinegética do Rio Grande Do Sul. Contrato de Serviço Fzbrs/Faurgs. Relatório.
- Menegheti, J. O., F. Rilla and M. I. Burger. 1999. Waterfowl in South America: Their Status, Trends and Distribution. *IWRB Special Publication* 12: 97-103.
- Menegheti, J. O., M. I. Burger, R. A. Ramos and J. C. P. Dotto. 1993. Setting Hunting Regulations for *Netta peposaca* in South Brazil. Pages 102-105 *in* Waterfowl and Wetland Conservation in the 1990s, A Global Perspective. Proc. IWRB Symp., Florida 1992. M. Moser, R. C. Prentice and J. Van Vessem (Eds.). International Wetland Research Bureau, Slimbridge.
- MMA - Ministério do Meio Ambiente. **(a)**. 2006. Unidades de Conservação. Excerto do Primeiro Relatório Nacional para Convenção sobre Diversidade Biológica: Brasil Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal. Disponível em: http://www.mct.gov.br/clima/comunic_old/uconserv.htm. Acessado em 20 de março de 2006.
- MMA - Ministério do Meio Ambiente. **(b)**. 2006. Áreas Protegidas do Brasil Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal. Disponível em:

- <http://www.mma.gov.br/port/sbf/dap/apconser.html>. Acessado em 20 de março de 2006.
- Mitsch, W. J. and J. G. Gosselink. 2000. The value of wetlands: importance of scale and landscape setting. *Ecological Economics* 35: 25-33.
- Morrison, R. I. G. and R. K. Ross. 1989. Atlas of nearctic shorebirds on the coast of South America. Vol. 1. Canadian Wildlife Service, Ottawa.
- Morrison, R. I. G., R. K. Ross, P. Canevari, P. T. Z. Antas, B. Jong, B. Ramdial, F. Espinosa, M. Teperino and J. M. Perez. 2004. Aerial Surveys of Shorebirds and other Wildlife in South America: Some Preliminary Results. *Canadian Wildlife Service Progress Notes* 148: 1-22.
- Morsello, C. 2003. Áreas protegidas públicas e privadas - Seleção e manejo. AnnaBlume, São Paulo.
- Nascimento, J. L. X., P. T. Z. Antas, M. B. V. Silva and S. B. Scherer. 2000. Migração e dados demográficos do marrecão *Netta peposaca* (Anseriformes, Anatidae) no sul do Brasil, Uruguai, Paraguai e norte da Argentina. *Melopsittacus* 3: 143-158.
- Norton, M. R., S. J. Hannon and F. K. A. Schmiegelow. 2000. Fragments are not islands: patch vs landscape perspectives on songbird presence and abundance in a harvested boreal forest. *Ecography* 23: 209-223.
- Noss, R. F. 1996. Conservation of biodiversity at the landscape scale. Pages 574-592 *in* Biodiversity in managed landscapes: theory and practice. R. C. Szaro and D. W. Johnston (Eds.). Oxford Univ. Press, Oxford.
- Nutep – Núcleo de Estudos e Tecnologias em Gestão Pública. Universidade Federal do Rio Grande do Suli. Disponível em:<http://nutep.ea.ufrgs.br/principal.asp>. Acesso em: 3 de fevereiro de 2006.

- Olrog, C. C. 1968. Las aves sudamericanas. Vol. 1. Fundacion y Instituto Miguel Lillo, Tucumán.
- Olson, D., E. Dinerstein, P. Canevari, I. Davidson, G. Castro, V. Morisset, R. Abell and E. Toledo. 1998. Freshwater Biodiversity of Latin America and the Caribbean, a Conservation Assessment. Biodiversity Support Program, Washington, D.C.
- 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.
- Pain, D., 1994. Case Studies of Farming and Birds in Europe: Rice Farming in Italy. Studies in European Agriculture and Environmental Policy, nº 8. RSPB, Sandy.
- Pearson S.M. 1993. The spatial extent and relative influence of landscape-level factors on wintering bird populations. *Landscape Ecology* 8: 3–18.
- Petry, M. V. and V. S. S. Fonseca. 2002. Effects of human activities in the marine environment on seabirds along the coast of Rio Grande do Sul, Brazil. *Ornitologia Neotropical*.
- Pulliam, H.R.; Babbitt, B. 1997. Science and the protection of endangered species. *Science*. 275:499-575.
- Raith, R. J. and S. L. Pimm. 1976. Dynamics of Bird Communities in Chihuahuan Desert, New-Mexico. *Condor* 78: 427-442.
- Ramos, A. and J. P. R. Capobianco. 1996. Unidades de conservação no Brasil. Aspectos gerais, experiências, inovadoras e a nova legislação (SNUC). Instituto Socioambiental, São Paulo.
- Ramsar. 1999. Resolution VII.11 – Strategic framework and guidelines for the future development of the list of wetlands of international importance. In: “People and wetlands: the vital link”. 7th Meeting of the Conference of the Contracting Parties to Convention on Wetlands (Ramsar, Iran, 1971), san José, costa rica, 10-18 May 1999. Disponível em: <http://www.ramsar.org/keires711e.pdf>. Acesso em 3 dez 2005.

- Riffell, Samuel K., Keas, Brian E., and Burton, Thomas M. Birds in North American Great Lakes coastal wet meadows: is landscape context important? *Landscape Ecology* **18**: 95–111, 2003.
- Rolon A.S., Maltchik L.& Irgang B.E. 2004. Levantamento de macrófitas aquáticas em áreas úmidas do Rio Grande do Sul, Brasil. *Acta Biologica Leopoldensia* 26: 17-35.
- Rolon, A.S. 2006. Diversidade de Macrófitas Aquáticas em Áreas Úmidas Palustres de um Segmento da Planície Costeira do Rio Grande do Sul. São Leopoldo, Unisinos, 71p (Master Thesis).
- Saab V.A. 1999. Importance of spatial scale to habitat use by breeding birds in riparian forests: a hierarchical analysis. *Ecological Applications* 9: 135–151.
- Santos, E. *Caças e Caçadores*. F. Briguiet e Cia. Rio de Janeiro. 1950.
- Saunders, D. L., J. J. Meeuwig and A. C. J. Vincent. 2002. Freshwater protected areas: Strategies for conservation. *Conservation Biology* 16: 30-41.
- Schindler, D. W. 2001. The cumulative effects of climate warming and other human stresses on Canadian freshwaters in the new millennium. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58: 18-29.
- Scott, D. and M. Carbonell. 1986. Directorio de los Humedales de la Región Neotropical. International Waterfowl and Wetlands Research Bureau and International Union for the Conservation of Nature, Slimbridge and Gland.
- Selmi, S.; Boulinier, T. 2003. Breeding bird communities in southern Tunisian oases: the importance of traditional agricultural practices for bird diversity in a semi-natural system *Biological Conservation* 110 285–294
- Sema. 2002. Espécies da Flora Ameaçada do Rio Grande do Sul. Disponível em: <http://www.sema.rs.gov.br/sema/html/pdf/especies-ameacadas.pdf>. Acesso em 4 de agosto de 2002.

- Sema. 2005. Secretaria Estadual de Meio Ambiente do Rio Grande do Sul. Inventário Florestal do Estado do Rio Grande do Sul. Disponível em: <http://www.sema.rs.gov.br/sema/html/cobflinve.htm>. Acesso em: 4 de janeiro de 2005.
- Shafer, C. L. 1990. The Problem: Fragmentation with Insularization. Pages 1-32 *in* Nature Reserves: Island Theory and Conservation Practice. L. Craig and C. L. Shafer (Eds.). CSIRO, Melbourne, Australia.
- Shine, C. and C. Klemm. 1999. Wetlands, water and the law: Using law to advance wetland conservation and wise use. International Union for the Conservation of Nature, Gland.
- Sick, H. 1983. Migrações de aves na América do Sul Continental. Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal, Ministério da Agricultura, Brasília.
- Sick, H. 1987. Migração de aves no Brasil. 153-187.
- Smith Jr., R.J; Sullivan, J.D., 1980. Reduction of red rice grain in rice fields by winter feeding of ducks. Arkansas Farm Res. 29,3.
- Soule, M. E. and D. Simberloff. 1986. What do Genetics and Ecology Tell Us About the Design of Nature-Reserves. Biological Conservation 35: 19-40.
- Stattersfield, A. J., M. J. Crosby, A. J. Long and D. C. Wege. 1998. Endemic bird areas of the world. Priorities for biodiversity conservation. BirdLife International, Cambridge.
- Stenert, C. 2004. Biodiversidade de Macroinvertebrados em Áreas Úmidas (Sistemas Palustres) do Rio Grande do Sul. Brasil. Dissertação de Mestrado. Unisinos. 101p
- Tarnocai, C. (1980) Canadian wetland registry. In: Rubec D.D.A & Pollett F.C. (eds) Workshop on Canadian Wetlands. Lands directorate, environment Canada, Ottawa.
- Taylor, P. D., L. Fahrig, K. Henein and G. Merriam. 1993. Connectivity Is A Vital Element of Landscape Structure. Oikos 68: 571-573.
- Teixeira, M. B., A. B. Coura Neto, U. Pastore and A. L. R. Rangel Filho. 1986. Vegetação. Pp.541-620 em: Levantamento de Recursos Naturais. Rio de Janeiro, IBGE. (v.33).

- Terborgh, J. 1974. Preservation of Natural Diversity - Problem of Extinction Prone Species. *Bioscience* 24: 715-722.
- Tiner, RW. (1999) Wetland indicators: a guide to wetland identification, delineation, classification and mapping. Boca Taton, florida
- Tourenq, Christophe; Bennetts, Robert E; Kowalski, Hubert; Vialet, Emmanuel; Lucchesi, Jean-Laurent; Kayser, Yves; Isenmann, Paul. (2001) Are ricefields a good alternative to natural marshes for waterbird communities in the Camargue, southern France? *Biological conservation* 100 335-343.
- Vélez, E. (1997) Estrutura das comunidades de aves aquáticas no complexo de áreas úmidas de Tapes e Arambaré, Planície Costeira do Rio Grande do Sul. Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
- Vieira, E.F; Rangel, S.R.S (1988) Planície Costeira do Rio Grande do Sul. Porto Alegre. Sagra. p. 256.
- Villard, M. A. 2002. Habitat fragmentation: Major conservation issue or intellectual attractor? *Ecological Applications* 12: 319-320.
- Vooren, C. M. and A. Chiaradia. 1990. Seasonal abundance and behavior of coastal birds on Cassino Beach, Brazil. *Ornitologia Neotropical* 1: 9-24.
- Voss, W. A. 1995. Breve apreciação da avifauna dos banhados de São Leopoldo. Pages 84 *in* Os Banhados do Rio dos Sinos. C. C. Aveline (Eds.). UPAN/Ed. Agatha, São Leopoldo.
- Waechter, J.L. 1985. Aspectos ecológicos da vegetação de restinga no Rio Grande do Sul. *Comun. Mus. Ci. PUCRS, Sér. Bot.*, 33:49-68.
- Weller, M. W. 1999. Wetland birds. Habitat resources and conservation implications. Cambridge University Press, Cambridge.

- Whited, D., S. Galatowitsch, J. R. Tester, K. Schik, R. Lehtinen and J. Husveth. 2000. The importance of local and regional factors in predicting effective conservation - Planning strategies for wetland bird communities in agricultural and urban landscapes. *Landscape and Urban Planning* 49: 49-65.
- Wiens, J. A. 1989. *The ecology of bird communities. Vol.2. Processes and variations.* Cambridge Univ. Press, Cambridge.
- Wiens, J. A. 1995. Habitat Fragmentation - Island V Landscape Perspectives on Bird Conservation. *Ibis* 137: S97-S104.
- Willard, D., M. Leslie and R. B. Reed. 1990. Defining and delineating wetlands. Pages Issues in wetlands protection: background papers prepared for the National Wetlands Policy Forum. G. Bingham, E. H. Clark II, L. V. Haygood and M. Leslie (Eds.). The Conservation Foundation, Washington, D.C.
- Woinarski, J. C. Z., P. J. Whitehead, D. M. J. S. Bowman and J. Russellsmith. 1992. Conservation of Mobile Species in A Variable Environment - the Problem of Reserve Design in the Northern-Territory, Australia. *Global Ecology and Biogeography Letters* 2: 1-10.
- Wright, T.W., 1959. Winter foods of mallards in Arkansas. In; Proceedings of the annual Conference of the Southeastern Association of Game and Fish Commissioners, vol.13 pp. 291-296.
- Zöckler, C.; Lysenko, I. 2000. Water birds on the edge: first circumpolar assesement of climate change impact on arctic breeding water birds. World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, UK. 23pp.

Tabela 1. Relação das 27 espécies de macrófitas aquáticas constantes da Lista de Espécies da Flora Ameaçada de Extinção do Rio Grande do Sul, que ocorrem zona costeira do Rio Grande do Sul. As espécies em negrito foram identificadas em áreas úmidas naturais do entorno do Parque Nacional da Lagoa do Peixe.

Famílias	Espécies
Alismataceae	<i>Sagittaria lancifolia</i> L.
Apiaceae	<i>Eryngium divaricatum</i> Hook. e Arn.
Cabombaceae	<i>Cabomba caroliniana</i> A. Gray var. <i>flavida</i> Oogard. <i>Cabomba furcata</i> Schult. e Schult.
Ceratophyllaceae	<i>Ceratophyllum submersum</i> L. <i>Salicornia ambigua</i> Michx.
Chenopodiaceae	<i>Salicornia gaudichaudiana</i> Moq.
Haloragaceae	<i>Laurembergia tetrera</i> (Schott.) Kanitz <i>Myriophyllum elatinoides</i> Gaud. <i>Proserpinaca palustris</i> L.
Lentibulariaceae	<i>Utricularia inflata</i> L.
Lilaeaceae	<i>Lilaea scilloides</i> (Pior.) Haum
Maranthaceae	<i>Thalia multiflora</i> Horkel ex Koern.
Melastomataceae	<i>Tibouchina asperior</i> (Chamisso) Cogniaux <i>Tibouchina trichopoda</i> (DC.) Baillon
Najadaceae	<i>Najas conferta</i> A. Br. <i>Najas marina</i> L. <i>Najas microdon</i> A. Br.
Nymphaeaceae	<i>Nymphaea amazonum</i> Mart. e Zucc <i>Nymphaea prolifera</i> Wiersma
Poaceae	<i>Zizaniopsis bonariensis</i> (Bal. e Poit.) Speg.
Pontederiaceae	<i>Heteranthera limosa</i> Willd <i>Heteranthera zosteriaefolia</i> Mart.
Zannichelliaceae	<i>Zannichellia palustris</i> L.
Isoetaceae	<i>Isoetes</i> spp.
Marsileaceae	<i>Pilularia americana</i> A. Br. <i>Regnellidium diphyllum</i> Lindm

Fonte: Irgang e Gastal, 1996; Rolon et al. 2004, Rolon, 2006.

Tabela 2. Relação das 24 espécies de aves de áreas úmidas ameaçadas no Rio Grande do Sul (Fontana *et al.*, 2003; Bornschein *et al.*, 2001^a; Bencke, 2004^b; Agne, 2004^c).

Nome científico	Nome Popular	Ordem	Família	Forma de utilização da área úmida	Categoria de ameaça
<i>Ixobrychus exilis</i> ^c	socoí-vermelho	Ciconiiforme	Ardeidae	Freqüenta	Não integra o Livro Vermelho das espécies ameaçadas do RS
<i>Mesembrinibis cayanaensis</i>	coro - coró	Ciconiiforme	Threskiornithidae	Habita; alimenta-se.	Em Perigo Fontana <i>et al.</i> , 2003
<i>Circus cinereus</i>	gavião cinza	Falconiforme	Accipitridae	Habita; alimenta-se e nidifica.	Vulnerável Fontana <i>et al.</i> , 2003
<i>Busarellus nigricollis</i>	gavião velho	Falconiforme	Accipitridae	Habita; alimenta-se.	Vulnerável Fontana <i>et al.</i> , 2003
<i>Cairina moschata</i>	pato - do - mato	Anseriforme	Anatidae	Habita; alimenta-se.	Em Perigo Fontana <i>et al.</i> , 2003
<i>Sarkidiornis melanotos</i>	pato - de - crista	Anseriforme	Anatidae	Habita; alimenta-se.	Vulnerável Fontana <i>et al.</i> , 2003
<i>Porzana spiloptera</i>	sanã - cinza	Gruiforme	Rallidae	Habita.	Em Perigo Fontana <i>et al.</i> , 2003
<i>Gallinago undulata</i>	narcejão	Charadriiforme	Scolopacidae	Habita; alimenta-se.	Vulnerável Fontana <i>et al.</i> , 2003
<i>Tryngites subruficollis</i>	maçarico-acanelado	Charadriiforme	Scolopacidae	Freqüenta	Vulnerável Fontana <i>et al.</i> , 2003
<i>Crotophaga major</i>	anu - coroca	Cuculiforme	Cuculidae	Habita.	Vulnerável Fontana <i>et al.</i> , 2003
<i>Eleothreptus anomalus</i>	curiango-do-banhado	Caprimulgiforme	Caprimulgidae	Habita.	Em Perigo Fontana <i>et al.</i> , 2003
<i>Spartonoica maluroides</i>	boininha	Passeriforme	Furnariidae	Freqüenta.	Vulnerável Fontana <i>et al.</i> , 2003
<i>Limnocites rectirostris</i>	junqueiro-de-bico-reto	Passeriforme	Furnariidae	Habita (nidifica, alimenta-se?).	Vulnerável Fontana <i>et al.</i> , 2003
<i>Heteroxolmis dominicana</i>	noivinha-de-rabo-preto	Passeriforme	Tyrannidae	Freqüenta.	Vulnerável Fontana <i>et al.</i> , 2003
<i>Scytalopus iraiensis</i> ^a	macuquinho-da-várzea	Passeriforme	Rhinocryptidae	Freqüenta	Não integra o Livro Vermelho das espécies ameaçadas do RS
<i>Sporophila collaris</i>	coleiro-do-brejo	Passeriforme	Emberizidae	Habita; nidifica.	Vulnerável
<i>Sporophila cinnamomea</i>	caboclinho-de-chapéu-cinzento	Passeriforme	Emberizidae	Habita; alimenta-se.	Em Perigo
<i>Sporophila hypoxantha</i>	caboclinho-de-barriga-vermelha	Passeriforme	Emberizidae	Habita; nidifica.	Criticamente em Perigo
<i>Sporophila palustris</i>	caboclinho-de-barriga-vermelha	Passeriforme	Emberizidae	Habita; nidifica.	Em Perigo
<i>Sporophila melanogaster</i>	caboclinho-de-barriga-preta	Passeriforme	Emberizidae	Habita.	Vulnerável
<i>Sporophila zelichi</i> ^b	caboclinho	Passeriforme	Emberizidae	Freqüenta	Não integra o Livro Vermelho das espécies ameaçadas do RS
<i>Oryzoborus angolensis</i>	curió	Passeriforme	Emberizidae	Freqüenta.	Em Perigo
<i>Xanthopsar flavus</i>	veste-amarela	Passeriforme	Icteridae	Habita; utiliza como dormitório.	Vulnerável
<i>Agelaius cyanopus</i>	carretão	Passeriforme	Icteridae	Habita.	Em Perigo

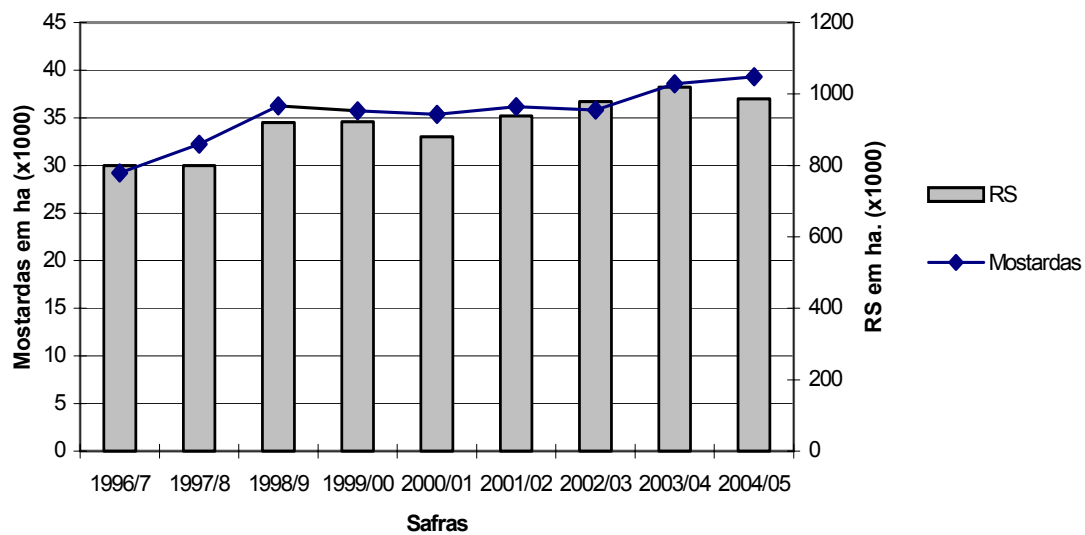


Figura 1. Evolução da área de plantio de arroz irrigado no Rio Grande do Sul e no município de Mostardas, em nove safras recentes (Irga 2006).

Estrutura das assembléias de aves aquáticas no entorno do Parque Nacional da Lagoa do Peixe

Resumo

O Parque Nacional da Lagoa do Peixe, na zona costeira do Rio Grande do Sul, protege amostras importantes de quase todos os ecossistemas de áreas úmidas e de aves aquáticas da região. Os movimentos migratórios e os deslocamentos entre áreas úmidas determinam importantes variações temporais de composição e abundância das assembléias de aves aquáticas. O entorno também abriga áreas úmidas naturais cuja importância de conservação é desconhecida. O objetivo deste estudo foi descrever os padrões de composição e abundância de aves aquáticas em 27 áreas úmidas naturais, distribuídas no entorno do Parque Nacional da Lagoa do Peixe; descrever os padrões de variação temporal das assembléias associados às variações de pluviosidade e discutir a importância dos remanescentes de áreas úmidas do entorno do Parque para a conservação de aves aquáticas. Foram registradas 38.067 aves aquáticas, pertencentes a 66 espécies, distribuídas em 18 famílias e oito ordens. A riqueza apresentou baixa variação ao longo do ano, enquanto que a abundância oscilou ciclicamente, com picos em fevereiro (3.373 indivíduos), junho (3.900) e setembro (4.691). A composição e abundância de aves aquáticas foram diferentes entre os meses de inverno-primavera e os meses do verão-outono. As espécies mais abundantes durante o período do estudo foram a marreca-piadeira (*Dendrocygna viduata*), com 9.407 registros, o maçarico-preto (*Plegadis chihi*) (4.882 registros) e a galinhola (4.880 registros). Cinquenta e duas espécies (78,7%), pertencentes a 18 famílias, identificadas nas 27 áreas úmidas naturais do entorno também ocorrem no interior do Parque Nacional da Lagoa do Peixe. Este estudo corroborou os padrões sazonais e espaciais de variação da riqueza de aves aquáticas na zona costeira do Rio Grande do Sul e demonstrou a importância das áreas úmidas situadas no entorno do Parque Nacional da Lagoa do Peixe na suplementação e complementação de habitats.

Palavras-chave: Conservação, Lagoa do Peixe; Áreas úmidas.

Abstract

The Lagoa do Peixe National Park (LPNP), in the coastal plain of Rio Grande do Sul, protect important samples of almost all wetland ecosystems and waterbird species in the region. The surrounding areas also harbor remnant natural wetlands, scattered in a matrix of drained meadows or rice fields, of which the conservation significance is unknown. The aim of this study was to describe the composition, richness and abundance of waterbird assemblages of 27 remnant wetlands; to describe the seasonal variation in the structure of these waterbird assemblages and it's relation with pluviosity; and to discuss the importance of the remaining wetlands nearby the Park for the conservation of waterbirds. We recorded 38.067 waterbirds of 66 species. The most abundant species were *Dendrocygna viduata* (9,407 recordings), *Plegadis chihi* (4,882 recordings) and *Gallinula chloropus* (4,880 recordings). The species richness showed low variation along the year, while the abundance showed a cyclic fluctuation, with picks in February (3,373 individuals), June (3,900 individuals) and September (4,691 individuals). The composition and abundance of waterbirds birds were different among the Winter-Spring months and the Summer-Fall months. Fifty-two species (78.7%) recorded in the remnant wetlands also occur inside the Park. This study suggest that the remnant wetlands around LPNP provide important supplementary habitat for waterbirds in the region and that their use area highly influenced by variations in water availability.

Keywords: Conservation, Lagoa do Peixe; wetlands, waterbirds, aquatic birds, richness, composition, abundance.

Introdução

Os movimentos migratórios e os deslocamentos entre áreas úmidas determinam importantes variações temporais de composição e abundância das assembléias de aves aquáticas. Estes deslocamentos são reflexos das flutuações na disponibilidade de recursos, típicas destes ambientes, relacionadas com o regime hidrológico e a morfometria das áreas úmidas (Colwell and Taft 2000; Woinarski *et al.* 1992). Períodos de forte estiagem em depressões suaves resultam em áreas secas temporariamente por conta da evaporação, podendo fazer desaparecer habitats de forrageamento (Krapu *et al.* 1992).

Declínios de abundância em aves aquáticas estão relacionados com a indisponibilidade regional de habitat inundado determinada por variações climáticas (Duncan *et al.* 1999). Paisagens que reúnem grande número de áreas úmidas abrigam uma maior riqueza de aves, dada a expressiva diversidade de recursos alimentares e estabilidade regional na disponibilidade de alimentos, justamente em sistemas que são altamente variáveis (Skagen e Knopf 1994).

A implementação de unidades de conservação (UC's) é uma das principais ferramentas de conservação da biodiversidade. Entretanto, raramente existem fundos suficientes para a compra de todas as áreas de interesse e, dada a continuidade do processo de degradação, rapidamente estão se esgotando as possibilidades de expansão da rede de UC's (Machlis and Tichnell 1985; MacKinnon *et al.* 1986).

No Brasil, a área total protegida por bioma é considerada insuficiente e as UC's criadas ainda não atingem plenamente seus objetivos (MMA. 2006). Além disso, as UC's de um modo geral apresentam limites artificiais, fortemente influenciados pelos usos humanos do entorno, e raramente protegem tamanhos mínimos viáveis de todas as populações de interesse

(Soulé and Simberloff 1986; McNeely and MacKinnon 1989; Noss 1996). Uma das estratégias empregadas para ampliar a capacidade das UC's de proteger a biodiversidade é manejar eficientemente as paisagens agrícolas e urbanas que compõe o entorno das UC's (McNeely and MacKinnon 1989; Noss 1996).

Entre as ações nesta direção estão a implementação de zonas de amortecimento ou de modelos inovadores de proteção, como as Reservas da Biosfera e as Áreas de Proteção Ambiental (Ramos and Capobianco 1996; Cabral and Souza 2004). No Brasil, a legislação vigente inclui a necessidade de licenciamento das atividades projetadas a uma distância de até dez quilômetros a partir dos limites da unidade de conservação (Conama, 2006), mas não prevê o manejo diferenciado visando o incremento do espaço protegido.

O Rio Grande do Sul e a região do Pantanal reúnem as áreas de maior diversidade de aves aquáticas continentais do Brasil (Scott and Carbonell 1986; Guadagnin *et al.* 2005). São 151 espécies no Estado, distribuídas em 31 famílias (Belton 1994; Bencke 2001), ou 24,2% de todas as espécies de aves aquáticas conhecidas atualmente para o Brasil. O Parque Nacional da Lagoa do Peixe, com 344km², localizado na zona costeira do Rio Grande do Sul (31°02'S, 050°77'W; 31° 48'S, 051°15'W), protege amostras importantes de quase todos os ecossistemas característicos da região e grande parte das espécies ameaçadas (Guadagnin 1999; Nascimento 1995; Ibama 1999). Este Parque integra a Rede Hemisférica de Reserva de Aves Limícolas e desde 1993 foi reconhecido como sítio Ramsar, por estar entre os três mais importantes pontos de parada e internada de aves migratórias austrais e boreais no Brasil (Morrison *et al.* 1989).

O uso do solo no entorno do Parna está voltado de forma predominante para o cultivo de arroz irrigado, criação de gado e florestamento com *Pinus* spp. (Guadagnin 1999). O entorno também abriga um grande número de remanescentes de áreas úmidas naturais palustres e lacustres, cuja importância de conservação é desconhecida.

O objetivo deste estudo foi descrever os padrões de composição e abundância de aves aquáticas em 27 áreas úmidas naturais localizadas até 30 quilômetros dos limites do Parque Nacional da Lagoa do Peixe; avaliar os padrões de variação temporal das assembléias associados às variações de pluviosidade e discutir a importância dos remanescentes de áreas úmidas do entorno do Parque para a conservação de aves aquáticas.

Métodos

Área de estudo

O estudo foi realizado num setor da zona costeira do Rio Grande do Sul, em 27 áreas úmidas naturais, distantes até 30km dos limites do Parque Nacional da Lagoa do Peixe (31°30'01"/51°29'03" e 30°45'05"/50°34'56") e que totalizou 2.100km² (Figura 1). O clima nesta região é subtropical úmido e a temperatura média anual é de 17,5⁰C, com precipitação média de 1.200 mm/ano e chuvas distribuídas mais ou menos regularmente (Gomes and Magalhães Júnior 2004).

As áreas úmidas estudadas foram selecionadas de forma a representar diferentes tamanhos, tipos de áreas úmidas e de matriz circundante – florestamentos de *Pinus* spp., arrozais e campos. A superfície de cada área úmida foi calculada sobre uma carta temática de cobertura e uso do solo, classificada com base em uma imagem orbital Landsat 7TM de 2000.

As áreas foram classificadas adotando-se um modelo hierarquizado, baseado na hidrogeomorfologia e na cobertura vegetal (Maltchik *et al.* 2004) e foram empregados apenas os níveis de Sistema (Palustre ou Lacustre). O Sistema Palustre incluiu as áreas úmidas com bordas não claramente definidas (banhados, charcos, brejos) e que recebem forte influência do

ambiente terrestre no entorno; caracterizam-se pela ampla cobertura vegetal. O Sistema Lacustre (lagoas, propriamente ditas) incluiu os ambientes situados em depressões topográficas acentuadas, com margens bem definidas e nítida transição com o ambiente terrestre; a cobertura vegetal é ausente ou restrita às margens.

Censos das aves

Foram realizados 12 censos mensais de aves aquáticas ao longo de um ciclo anual (novembro/2004 a dezembro/2005) de tal maneira que mensalmente todas as 27 áreas eram censadas. As aves foram registradas visualmente com auxílio de binóculos e luneta telescópica, conforme metodologia já estabelecida para o monitoramento de aves aquáticas na região (Bibby *et al.* 1992; Guadagnin *et al.* 2000; Guadagnin *et al.* 2005). Passeriformes e alguns Ralidae secretivos foram excluídos do censo por que a metodologia não era adequada para estes grupos; as contagens se estenderam ao longo de todo o dia e eram condicionadas às condições ideais de luz, contando-se mesmo em dias com muito vento ou chuva.

A ordem em que as áreas úmidas foram censadas foi alterada a cada mês, aleatoriamente. Em cada área foi dispensado o tempo necessário para contar e registrar as aves presentes, o que significa que o tempo de permanência em cada área esteve subordinado à abundância de aves e ao tamanho da área. Quando necessário foi provocado o levante das aves com o emprego de fogos de artifício, com identificação e contagem em vôo. Os dados dos 12 censos, em cada área, foram agregados para as análises, o que proporciona uma estimativa anual da riqueza, composição e abundância. A nomenclatura científica segue o CBRO - Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (CBRO 2005).

Para avaliar se o esforço de 12 censos foi capaz de capturar a riqueza de espécies foram calculadas uma curva de acumulação de espécies e o estimador de riqueza Chao 1, empregando o programa Estimates 6.0. A composição e riqueza de aves no entorno foram comparadas qualitativamente com a lista de aves do Parque Nacional da Lagoa do Peixe (Ibama 1999). Utilizamos a Análise de Coordenadas Principais (PCoA) (Legendre and Legendre 1998) para explorar as variações de composição e a abundância ao longo dos 12 censos (gradiente temporal) e entre as 27 áreas úmidas (gradiente espacial). Distâncias euclidianas entre as unidades amostrais foram utilizadas como medidas de semelhança. A abundância foi Log-transformada. Foram excluídas destas análises 14 espécies que ocorreram em menos de quatro censos (análise temporal) e sete espécies que apresentaram uma frequência igual a 1 (análise espacial). As PCoA's foram calculadas no programa Multiv 2.0 (Pillar 2000).

Resultados

Das 27 áreas úmidas estudadas, dez foram classificadas como pertencentes ao Sistema Lacustre e 17 representaram o Sistema Palustre. Áreas secas foram constatadas entre fevereiro e julho, sendo que a maior quantidade de ambientes nesta condição se deu em março, com nove áreas. Esta situação se deu nos ambientes palustres, pequenos, com áreas entre 0,7ha e 8,8ha.

O déficit de chuva na região, nos 12 meses de estudo, chegou a 251,2 mm, levando-se em conta a média pluviométrica dos últimos 15 anos. Além disso, a quantidade de chuva precipitada mensalmente foi irregular. As variações oscilaram entre 28,6 mm no mês de junho

e 221 mm em setembro e, durante os doze meses de realização dos censos, pelo menos nove pontos estudados secaram totalmente em decorrência da estiagem (tabela 1).

Foram registradas 38.067 aves aquáticas, pertencentes a 66 espécies, distribuídas em 18 famílias e oito ordens (tabela 2), representando 54% da avifauna aquática do Rio Grande do Sul e 79,5% das espécies de aves aquáticas (pertencentes às mesmas 18 famílias) listadas no Parque Nacional da Lagoa do Peixe. Das espécies registradas, 51 são residentes, 11 são migrantes boreais, uma é vagante, uma é de status desconhecido e duas são migrantes, residentes de primavera/verão, que nidificam no Rio Grande do Sul. Não foi registrada migrante austral. A riqueza de espécies tendeu a se estabilizar ao final dos 12 censos (figura 2) e a riqueza observada foi bastante similar à riqueza estimada pelo índice Chao 1 ($72,3 \pm 7,6$ espécies), sugerindo que o esforço amostral empregado foi suficiente para registrar a maioria das espécies que freqüentam o conjunto de áreas úmidas estudadas.

A abundância oscilou ciclicamente ao longo do ano, com picos em fevereiro (3.373 indivíduos), junho (3.900) e setembro (4.691) e quedas em dezembro (1.631 indivíduos), abril (2.507), julho (3.023) e novembro (2.040). Estas oscilações foram nitidamente concordantes com as oscilações da pluviometria registrada no período. A correlação entre a abundância de aves aquáticas e a chuva acumulada dos 15 dias que antecederam o primeiro dia de cada censo foi de 56% (figura 3).

A ordenação dos 12 censos mostrou um padrão coerente de variação temporal (figura 4). Os dois primeiros eixos explicaram 47% da variação de composição e abundância ao longo do ano. O Eixo I separou nitidamente as mudanças de composição e abundância correspondentes aos meses de inverno e primavera, daquelas referentes aos meses do verão e outono. O período de verão e outono foi caracterizado pela presença e abundância do cisne-do-pescoço-preto (*Cygnus melanocoryphus*), talha-mar (*Rynchops niger*), cisne-branco (*Coscoroba coscoroba*), cabeça-seca (*Mycteria americana*), maçarico-de-colete (*Calidris*

melanotos), gaivotão (*Larus dominicanus*), maçarico-branco (*Calidris alba*), piru-piru (*Haematopus ostralegus*), marreca-pardinha (*Anas flavirostris*) e maçarico-solitário (*Tringa solitaria*). O período de outono-inverno foi caracterizado pela grande abundância da galinhola (*Gallinula chloropus*), narceja (*Gallinago paraguaiiae*), batuiruçu (*Pluvialis dominica*) e maçarico-de-bico-fino (*Calidris bairdii*).

O segundo eixo da ordenação separou os períodos de primavera e outono. O outono foi marcado pela presença e abundância do jaçanã (*Jacana jacana*), marreca-de-coleira (*Callonetta leucophrys*), marreca-parda (*Anas georgica*) e gaivota-maria-velha (*Larus maculipennis*). Na primavera predominaram o maçarico-perna-amarela (*Tringa flavipes*), gavião-do-banhado (*Circus buffoni*), socozinho (*Butorides striatus*), maçarico-grande-perna-amarela (*Tringa melanoleuca*), gavião-caramujeiro (*Rosthramus sociabilis*), pernilongo (*Himantopus himantopus*), batuiruçu e trinta-réis-grande (*Phaetusa simplex*).

As espécies mais abundantes durante o período do estudo foram a marreca-piadeira (*Dendrocygna viduata*), com 9.407 registros, o maçarico-preto (*Plegadis chihi*) (4.882 registros) e a galinhola (4.880 registros). Treze espécies apresentaram grande abundância – mais de 700 indivíduos contados – e frequência alta – presentes no mínimo em 11 censos. Estas treze espécies foram responsáveis por 89% da abundância total e todas são residentes. São elas a marreca-piadeira, maçarico-preto, galinhola, marreca-pé-vermelho (*Amazonetta brasiliensis*), carqueja (*Fulica leucoptera*), biguá (*Phalacrocorax brasilianus*), gaivota-maria-velha, maçarico-da-cara-amarela (*Phimosus infuscatus*), cisne-branco, marreca-caneleira (*Dendrocygna bicolor*), pernilongo (*Himantopus himantopus*), o jaçanã e a garça-branca-grande (*Casmerodius albus*).

Onze espécies, também todas residentes, foram pouco abundantes, mas muito frequentes, apresentando menos de 400 indivíduos contados, presentes em pelo menos 10 censos. São elas a garça-moura (*Ardea cocoi*), garça-pequena (*Egretta thula*), carão (*Aramus*

guarauna), joão-grande (*Ciconia maguari*), tarrã (*Chauna Torquata*), marreca-cri-cri (*Anas versicolor*), colhereiro, piru-piru, mergulhão-do-bico-grosso, trinta-réis (*Sterna superciliaris*) e maria-faceira (*Syrigma sibilatrix*).

Outras dez espécies ocorreram em baixa abundância e frequência, incluindo dois migrantes boreais – o maçarico-de-colete e o maçarico-de-perna-amarela (*Tringa melanoleuca*) – e um migrante residente de verão – o socozinho. A espécie migrante do hemisfério norte é o maçarico-grande-de-perna-amarela; o cabeça-seca é um residente de verão, que nidifica no Estado e a marreca-de-coleira, de status desconhecido. Vinte espécies apresentaram baixa abundância e uma frequência também excepcionalmente baixa.

Cinquenta e duas espécies (78,7%), pertencentes a 18 famílias, identificadas nas 27 áreas úmidas naturais do entorno também ocorrem no interior do Parque Nacional da Lagoa do Peixe (tabela 2). A família com o maior número de espécies compartilhadas é Anatidae (nove espécies), seguida de Scolopacidae (sete espécies) e Ardeidae e Laridae (cinco espécies). Onze destas espécies são migrantes (16%), sendo que duas, socozinho e cabeça-seca, são residentes de primavera e verão e nidificam no Estado. Nove espécies (13,6%) são migrantes boreais e nenhuma espécie vinda do hemisfério sul foi registrada.

A ordenação das 27 áreas úmidas mostrou um nítido gradiente espacial de composição e abundância (figura 5). Os dois primeiros eixos explicaram 66% da variação. Trinta espécies apresentaram forte correlação positiva com o primeiro eixo ($r > 0,6$) e nenhuma espécie apresentou forte correlação negativa. O primeiro eixo apresenta uma correlação expressiva com o tamanho das áreas úmidas ($r = 0,68$). As espécies com as correlações mais altas com estas áreas foram a galinhola, marreca-piadeira, maçarico-preto, marreca-caneleira e a marreca cri-cri. As três primeiras espécies foram também as mais abundantes entre todas as aves censadas e igualmente figuraram entre as mais frequentes.

Treze espécies (19,6%) constatadas nas áreas do estudo não aparecem na lista da avifauna registrada para o Parque. Entre estas, o único migrante é o maçarico-solitário, vindo do hemisfério norte. Uma é vagante, garça-azul e outra, a marreca-de-coleira, tem status desconhecido. O pato-de-crista, espécie regionalmente ameaçada (Fontana *et al.* 2003), não está listado para o Parque.

Na lista da avifauna do Parque aparecem 27 espécies (40,9%) que não foram encontradas nas áreas do entorno, especialmente Scolopacidae (nove espécies) e Laridae (oito espécies). A maioria das espécies exclusivas do Parque é migrante. Sete espécies exclusivas são migrantes boreais – a batuíra-norte-americana (*Charadrius semipalmatus*), vira-pedra (*Arenaria interpres*), maçarico-de-sobre-branco (*Calidris fuscicollis*), maçarico-pernilongo (*Micropalama himantopus*), maçarico-de-bico-torto (*Numenius phaeopus*), maçarico-de-bico-virado (*Limosa haemastica*) e maçarico-acanelado (*Tryngites subruficollis*), sendo que esta última é quase-ameaçada globalmente (Bencke 2001).

Os migrantes boreais exclusivos do Parque - mas que vagam pelo Estado - incluem ainda o maçarico-asa-branca (*Catoptrophorus semipalmatus*), o maçariquinho (*Calidris minutilla*) e o trinta-réis-negro (*Chlidonias niger*). No grupo dos exclusivos do Parque figuram ainda sete migrantes do hemisfério sul: marreca-oveira (*Anas sibilatrix*), marreca-pés-na-bunda (*Oxyura vittata*), marreca-da-cabeça-preta (*Heteronetta atricapilla*), batuíra-de-peito-avermelhado (*Zonibyx modestus*), batuíra-de-papo-ferrugíneo (*Oreopholus ruficollis*), trinta-réis-de-bico-vermelho (*Sterna hirundinacea*) e o trinta-réis-de-bico-amarelo (*Sterna eurygnatha*). Constata-se também no Parque a gaivota-de-cabeça-cinza (*Larus cirrocephalus*), cujo status é desconhecido (Belton 1994; Benke 2001).

Seis espécies são residentes – socó-boi-amarelo (*Ixobrychus involucris*), saracura-três-potes (*Aramides cajanea*), frango-d'água-carijó (*Porphyriops melanops*), batuíra-de-coleira-dupla (*Charadrius falkleicus*) e o trinta-réis-de-bico-negro (*Gelochelidon nilotica*).

Uma espécie, o trinta-réis-real (*Sterna máxima*), tem status de residente, porém presumido (Belton 1994; Benke 2001). Três espécies são vagantes: *Limnodromus griseus*, *Anous stolidus* e a gaivota-caranguejeira (*Larus belcheri*), esta última globalmente ameaçada, na condição de vulnerável (Bencke 2001).

Discussão

As áreas úmidas do entorno do Parque Nacional da Lagoa do Peixe apresentam uma grande riqueza e abundância de aves aquáticas, quando comparado com o contingente regional de espécies. Os padrões de variação sazonal da composição de espécies são consistentes com outros estudos na região (Guadagnin *et al.* 2005). Isto se deve principalmente à presença de espécies migratórias como as das famílias Scolopacidae e Charadriidae, entretanto, o mesmo não ocorreu em relação aos esperados de flutuação da abundância.

O regime pluviométrico registrado na área do estudo apresentou um padrão irregular ao longo dos doze meses que se refletiu na disponibilidade de água, especialmente nas áreas palustres menores, e na abundância de aves. Para as aves aquáticas, o acesso aos recursos depende da profundidade da coluna d'água. As aves aquáticas tipicamente utilizam múltiplas áreas, como resposta à distribuição naturalmente disjunta do hábitat e ao caráter naturalmente flutuante e imprevisível dos recursos (Haig *et al.* 1998; Gibbs 2000). Grandes flutuações de abundância já foram relacionados à disponibilidade regional de hábitat inundado e oferta de recursos alimentares, obrigando as aves a deslocarem-se (Woinarski *et al.* 1992; Vélez 1997; Duncan *et al.* 1999).

As áreas úmidas do entorno do Parque Nacional da Lagoa do Peixe suplementam os habitats protegidos no interior do Parque. De modo geral, as áreas úmidas que ocorrem no interior do parque se caracterizam pela presença de espécies vegetais herbáceas emergentes, flutuantes e submersas e algumas com vegetação lenhosa, semelhante a encontrada nas áreas do entorno. O Parque, entretanto, inclui ambientes salobros e estuarinos, caracterizados pela presença de macrófitas como *Ruppia maritima*, *Zannichellia palustris*, *Potamogeton* spp., *Paspalum vaginatum*, *Cotula coronopifolia*, *Spartina densiflora*, *Hydrocotyle bonariensis*, *Erotrichum trigynum*, *Bacopa monnieri* e *Juncus actus* (Ibama, 1999).

A avifauna responde a estas diferenças e semelhanças entre os ambientes do entorno e do interior do parque. No entorno do parque são encontradas, em grande abundância, muitas das espécies também encontradas no seu interior, principalmente de espécies típicas de ambientes aquáticos continentais, pouco representados no parque. O Parque, por outro lado, é único em termos de proteção de espécies migratórias, pouco frequentes nos ambientes do entorno, incluindo 27 espécies exclusivas, a maioria de migrantes e algumas ameaçadas internacionalmente. A família Scolopacidae é a que apresentou composição mais discordante. Enquanto que no Parque foram encontradas 16 espécies, apenas nove foram registradas neste estudo, entre elas contingentes importantes do batuiruçu, do batuiruçu-de-axila-preta, do maçarico-perna-amarela e do maçarico-grande-perna-amarela.

As áreas úmidas naturais que fizeram parte deste estudo podem estar, também, complementando a proteção da avifauna regional, abrigando espécies não registradas no Parque (13 spp.), particularmente aquelas pertencentes à populações com indício de declínio, como o maçarico-real e a garça-azul, ou ameaçadas regionalmente, como o pato-de-crista. O fato destas espécies não terem sido registradas no Parque pode significar que apenas algumas áreas úmidas do entorno reúnem suas exigências de habitat, mas a não detecção pode também estar relacionada por serem espécies naturalmente raras atualmente na região.

Uma outra hipótese é a de que os habitats destas espécies no interior do Parque não foram suficientemente investigados, o que poderia explicar a ausência de pelo menos dez espécies, relativamente frequentes na região, como o mergulhão-grande (*Podiceps dominicus*), maria-faceira, saracura-do-brejo (*Aramides saracura*), saracuruçu (*Aramides ypecaha*), saracura-sanã (*Rallus nigricans*), galinhola, marreca-de-coleira, trinta-réis-grande e o maçarico-solitário. Embora a lista de aves do parque seja o resultado de dez anos de investigação, foi produzida em campanhas de campo que ocorreram principalmente nos meses de abril e maio (Nascimento, 1995).

Este estudo corrobora os padrões sazonais e espaciais de variação da riqueza de aves aquáticas na zona costeira do Rio Grande do Sul e demonstra o papel central das flutuações na disponibilidade de água como fator determinante das flutuações de abundância (Colwell and Taft 2000; Woinarski *et al.* 1992; Taft *et al.* 2002). O estudo também demonstra a importância das áreas úmidas situadas no entorno do Parque Nacional da Lagoa do Peixe na suplementação e complementação (Taylor *et al.* 1993) de habitats e espécies protegidos pelo parque. O manejo adequado dos habitats utilizados pelas aves aquáticas do entorno das unidades de conservação é capaz de ampliar a capacidade das unidades de proteger a biodiversidade regional. A conservação das assembléias de aves aquáticas se beneficiará de abordagens em escala de paisagem (Cox *et al.* 2000; Caziani *et al.* 2001; Guadagnin *et al.* 2005), capazes de dar conta tanto da imprevisibilidade dos recursos necessários às aves aquáticas, quanto da necessidade de ampliar a proteção oferecida pelas unidades de conservação, especialmente dado o contexto de contínua transformação dos habitats naturais.

Literatura citada

- Belton, W. 1994. Aves do Rio Grande do Sul: Distribuição e Biologia. UNISINOS, São Leopoldo.
- Bencke, G. A. 2001. Lista de Referência das Aves do Rio Grande do Sul. Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- Bibby, C. J.; Burges, N. D.; Hill, D. A. 1992. **Bird census techniques**. London, UK, 256 pp.
- Cabral, N. R. A. J. and M. P. d. Souza. 2004. Área de Proteção Ambiental: Planejamento e gestão de paisagens protegidas. RiMa Editora, São Carlos.
- Caziani, S. M., E. J. Derlindati, A. Talamo, A. L. Sureda, C. E. Trucco and G. Nicolossi. 2001. Waterbird richness in Altiplano wetlands of northwestern Argentina. *Waterbirds* 24: 103-117.
- CBRO - Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos. Disponível em: <http://www.cbro.org.br/CBRO/memb.htm>. Acesso em : 4 de dezembro de 2005.
- Colwell, M. A. and O. W. Taft. 2000. Waterbird communities in managed wetlands of varying water depth. *Waterbirds* 23: 45-55.
- Colwell, M.A. e Taft, O.W. (2000) Waterbird communities in managed wetlands of varying water depth. *Waterbirds*, **23**, 45–55.

Conama. 2006. Resoluções. Disponível em:

<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiano1.cfm?codlegitipo=3&ano=1990>.

Acessado em 20 de março de 2006.

Cox, R. R., D. H. Johnson, M. A. Johnson, R. E. Kirby, J. W. Nelson and R. E. Reynolds.

2000. Waterfowl research priorities in the northern Great Plains. *Wildlife Society Bulletin* 28: 558-564.

Duncan, P., Hewison, A.J.M., Houte, S., Rosoux, R., Tournebize, T., Dubs, F., Burel, F. e

Bretagnolle, V. (1999) Long-term changes in agricultural practices and wildfowling in an internationally important wetland, and their effects on the guild of wintering ducks.

Journal of Applied Ecology, **36**, 11–23.

Fontana, C. S., R. E. Reis and G. A. Bencke. 2003. Livro Vermelho da Fauna Ameaçada de extinção no Rio Grande do Sul. EDIPUCRS, Porto Alegre

Gibbs, J. P. 2000. Wetland loss and biodiversity conservation. *Conservation Biology* 14: 314-317.

Gomes, A. d. S. and A. M. d. Magalhães Júnior. 2004. Arroz irrigado no Sul do Brasil.

Embrapa, Pelotas.

Guadagnin D. L. 1999. Diagnóstico da Situação e Ações Prioritárias para a Conservação da

Zona costeira da Região Sul - Rio Grande do sul e Santa Catarina. Pronabio, Funbio, Avaliação e Ações Prioritárias para a Conservação da Biodiversidade da Zona costeira e Marinha. Available at www.bdt.org.br/workshop/costa.

- Guadagnin, D. L., A. S. Peter, L. F. C. Perello and L. Maltchik. 2005. Spatial and temporal patterns of waterbird assemblages in fragmented wetlands of Southern Brazil. *Waterbirds* 28: 261-272.
- Guadagnin, D. L., M. I. Burger, E. Vélez, J. O. Menegheti, J. C. P. Dotto, R. A. Ramos, M. T. Q. Melo and R. C. Cruz. 2000. Delineamentos metodológicos do programa de pesquisa e monitoramento de fauna cinegética no Rio Grande do Sul, Brasil. Pages 135-146 *in* Seminario Taller sobre monitoreo ambiental, Rocha, noviembre de 1998. W. Norbis and L. Chomenko (Eds.). Unesco-Probides, Rocha, Uruguay.
- Haig, S. M., D. W. Mehlman and L. W. Oring. 1998. Avian movements and wetland connectivity in landscape conservation. *Conservation Biology* 12: 749-758.
- Ibama (1999) Plano de Manejo do Parque Nacional da Lagoa do Peixe. Disponível em: http://www.ibama.gov.br/siucweb/unidades/parna/planos_de_manejo/66/html/index.htm. Acesso em: 7 de agosto de 2004.
- Krapu, G.L. e Reinecke, K.J. (1992) Foraging ecology and nutrition. *Ecology e Management of Breeding Waterfowl* (eds B.D.J. Batt, A.D. Afton, M.G. Anderson, C.D. Ankney, D.H. Johnson, J.A. Kadlec e G.L. Krapu), pp. 1–29. University of Minnesota Press, Minneapolis, MN.
- Machlis, G. E. and D. L. Tichnell. 1985. *The State of the World's Parks: An International Assessment for Resource Management, Policy, and Research*. Westview, London.
- MacKinnon, J. R., K. MacKinnon, K. Child and J. Thorsell. 1986. *Managing Protected Areas in the Tropics*. IUCN, Gland.

- McNeely, J. A. and J. R. MacKinnon. 1989. Protected Areas, Development, and Land Use in the Tropics. *Resource Manajement Optimization* 7: 189-206.
- Maltchik, L.; Rolon, Ana Silva ; Gguadagnin, Demetrio ; Stenert, Cristina . Wetlands of the Rio Grande do Sul, Brazil: a classification with emphasis on their plant communities. *Acta Limnologica Brasiliensis*, v. 16, n. 2, p. 137-151, 2004.
- MMA - Ministério do Meio Ambiente. 2006. Áreas Protegidas do Brasil Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/sbf/dap/apconser.html>. Acessado em 20 de março de 2006.
- Morrison, R. I. G. and R. K. Ross. 1989. Atlas of nearctic shorebirds on the coast of South America. Vol. 1. Canadian Wildlife Service, Ottawa.
- Nascimento, I.L.S. (1995) As Aves do Parque Nacional da Lagoa do Peixe. MMA. Ibama. Brasilia
- Noss, R. F. 1996. Conservation of biodiversity at the landscape scale. Pages 574-592 *in* Biodiversity in managed landscapes: theory and practice. R. C. Szaro and D. W. Johnston (Eds.). Oxford Univ. Press, Oxford.
- Pillar, V.D.P (2000) Multiv – Multivariate exploratory analysis randomization testing and bootstrap resampling: User’s Guide. Version 2.0 Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- Ramos, A. and J. P. R. Capobianco. 1996. Unidades de conservação no Brasil. Aspectos gerais, experiências, inovadoras e a nova legislação (SNUC). Instituto Socioambiental, São Paulo.

- Scott, D. and M. Carbonell. 1986. Directorio de los Humedales de la Región Neotropical. International Waterfowl and Wetlands Research Bureau and International Union for the Conservation of Nature, Slimbridge and Gland.
- Skagen S.K. and Knopf F.L. 1994. Migrating shorebirds and habitat dynamics at a prairie wetland complex. *Wilson Bulletin* 106: 91–105.
- Soulé, M. E. and D. Simberloff. 1986. What do Genetics and Ecology Tell Us About the Design of Nature-Reserves. *Biological Conservation* 35: 19-40.
- Taft, Oriane W.; Colwell, Mark A., Isola, Craig R.; Safran Rebecca J. Waterbird responses to experimental drawdown: implications for the multispecies management of wetland mosaics. *Journal of Applied Ecology*. 2002 **39**, 987–1001.
- Taylor, P. D., L. Fahrig, K. Henein and G. Merriam. 1993. Connectivity Is A Vital Element of Landscape Structure. *Oikos* 68: 571-573.
- Vélez, E. 1997. Estrutura das comunidades de aves aquáticas no complexo de áreas úmidas de Tapes e Arambaré, Planície Costeira do Rio Grande do Sul. Universidade Federal do Rio Grande do Sul,
- Woinarski, J. C. Z., P. J. Whitehead, D. M. J. S. Bowman and J. Russellsmith. 1992. Conservation of Mobile Species in A Variable Environment - the Problem of Reserve Design in the Northern-Territory, Australia. *Global Ecology and Biogeography Letters* 2: 1-10.
- Woinarski, J. C. Z., P. J. Whitehead, D. M. J. S. Bowman and J. Russellsmith. 1992. Conservation of Mobile Species in A Variable Environment - the Problem of Reserve

Design in the Northern-Territory, Australia. *Global Ecology and Biogeography Letters*

2: 1-10.

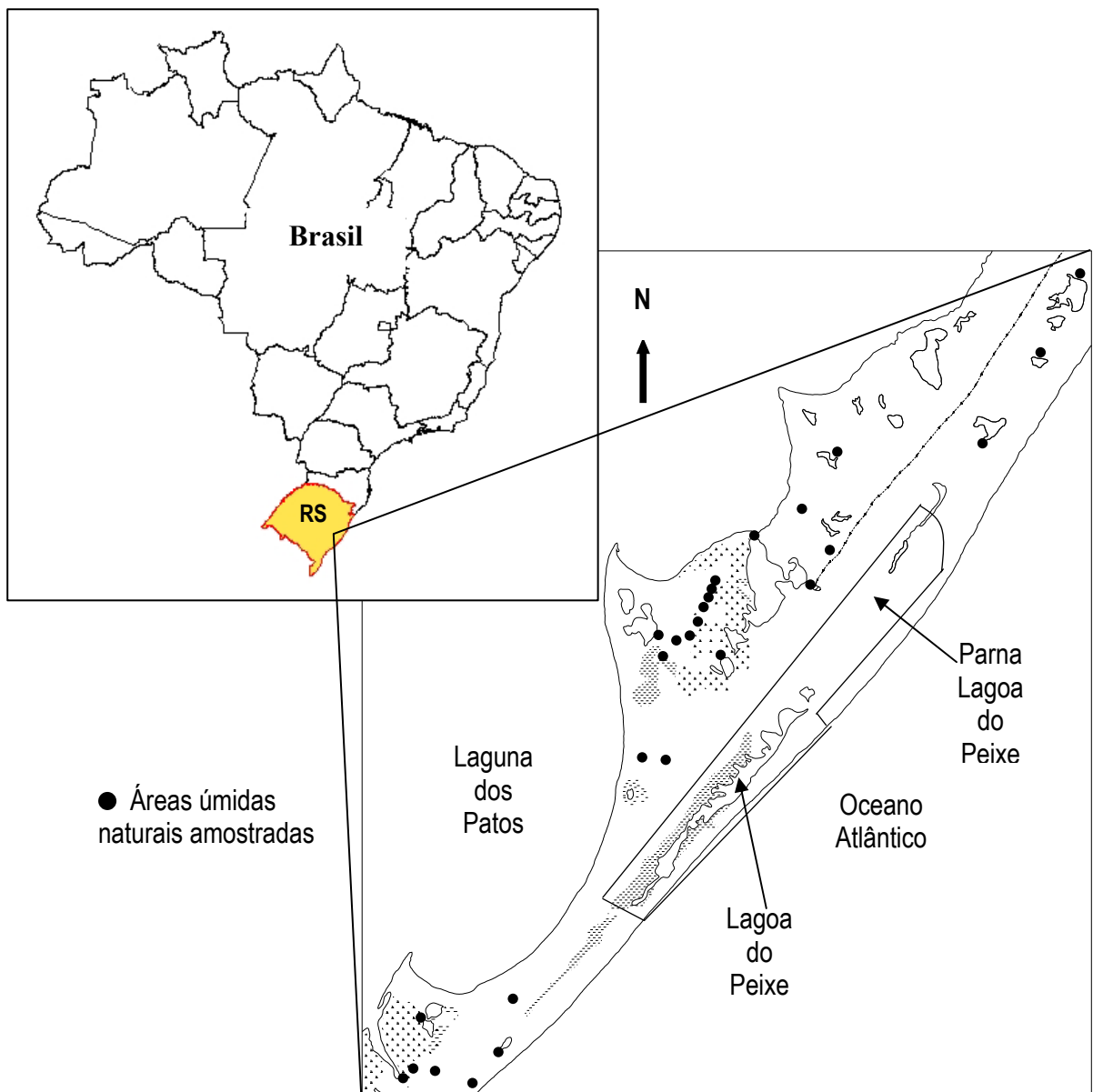


Figura 1. Área de estudo na zona costeira do Rio Grande do Sul (RS), destacando o perímetro do Parque Nacional da Lagoa do Peixe e, no entorno, os pontos amostrados (s/ escala).

Tabela 1. Efeito da irregularidade pluviométrica na disponibilidade de hábitat para aves aquáticas no entorno do Parque Nacional da Lagoa do Peixe, zona costeira do Rio Grande do Sul.

Censo	Chuva mm*.	Áreas secas	Abund. aves
dez/04	59,5	0	1630
jan/05	53,2	0	2915
fev/05	59	7	3373
mar/05	125,5	9	3207
abr/05	57,5	3	2507
mai/05	167,1	0	3782
jun/05	28,6	2	3900
jul/05	60,8	1	3023
ago/05	159,3	0	3780
set/05	221	0	4691
out/05	168,7	0	3219
nov/05	31,9	0	2040

*Fonte: Irga/Emater Mostardas**

Tabela 2. Assembléia de aves aquáticas em 27 áreas úmidas localizadas no entorno do Parque Nacional da Lagoa do Peixe (RS) entre dez/2004 e nov/2005. Status conforme Belton, 1994 e Bencke, 2001. **M** = migrante resid. de primavera-verão nidifica no RS; **N** = migrante visitante vindo do hemisfério norte; **R** = residente anual; **D** = status desconhecido; **V** – vagante; * = Espécies também listadas para o Parna.

ORDENS/FAMÍLIAS/ESPÉCIES	STATUS	NOME COMUM	FREQ.	ABUND.
PODICIPEDIFORMES				
PODICIPEDIDAE				
<i>Tachybaptus dominicus</i> (Linnaeus, 1766)	R	mergulhão-pequeno	3	10
<i>Rollandia rolland</i> (Quoy e Gaimard, 1824)*	R	mergulhão-de-orelha-branca	6	16
<i>Podiceps major</i> (Boddaert, 1783)*	R	mergulhão-grande	8	119
<i>Podilymbus podiceps</i> (Linnaeus, 1758)*	R	mergulhão-do-bico-grosso	10	64
PELECANIFORMES				
PHALACROCORACIDAE				
<i>Phalacrocorax brasilianus</i> (Gmelin, 1789)*	R	biguá	12	1902
CICONIIFORMES				
ARDEIDAE				
<i>Casmerodius albus</i> (Linnaeus, 1758)*	R	garça-branca-grande	12	703
<i>Ardea cocoi</i> (Linnaeus, 1766)*	R	garça-moura	12	294
<i>Egretta thula</i> (Molina, 1782)*	R	garça-branca-pequena	12	198
<i>Egretta caerulea</i> (Linnaeus, 1758)	V	garça-azul	1	1
<i>Butorides striatus</i> (Linnaeus, 1758)*	M	socozinho	6	19
<i>Botaurus pinnatus</i> (Wagler, 1829)*	R	socó-boi-baio	1	1
<i>Syrigma sibilatrix</i> (Temminck, 1824)	R	maria-faceira	11	38
<i>Nycticorax nycticorax</i> (Linnaeus, 1758)*	R	savacu	9	33
CICONIIDAE				
<i>Mycteria americana</i> (Linnaeus, 1758)*	M	cabeça-seca	8	266
<i>Ciconia maguari</i> (Gmelin, 1789)*	R	joão-grande	12	84
THRESKIORNITHIDAE				
<i>Theristicus caerulescens</i> (Vieillot, 1817)	R	maçarico-real	4	14
<i>Phimosus infuscatus</i> (Lichtenstein, 1823)*	R	maçarico-da-cara-pelada	12	1211
<i>Plegadis chihi</i> (Vieillot, 1817)*	R	maçarico-preto	12	4882
<i>Platalea ajaja</i> (Linnaeus, 1758)*	R	colhereiro	11	161
FALCONIFORMES				
ACCIPITRIDAE				

ORDENS/FAMÍLIAS/ESPÉCIES	STATUS	NOME COMUM	FREQ.	ABUND.
<i>Rosthramus sociabilis</i> (Vieillot, 1817)*	R	gavião-caramujeiro	8	34
<i>Circus buffoni</i> (Gmelin, 1788)	R	gavião-do-banhado	8	14
ANSERIFORMES				
ANATIDAE				
<i>Dendrocygna bicolor</i> (Vieillot, 1816)*	R	marreca-caneleira	12	977
<i>Dendrocygna viduata</i> (Linnaeus, 1766)*	R	marreca-piadeira	12	9407
<i>Coscoroba coscoroba</i> (Molina, 1782)*	R	Cisne-branco	12	1030
<i>Cygnus melancoryphus</i> (Molina, 1782)*	R	cisne-do-pescoço-preto	7	100
<i>Anas flavirostris</i> (Vieillot, 1816)*	R	marreca-pardinha	9	235
<i>Anas georgica</i> (Gmelin, 1789)*	R	marreca-parda	5	241
<i>Anas versicolor</i> (Vieillot, 1816)*	R	marreca-cri-cri	12	305
<i>Callonetta leucophrys</i> (Vieillot, 1816)	D	marreca-de-coleira	8	100
<i>Netta peposaca</i> (Vieillot, 1816)*	R	marrecão	5	112
<i>Sarkidiornis melanotos</i> Pennant, 1769	R	pato-de-crista	1	2
<i>Amazonetta brasiliensis</i> (Gmelin, 1789)*	R	marreca-pé-vermelho	12	1941
ANHIMIDAE				
<i>Chauna torquata</i> (Oken, 1816)*	R	tarrã	12	388
GRUIFORMES				
ARAMIDAE				
<i>Aramus guarauna</i> (Linnaeus, 1766)*	R	carão	12	123
RALLIDAE				
<i>Aramides ypecaha</i> (Vieillot, 1819)	R	saracuruçu	3	3
<i>Aramides saracura</i> (Spix, 1825)	R	saracura-do-brejo	1	1
<i>Gallinula chloropus</i> (Linnaeus, 1758)	R	galinhola	12	4880
<i>Fulica leucoptera</i> (Vieillot, 1817)*	R	carqueja-de-bico-amarelo	12	3665
<i>Fulica armillata</i> (Vieillot, 1817)*	R	fulica	2	64
<i>Rallus sanguinolentus</i> (Swainson, 1838)*	R	saracura-do-banhado	1	2
<i>Rallus nigricans</i> (Vieillot, 1819)	R	saracura-sanã	1	1
CHARADRIIFORMES				
JACANIDAE				
<i>Jacana jacana</i> (Linnaeus, 1766)*	R	jaçanã	12	772
HAEMATOPODIDAE				

ORDENS/FAMÍLIAS/ESPÉCIES	STATUS	NOME COMUM	FREQ.	ABUND.
<i>Haematopus palliatus</i> (Temminck, 1820)*	R	piru-piru	10	139
RECURVIROSTRIDAE				
<i>Himantopus himantopus</i> (Statius Muller, 1776)*	R	pernilongo	12	825
CHARADRIIDAE				
<i>Pluvialis dominica</i> (Statius Muller, 1776)*	N	batuiriçu	3	39
<i>Pluvialis squatarola</i> (Linnaeus, 1758)*	N	batuiriçu-de-axila-preta	2	7
<i>Charadrius collaris</i> (Vieillot, 1818)*	R	batuira-de-coleira	8	19
SCOLOPACIDAE				
<i>Tringa solitaria</i> (Wilson, 1813)	N	maçarico-solitário	3	51
<i>Tringa flavipes</i> (Gmelin, 1789)*	N	maçarico-de-perna-amarela maçarico-grande-de-perna-	5	89
<i>Tringa melanoleuca</i> (Gmelin, 1789)*	N	amarela	7	74
<i>Calidris canutus</i> (Linnaeus, 1758)*	N	maçarico-de-papo-vermelho	2	16
<i>Calidris melanotos</i> (Vieillot, 1819)*	N	maçarico-de-colete	4	284
<i>Calidris alba</i> (Pallas, 1764)*	N	maçarico-branco	3	146
<i>Calidris bairdii</i> (Coues, 1861)	N	maçarico-de-bico-fino	2	24
<i>Calidris pusilla</i> (Linnaeus, 1766)*	N	maçarico-miúdo	1	1
<i>Gallinago paraguaiiae</i> (Vieillot, 1816)*	R	narceja	8	29
LARIDAE				
<i>Phaetusa simplex</i> (Gmelin, 1789)	R	trinta-réis-grande	5	11
<i>Larus dominicanus</i> (Lichtenstein, 1823)*	R	gaivotão	6	77
<i>Larus maculipennis</i> (Lichtenstein, 1823)*	R	gaivota-maria-velha	11	1672
<i>Sterna hirundo</i> (Linnaeus, 1758)*	N	trinta-réis-boreal	3	4
<i>Sterna trudeaui</i> (Audubon, 1838)*	R	trinta-réis-de-coroa-branca	4	37
<i>Sterna superciliaris</i> (Vieillot, 1819)*	R	trinta-réis-anão	10	58
RYNCHOPIDAE				
<i>Rynchops nigra</i> (Linnaeus, 1758)*	R	talha-mar	3	17
CORACIIFORMES				
ALCEDINIDAE				
<i>Ceryle torquata</i> (Linnaeus, 1766)*	R	martin-pescador-grande	2	14
<i>Chloroceryle amazona</i> (Latham, 1790)*	R	martin-pescador-médio	9	12
<i>Chloroceryle americana</i> (Gmelin, 1788)*	R	martin-pescador-pequeno	2	9

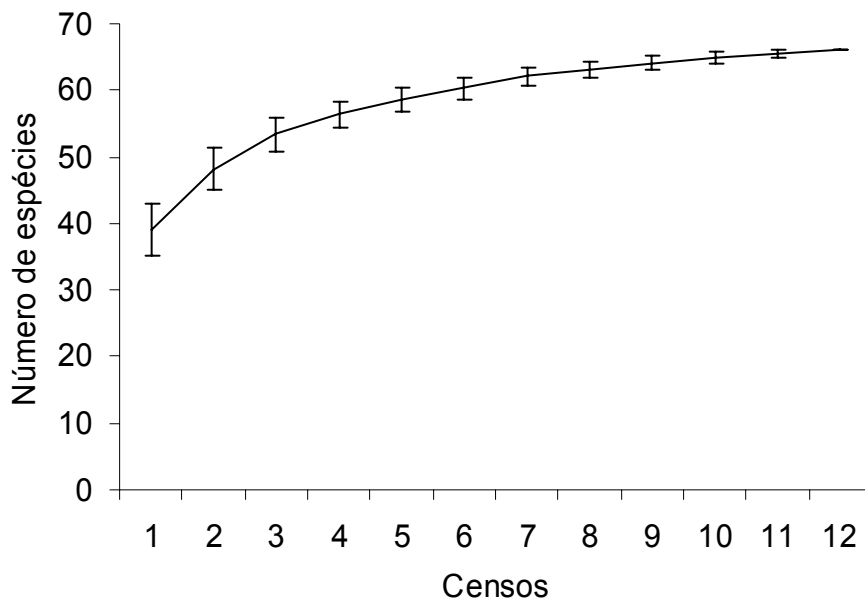


Figura 2. Curva de acumulação de espécies na assembléia de aves aquáticas de 27 áreas úmidas localizadas na zona costeira do Rio Grande do Sul.

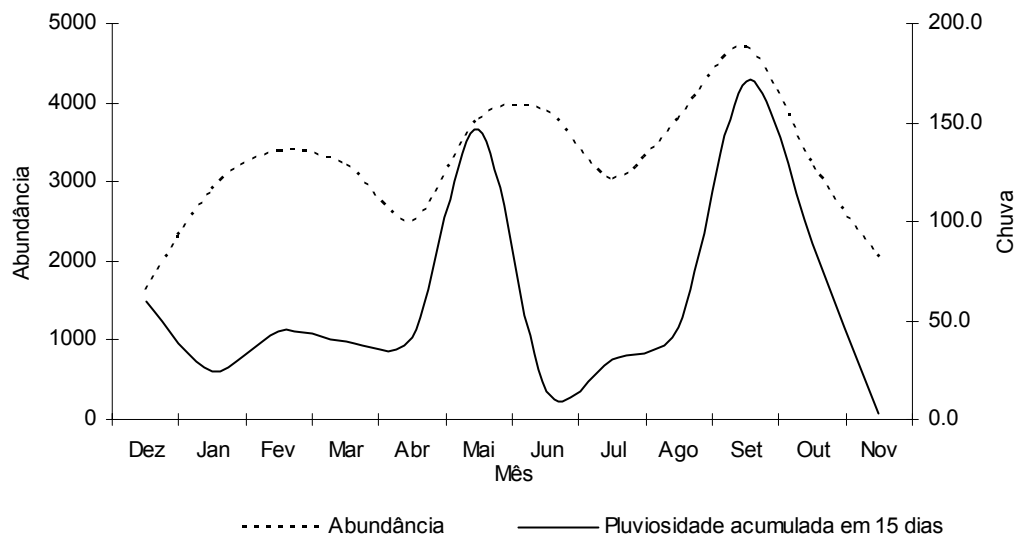


Figura 3. Relação entre as flutuações de abundância de aves aquáticas e de pluviosidade (mm) em 27 áreas úmidas localizadas na zona costeira do Rio Grande do Sul. A pluviosidade corresponde à chuva acumulada dos 15 dias que antecederam o primeiro dia de cada censo.

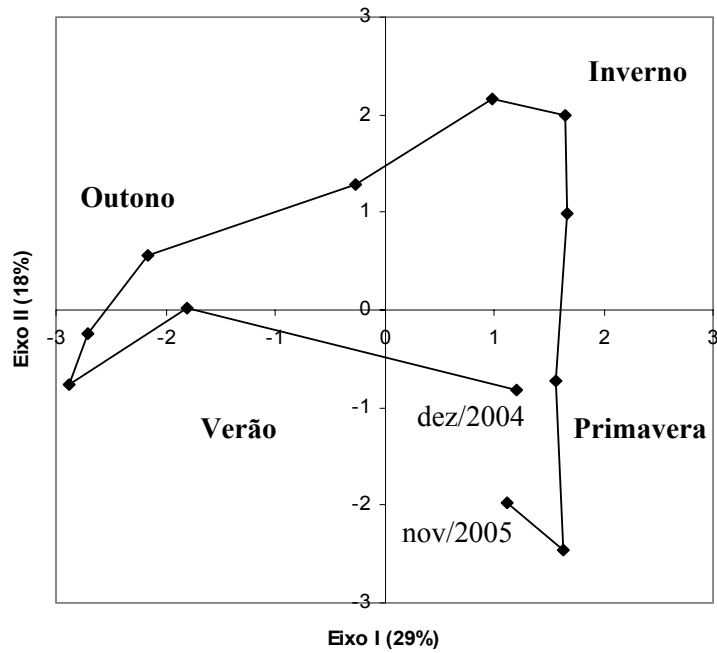


Figura 4. Ordenação da composição e abundância de aves aquáticas em 12 censos mensais (losangos) realizados em 27 áreas úmidas na zona costeira do Rio Grande do Sul.

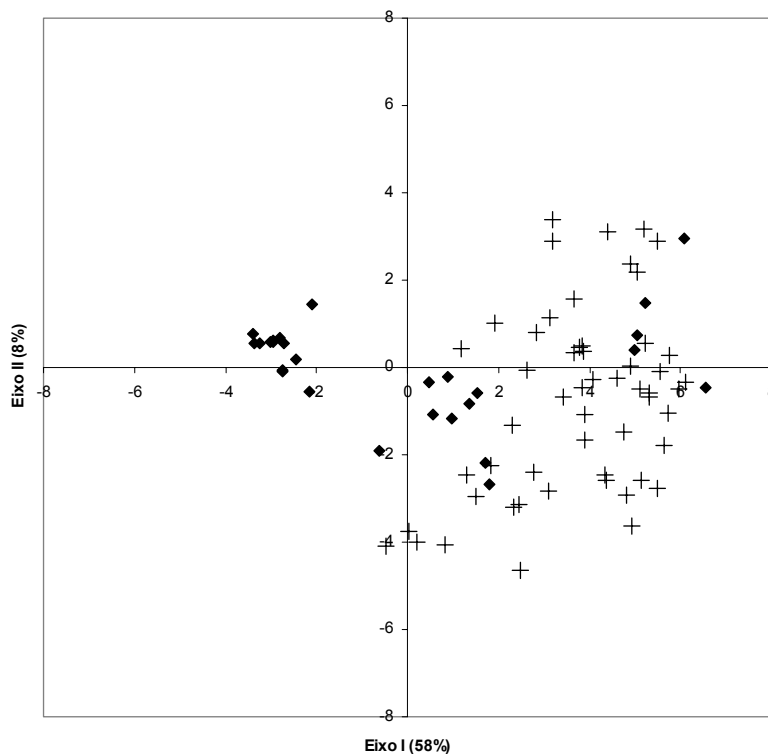


Figura 5. Ordenação espacial da composição e abundância de aves aquáticas (cruzes) em 27 áreas úmidas (losangos) na zona costeira do Rio Grande do Sul

Efeitos da estrutura da paisagem e do hábitat na estrutura das assembléias de aves aquáticas.

Resumo

O Parque Nacional da Lagoa do Peixe (PNLP), na zona costeira do Rio Grande do Sul, protege amostras importantes de quase todos os ecossistemas de áreas úmidas e espécies de aves aquáticas da região. No entorno do parque encontram-se remanescentes de áreas úmidas naturais, dispersos em uma matriz de campos drenados ou de arrozais irrigados, cuja importância de conservação é desconhecida. A estrutura das assembléias de aves de aves aquáticas nestes fragmentos deve variar em função da sua configuração espacial e das características da matriz circundante. O objetivo deste trabalho foi avaliar o efeito do tamanho dos fragmentos, do tipo de área úmida, do tipo de matriz circundante e da disponibilidade de áreas úmidas na paisagem na composição, riqueza e abundância de aves aquáticas. Foram realizados 12 censos mensais de aves aquáticas, ao longo de um ano, em 27 áreas úmidas naturais situadas a até 30km dos limites do PNL. O tamanho das áreas úmidas variou entre 0,7ha e 3.312,5ha. As áreas úmidas não estiveram auto-correlacionadas quanto à estrutura espacial ($R=-0,03$; $p=0,55$) e à composição de espécies ($R=0,03$; $p=0,56$); Todas as espécies de aves estiveram relacionadas, em diferentes graus, com um mesmo subconjunto de áreas úmidas caracterizadas como lacustres, permanentes, grandes e situadas em uma matriz de arrozais. As espécies com maior correlação com a estrutura da paisagem foram marreca-piadeira (*Dendrocygna viduata*), galinhola, maçarico-preto (*Plegadis chihi*), carqueja (*Fulica leucoptera*), gaivota-maria-velha, biguá (*Phalacrocorax brasilianus*), marreca-caneleira (*Dendrocygna-bicolor*), marreca-pé-vermelho (*Amazonetta brasiliense*), maçarico-cara-amarela (*Phimosus infuscatus*), cisne-branco (*Coscoroba-coscoroba*). O biguá e a carqueja estiveram fortemente correlacionados com o tamanho da área e com a matriz de arrozal, respectivamente. O tamanho das áreas úmidas e a disponibilidade de habitats e de arrozais na matriz mostraram efeitos significativos na riqueza ($r^2 = 0,83$; $F_{3, 23} = 37,03$; $P = 0,001$) e na abundância de aves aquáticas ($r^2 = 0,730$, $F_{3, 23} = 20,70$, $P = 0,001$). Este estudo reforça a idéia de que a estrutura dos habitats e da matriz são determinantes da estrutura e composição das assembléias de aves aquáticas. Sugere ainda que o manejo adequado da matriz, incluindo a

disponibilidade de áreas úmidas naturais e artificiais, pode colaborar para favorecer conservação de aves aquáticas fora do sistema de áreas protegidas.

Palavras-chave: Conservação, Lagoa do Peixe; Banhados, Planície costeira

Abstract

The Lagoa do Peixe National Park, in the coastal plain of Rio Grande do Sul, protects important samples of most of the regional wetland ecosystems and waterbird species. The surrounding areas also harbor remnant wetlands, embedded in a matrix of drained meadows or irrigated rice fields, of which the conservation significance is unknown. The structure of waterbird assemblages in these remnants is expected to vary with their spatial attributes and with the characteristics of the surrounding matrix. The aim of this study was to evaluate the effect of the remnant's area, type of wetland, type of matrix and wetland availability in the landscape on the composition, richness and abundance of waterbirds. Twelve monthly censuses were carried out throughout a year in 27 natural wetlands in the coastal region of Rio Grande do Sul. The size of the wetlands ranged between 0.7ha and 3,312.5ha. The wetlands were not spatially autocorrelated according to their spatial structure ($R=-0.03$; $p=0.55$) or species composition ($R=0.03$; $p=0.56$). All bird species correlated with a single subset wetlands characterized as lacustrine, permanent, large and surrounded by rice fields. The species with higher correlation with the spatial characteristics were *Dendrocygna viduata*, *Gallinula chloropus*, *Plegadis chihi*, *Fulica leucoptera*, *Larus maculipenis*, *Phalacrocorax brasilianus*, *Dendrocygna-bicolor*, *Amazonetta brasiliensis*, *Phimosus infuscatus*, and *Coscoroba-coscoroba*. The area of the remnant, the habitat availability in the landscape and the matrix of rice fields showed significant effects on the richness ($r^2 = 0.83$, $F_{3, 23} = 37.03$; $P = 0.001$) and the abundance of waterbird ($r^2 = 0.73$, $F_{3, 23} = 20.70$; $P = 0.001$). This study reinforces that the habitat structure, as well as the matrix structure, are important factors determining the structure of the waterbird assemblages in fragmented landscapes. The sound management of the matrix, including the availability of natural and artificial wetlands is a key factor for the conservation of waterbirds outside protected areas.

Keywords: Conservation, waterbirds, aquatic birds, Lagoa do Peixe, wetlands, habitat availability, matrix, rice fields, wetland area, wetland classification.

Introdução

A degradação ambiental altera a estrutura dos habitats em múltiplas escalas, com implicações na sobrevivência das populações e na estrutura das comunidades biológicas. O tamanho e o grau de isolamento dos remanescentes são as causas próximas do equilíbrio dinâmico entre colonização e extinção predito pela teoria da Biogeografia de Ilhas, mais tarde incorporado nas teorias de Metapopulações (Hanski e Gilpin 1991, Hanski e Ovaskainen 2003, Matter *et al.* 2002) e da Paisagem (Fahrig 2002, Fahrig e Merriam 1994, Mcgarigal e Mccomb 1995).

Em escala de paisagem, a área total de habitat disponível (Gustafson e Parker 1992, Quinn e Harrison 1988) e a estrutura da matriz (Albrecht 2004, Ficetola e De Bernardi 2004) resultante do processo de perda e fragmentação de habitats são fatores chaves relacionados à estrutura das comunidades biológicas. Alguns estudos mostraram que a riqueza de espécies de um fragmento aumenta com a disponibilidade de habitat em escala de paisagem (Forman, 1995; Riffell *et al.*, 2003). Outros estudos sugeriram que a estrutura da paisagem tem um efeito secundário na riqueza de aves (Villard 2002). A matriz resultante da fragmentação não é inóspita – o novo mosaico de habitats antropizados apresenta variados graus de permeabilidade à movimentação dos indivíduos (Johnson *et al.* 1992; Johnson e Boerijst 2002) e pode complementar ou suplementar os requisitos de habitat das espécies (Brotons *et al.* 2003, Norton *et al.* 2000).

Existem poucos estudos sobre os efeitos da fragmentação de áreas úmidas nas comunidades de aves aquáticas (Boettcher *et al.* 1995; Brown e Dinsmore 1986; Fairbairn e Dinsmore 2001; Riffell *et al.* 2001). As aves aquáticas são estritamente dependentes das áreas úmidas (Gibbs 2000), as quais tendem naturalmente a ocorrer como enclaves numa matriz de terrenos drenados. Sendo assim, é de se esperar que estas assembléias se organizem conforme

o previsto pela biogeografia de ilhas. Por outro lado, é sabido que muitas espécies de aves utilizam arrozais irrigados - áreas úmidas artificiais (Colwell e Taft 2000, Czech e Parsons 2002, Day e Colwell 1998, Erwin 2002), porém o papel da matriz de arrozais como elemento de conectividade não foi estudado.

O Estado do Rio Grande do Sul inclui uma grande extensão de áreas úmidas (Maltchik 2003) e é uma das regiões brasileiras com maior riqueza de aves aquáticas (Scott e Carbonell 1986), incluindo pelo menos 123 espécies (Belton 1994, Bencke 2001, Vélez 1997). A zona costeira do Estado concentra um grande número de áreas úmidas (Maltchik *et al.* 2003) e de espécies de aves aquáticas. Nesta região a orizicultura irrigada é uma das principais atividades econômicas (Gomes e Magalhães Júnior 2004) e também fator de perda e fragmentação de áreas úmidas, cujos efeitos nas assembléias de aves são desconhecidos.

O objetivo geral deste trabalho foi avaliar o efeito da estrutura da matriz na estrutura das assembléias de aves aquáticas em áreas úmidas naturais da zona costeira do Rio Grande do Sul. Os objetivos específicos foram: 1) avaliar o efeito do tamanho das áreas naturais sobre a riqueza e abundância de aves; 2) avaliar o efeito da disponibilidade de arrozais, áreas úmidas naturais e habitats terrestres na riqueza e abundância e: 3) avaliar os padrões de riqueza e abundância ao longo das estações do ano.

Métodos

O estudo foi realizado na zona costeira do Rio Grande do Sul denominada Península de Mostardas, em 27 áreas úmidas naturais, distantes até 30km dos limites do Parque Nacional da Lagoa do Peixe (31°30'01"/51°29'03" e 30°45'05"/50°34'56"), distribuídas numa área de (2.100km²) (figura 1). O clima nesta região é subtropical úmido e a temperatura média

anual é de 17,5⁰C, com precipitação média de 1.200 mm/ano e chuvas distribuídas mais ou menos regularmente (Gomes e Magalhães Júnior 2004). As áreas úmidas estudadas foram selecionadas de forma a representar diferentes tamanhos, tipos de áreas úmidas e de matriz circundante – florestamentos de *Pinus* spp., arrozais e campos. As áreas úmidas foram classificadas quanto à cobertura vegetal em Palustre e Lacustres (Maltchik *et al.* 2004)

A estrutura da paisagem foi obtida de uma imagem LandSatTM 7 do ano 2000, classificada no programa Idrisi 32 (Eastman, 1990) através de rotina supervisionada. As classes foram definidas em campo e agrupadas após a classificação para representar três classes de cobertura do solo – áreas úmidas, arrozais e habitats terrestres. As áreas úmidas foram delimitadas na imagem para calcular o tamanho e demarcar uma faixa de 500 m a partir dos seus limites. Foi calculada a porcentagem de cada classe de cobertura nestas paisagens circundantes.

Foram realizados ao longo de um ano 12 censos mensais de aves aquáticas (novembro/2004 a dezembro/2005) adotando-se a contagem direta (Bibby *et al.* 1992) com auxílio de binóculos e luneta telescópica, conforme metodologia já estabelecida para o monitoramento de aves aquáticas na região (Vélez *et al.* 1997, Burger, 1999, Guadagnin *et al.*, 2000, Guadagnin *et al.*, 2005). Passeriformes e alguns Ralidae secretivos foram excluídos do censo por que a metodologia adotada não era adequada para estes grupos. As contagens se estendiam ao longo de todo o dia, condicionadas ao fotoperíodo. Os dias de censos eram escolhidos ao acaso, aleatorizando-se a ordem em que as áreas eram visitadas. Em cada área foi dispensado o tempo necessário para censar as aves presentes, de forma que o esforço foi proporcional à área e à abundância de aves. Bandos grandes foram estimados em 10x ou 100x, provocando-se o levante das aves com estampidos de fogos de artifício. Neste caso as aves eram contadas em vôo. Os dados dos 12 censos em cada área foram agregados para as análises, o que leva a uma estimativa global da riqueza, composição e abundância. A estrutura

da assembléia de aves e sua relação com a avifauna do Parque Nacional da Lagoa do Peixe é descrita em outro trabalho (Perello *et al.*, neste volume).

Considerando o delineamento aleatório simples, alguns fragmentos resultaram afastados por apenas cerca de 200 m, gerando a possibilidade de autocorrelação espacial. Testes de Mantel foram utilizados para testar a independência da riqueza e composição de espécies e os atributos espaciais em relação à proximidade geográfica (Legendre e Legendre 1998). A riqueza foi log-transformada e as métricas da estrutura espacial foram padronizadas pela amplitude e normalizadas. O índice de similaridade de Jaccard foi usado como medida de semelhança na análise da composição de espécies e a distância euclidiana nos demais casos.

Análise de Redundância (RDA) foi empregada para verificar a existência de relação direta entre o gradiente de composição e abundância de aves e o gradiente de estrutura espacial dos fragmentos e da paisagem. A RDA é uma extensão da regressão múltipla considerada como o método de escolha de ordenação assimétrica quando o gradiente ambiental é curto (Legendre e Legendre 1998). Foi utilizado o log₁₀ da abundância de 43 espécies de aves que ocorreram em pelo menos três fragmentos. Os dados foram centralizados e foi utilizada a distância euclidiana como medida de semelhança em ambas as matrizes. Os testes de Mantel e a ordenação foram executadas no programa MULTIV 2.0 (Pillar 2000).

O efeito do tamanho das áreas úmidas e da estrutura da matriz circundante na riqueza e abundância de aves aquáticas foi avaliado através de Regressão múltipla, acumulando a riqueza e a abundância dos 12 censos. Variações temporais no efeito destas variáveis foram analisados através de Anova de Medidas Repetidas, agrupando os dados por estação do ano. A abundância de aves e o tamanho das áreas úmidas foram transformados em log₁₀. O programa SPSS 13.0 foi utilizado para estas análises.

Resultados

A matriz no entorno das áreas úmidas é heterogênea quanto à disponibilidade de remanescentes de áreas úmidas naturais e artificiais (banhados e arrozais) e habitats terrestres (matas nativas e exóticas, campos e dunas) (tabela 1). De um modo geral, os ambientes terrestres dominaram a matriz circundante às áreas úmidas estudadas. O tamanho das áreas úmidas variou entre 0,7ha e 3.312,5ha. Dez áreas úmidas foram classificadas como lacustres e 17 como palustres.

Foram registradas 38.067 aves aquáticas, pertencentes a 66 espécies, distribuídas em 18 famílias e oito ordens, representando 54% da avifauna aquática do Rio Grande do Sul. A primavera reuniu a maior riqueza média (13,5 espécies) seguida, em ordem decrescente pelo verão (11,4 spp.), outono (10,4 spp.) e inverno (9,7 spp.). A abundância oscilou ciclicamente ao longo do ano, com picos em fevereiro (3.373 indivíduos), junho (3.900) e setembro (4.691) e quedas em dezembro (1.631 indivíduos), abril (2.507), julho (3.023) e novembro (2.040). O verão foi a estação com menor abundância, com 7.918 indivíduos e o inverno registrou a abundância mais alta, com 10.703 indivíduos. A abundância do outono foi de 9.496 indivíduos e a da primavera 9.950.

A riqueza de espécies tendeu a se estabilizar ao final dos 12 censos (figura 2) e a riqueza observada foi bastante similar à riqueza estimada pelo índice Chao 1 (72,2, \pm 7,6 espécies), sugerindo que o esforço amostral empregado foi suficiente para registrar a maioria das espécies que frequenta o conjunto de áreas úmidas estudadas.

As áreas úmidas não estão auto-correlacionadas quanto à estrutura espacial ($R=-0,03$); $p=0,55$) e à composição de espécies ($R=0,03$; $p=0,56$); elas foram nitidamente ordenadas

quanto à composição e abundância de aves aquáticas em função da estrutura das áreas úmidas e da matriz circundante (Figura 2). Os dois primeiros eixos da Análise de Redundância explicaram cumulativamente 64,8% da variação. Todas as espécies de aves estiveram relacionadas, em diferentes graus, com um mesmo subconjunto de áreas úmidas, de tipo lacustre, caráter permanente, maior tamanho e por estarem inseridas em uma matriz de arrozais. As espécies com maior correlação com a estrutura da paisagem foram a marreca-piadeira (*Dendrocygna viduata*), galinhola (*Gallinula leucoptera*), maçarico-preto (*Plegadis chihi*), carqueja (*Fulica leucoptera*), gaivota-maria-velha (*Larus maculipennis*), biguá (*Phalacrocorax brasilianus*), marreca-caneleira (*Dendrocygna-bicolor*), marreca-pé-vermelho (*Amazonetta brasiliense*), maçarico-cara-amarela (*Phimosus infuscatus*), cisne-branco (*Coscoroba-coscoroba*), garça-branca-grande, tarrã (*Chauna torquata*), marreca-cri-cri (*Anas versicolor*), pernilongo (*Himantopus himantopus*), cabeça-seca (*Mycteria americana*), garça-moura (*Ardea cocoi*) e marreca-pardinha (*Anas flavirostris*). Duas espécies, pelo menos – biguá e a carqueja - estiveram mais fortemente correlacionadas com o tamanho da área e com a matriz de arrozal, respectivamente.

A estrutura das áreas úmidas e da paisagem foi capaz de prever a riqueza e abundância de aves aquáticas. O tamanho e a disponibilidade das áreas úmidas naturais e de arrozais na matriz mostraram efeitos significativos – porém inversos - tanto sobre a riqueza ($r^2 = 0,828$, $F_{3, 23}$, $F = 37.026$, $P = 0.001$) (Tabela 2) quanto sobre a abundância de aves aquáticas ($r^2 = 0,730$, $F_{3, 23}$, $F = 20.704$, $P = 0.001$) (Tabela 3). Não houve efeito significativo da proporção de habitats terrestres na matriz circundante.

A riqueza e a abundância de aves variaram não-linearmente (efeito-quadrático), ao longo das estações do ano, em interação com o tamanho das áreas úmidas ($F_{1;22}$, $p=0,053$; $F_{1;22}$, 9.582, respectivamente). A abundância variou significativamente ao longo das estações do ano ($F=6,42$; $P=0,003$). O efeito do tamanho das áreas úmidas na riqueza e abundância de

aves variou significativamente ao longo das estações do ano. Não houve efeito temporal da matriz circundante na riqueza e abundância de aves. O incremento no número de espécies em função da área foi menor no verão (figura 3) e o incremento da abundância em função da área foi maior no outono e no inverno (figura 4).

Discussão

Este trabalho indicou que o tamanho das áreas úmidas e a estrutura da matriz no seu entorno são fatores determinantes da estrutura das assembléias de aves aquáticas. Isto tem sido observado em outros trabalhos e o efeito da área tem sido relatado em diversos estudos com aves aquáticas (Celada & Bogliani 1993, Helzer & Jelinski 1999, Matter *et al.* 2002).

A relação espécie-área é um dos padrões mais recorrentes na natureza e ainda é uma questão central em ecologia. Desde a proposição da Teoria da Biogeografia de Ilhas, a área e o isolamento tem sido considerados fatores-chave da riqueza (Bradford *et al.* 2003, Ficetola & De Bernardi 2004, Lehtinen *et al.* 1999) e da extinção de espécies (Diamond 1976). O efeito da área pode ter como causa fatores biológicos, como a heterogeneidade de microhábitats (Andren 1996, Williams 1964) (Dias 1996, Gustafson 1998), ou pode ser um artefato de amostragem (Coleman *et al.* 1982, Williams 1943).

Considerando a reconhecida capacidade de deslocamento destas aves, o efeito da disponibilidade de áreas úmidas e de arrozais deve estar relacionado com a necessidade de utilizar múltiplos sítios para complementar ou suplementar os recursos requeridos (Plissner *et al.* 2000, Sanzenbacher & Haig 2002a, Sanzenbacher & Haig 2002b). As aves aquáticas e outras espécies dependentes de áreas úmidas tipicamente utilizam múltiplas áreas, uma

adaptação à distribuição naturalmente disjunta do hábitat e ao caráter naturalmente flutuante e imprevisível dos recursos (Gibbs 2000, Haig *et al.* 1998).

A suplementação de recursos (Brotons *et al.* 2003, Norton *et al.* 2000) oferecida por conjuntos de áreas úmidas distribuídas pela paisagem pode servir para estabilizar o efeito das flutuações características destes ambientes, relacionadas com as flutuações hidrológicas (Amat 1981, Boshoff & Piper 1992; Woinarski *et al.* 1992). A consequência é que este conjunto de áreas úmidas distribuídas pela paisagem também faz crescer a probabilidade dos fragmentos serem utilizados por várias espécies (Skagen e Knopf 1994). O efeito negativo da disponibilidade de áreas úmidas na matriz sobre a riqueza e abundância de aves nas áreas úmidas estudadas pode estar refletindo a distribuição das aves entre hábitats suplementares alternativos.

Os arrozais podem estar desempenhando o papel de complementação de hábitat (Brotons *et al.* 2003, Norton *et al.* 2000), atraindo aves para as áreas úmidas localizadas em matrizes de arrozais. Diversos estudos demonstraram a oferta de recursos nos arrozais para as aves aquáticas (Day & Colwell 1998, Maeda 2001). Muito embora as lavouras resultem numa paisagem homogênea, a oferta concentrada de alimentos favorece a presença de inúmeras espécies de aves (Jones, 1940; Smith e Sullivan, 1980).

Este efeito dos arrozais abre uma interessante discussão sobre o papel destas áreas úmidas artificiais (Lawler 2001) que são também o principal fator de destruição das áreas úmidas naturais (Gomes & Magalhães Júnior 2004, Hook 1993). Diversos estudos tem demonstrado que a riqueza de aves é menor em arrozais que em áreas úmidas naturais (Maeda 2001, Tourenq *et al.* 2001), porém o papel dos arrozais como hábitat complementar ainda não havia sido avaliado.

Este estudo reforça a idéia de que a estrutura dos habitats e da matriz são determinantes da estrutura e composição das assembléias de aves aquáticas. Sugere ainda que o manejo adequado da matriz, incluindo a disponibilidade de áreas úmidas naturais e artificiais, pode colaborar para favorecer a riqueza e abundância de aves aquáticas. Ou seja, fundamenta a necessidade de proteger banhados naturais, mesmo que sejam pequenos.

Literatura citada

- ALBRECHT, T. 2004. Edge effect in wetland-arable land boundary determines nesting success of scarlet rosefinches (*Carpodacus erythrinus*) in the Czech Republic. *Auk*, 121:361-371.
- AMAT, J.A. 1981. Descripción de la comunidad de patos del Parque Nacional de Doñana. *Doñana Acta Vertebrata*, 8:125-158.
- ANDREN, H. 1996. Population responses to habitat fragmentation: Statistical power and the random sample hypothesis. *Oikos*, 76:235-242.
- BELTON, W. 1994. *Aves do Rio Grande do Sul: Distribuição e Biologia*. São Leopoldo, UNISINOS.
- BENCKE, G.A. 2001. *Lista de Referência das Aves do Rio Grande do Sul*. Porto Alegre, Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul.
- BIBBY, C. J.; BURGESS, N. D.; HILL, D. A. 1992. **Bird census techniques**. London, UK, 256 pp.
- BOECKLEN, W.J. 1986. Effects of Habitat Heterogeneity on the Species Area Relationships of Forest Birds. *Journal of Biogeography*, 13:59-68.

- BOETTCHER, R., HAIG, S.M. & BRIDGES, W.C. 1995. Habitat-Related Factors Affecting the Distribution of Nonbreeding American Avocets in Coastal South-Carolina. *Condor*, 97:68-81.
- BOSHOFF, A.F. & PIPER, S.E. 1992. Temporal and Spatial Variation in Community Indexes of Waterbirds at A Coastal Wetland, Southern Cape Province. *South African Journal of Wildlife Research*, 22:17-25.
- BRADFORD, D.F., NEALE, A.C., NASH, M.S., SADA, D.W. & JAEGER, J.R. 2003. Habitat patch occupancy by toads (*Bufo punctatus*) in a naturally fragmented desert landscape. *Ecology*, 84:1012-1023.
- BROTONS, L., MONKKONEN, M. & MARTIN, J.L. 2003. Are fragments islands? Landscape context and density-area relationships in boreal forest birds. *American Naturalist*, 162:343-357.
- BROWN, M. & DINSMORE, J.J. 1986. Implications of Marsh Size and Isolation for Marsh Bird Management. *Journal of Wildlife Management*, 50:392-397.
- BURGER M. I. 1999. Situação e ações prioritárias para a conservação de banhados e áreas úmidas da zona costeira. Available at www.bdt.org.br/workshop/costa.
- CBRO - Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos. Disponível em: <http://www.cbro.org.br/CBRO/memb.htm>. Acesso em : 4 de dezembro de 2005.
- CELADA, C. e BOGLIANI, G. 1993. Breeding Bird Communities in Fragmented Wetlands. *Bollettino di Zoologia*, 60:73-80.
- COLEMAN, B.D., MARES, M.A., WILLIG, M.R. & HSIEH, Y.H. 1982. Randomness, Area, and Species Richness. *Ecology*, 63:1121-1133.
- COLWELL, M.A. & TAFT, O.W. 2000. Waterbird communities in managed wetlands of varying water depth. *Waterbirds*, 23:45-55.

- CZECH, H.A. & PARSONS, K.C. 2002. Agricultural wetlands and waterbirds: A review. *Waterbirds*, 25:56-65.
- DAY, J.H. e COLWELL, M.A. 1998. Waterbird communities in rice fields subjected to different post-harvest treatments. *Colonial Waterbirds*, 21:185-197.
- DIAMOND, J.M. 1976. Island Biogeography and Conservation - Strategy and Limitations. *Science*, 193:1027-1029.
- DIAS, P.C. 1996. Sources and sinks in population biology. *Trends in Ecology & Evolution*, 11:326-330.
- EASTMAN, J.R. 1990. IDRISI 32 - A Grid-Based Geographic Analysis System (User's Manual). Worcester, Clark University.)
- ERWIN, R.M. 2002. Integrated management of waterbirds: Beyond the conventional. *Waterbirds*, 25:5-12.
- FAHRIG, L. & MERRIAM, G. 1994. Conservation of Fragmented Populations. *Conservation Biology*, 8:50-59.
- FAHRIG, L. 2002. Effect of habitat fragmentation on the extinction threshold: A synthesis. *Ecological Applications*, 12:346-353.
- FAIRBAIRN, S.E. & DINSMORE, J.J. 2001. Local and landscape-level influences on wetland bird communities of the prairie pothole region of Iowa, USA. *Wetlands*, 21:41-47.
- FICETOLA, G.F. & DE BERNARDI, F. 2004. Amphibians in a human-dominated landscape: the community structure is related to habitat features and isolation. *Biological Conservation*, 119:219-230.
- Forman R.T.T. 1995. *Land Mosaics: The Ecology of Landscapes and Regions*. Cambridge University Press, New York, New York, USA.

- GIBBS, J.P. 2000. Wetland loss and biodiversity conservation. *Conservation Biology*, **14**:314-317.
- GOMES, A.D.S. e MAGALHÃES JÚNIOR, A.M.D. 2004. Arroz irrigado no Sul do Brasil. Pelotas, Embrapa.
- GUADAGNIN, D. L., A. S. PETER, L. F. C. PERELLO and L. MALTCHIK. 2005. Spatial and temporal patterns of waterbird assemblages in fragmented wetlands of Southern Brazil. *Waterbirds* 28: 261-272.
- GUADAGNIN, D. L., M. I. BURGER, E. VÉLEZ, J. O. MENEGHETI, J. C. P. DOTTO, R. A. RAMOS, M. T. Q. MELO and R. C. CRUZ. 2000. Delineamentos metodológicos do programa de pesquisa e monitoramento de fauna cinegética no Rio Grande do Sul, Brasil. Pages 135-146 *in* Seminario Taller sobre monitoreo ambiental, Rocha, noviembre de 1998. W. Norbis and L. Chomenko (Eds.). Unesco-Probides, Rocha, Uruguay.
- GUSTAFSON, E.J. & PARKER, G.R. 1992. Relationships Between Landcover Proportion and Indexes of Landscape Spatial Pattern. *Landscape Ecology*, **7**:101-110.
- GUSTAFSON, E.J. 1998. Quantifying landscape spatial pattern: What is the state of the art? *Ecosystems*, **1**:143-156.
- GUSTAFSON, E.J. e PARKER, G.R. 1992. Relationships Between Landcover Proportion and Indexes of Landscape Spatial Pattern. *Landscape Ecology*, **7**:101-110.
- HAIG, S.M., MEHLMAN, D.W. & ORING, L.W. 1998. Avian movements and wetland connectivity in landscape conservation. *Conservation Biology*, **12**:749-758.
- HANSKI, I. e GILPIN, M.E. 1991. Metapopulation Dynamics - Brief-History and Conceptual Domain. *Biological Journal of the Linnean Society*, **42**:3-16.
- HANSKI, K. e OVASKAINEN, O. 2003. Metapopulation theory for fragmented landscapes. *Theoretical Population Biology*, **64**:119-127.

- HELZER, C.J. e JELINSKI, D.E. 1999. The relative importance of patch area and perimeter-area ratio to grassland breeding birds. *Ecological Applications*, **9**:1448-1458.
- HOOK, D.D. 1993. Wetlands - History, Current Status, and Future. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **12**:2157-2166.
- JOHNSON, A.R., WIENS, J.A., MILNE, B.T. e CRIST, T.O. 1992. Animal Movements and Population-Dynamics in Heterogeneous Landscapes. *Landscape Ecology*, **7**:63-75.
- JOHNSON, C.R. & BOERIJST, M.C. 2002. Selection at the level of the community: the importance of spatial structure. *Trends in Ecology & Evolution*, **17**:83-90.
- JONES, J.L., 1940. ducks and the rice industry: a supplementary note. *Emu* **39**, 206-209.
- KITCHELL, J. F., D. E. Schindler, B. R. Herwig, D. M. Post, M. H. Olson and M. Oldham. 1999.
- LAWLER, S.P. 2001. Rice fields as temporary wetlands: A review. *Israel Journal of Zoology*, **47**:513-528.
- LEGENDRE, P. e LEGENDRE, L. 1998. *Numerical Ecology*. New York, Elsevier.
- 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**:569-585.
- MALTCHIK, L. 2003. Three new wetlands inventories in Brazil. *Interciencia*, **28**:421-423.
- MALTCHIK, L. 2003. Three new wetlands inventories in Brazil. *Interciencia*, **28**:421-423.
- MALTCHIK, L., A. S. ROLON, D. L. GUADAGNIN and C. STENERT. 2004. Wetlands of the Rio Grande do Sul, Brazil: a classification with emphasis on their plant communities. *Acta Limnologica Brasiliensis* **16**: 1-13.
- MALTCHIK, L., SCHNEIDER, E., BECKER, G. & ESCOBAR, A. 2003. Inventory of wetlands of Rio Grande do Sul (Brazil). *Pesquisas Botânica*, **53**:89-100.

- MATTER, S.F., HANSKI, I. & GYLLENBERG, M. 2002. A test of the metapopulation model of the species-area relationship. *Journal of Biogeography*, **29**:977-983.
- MATTER, S.F., HANSKI, I. e GYLLENBERG, M. 2002. A test of the metapopulation model of the species-area relationship. *Journal of Biogeography*, **29**:977-983.
- MCALPINE, C.A. & EYRE, T.J. 2002. Testing landscape metrics as indicators of habitat loss and fragmentation in continuous eucalypt forests (Queensland, Australia). *Landscape Ecology*, **17**:711-728.
- MCGARIGAL, K. & MCCOMB, W.C. 1995. Relationships Between Landscape Structure and Breeding Birds in the Oregon Coast Range. *Ecological Monographs*, **65**:235-260.
- NORTON, M.R., HANNON, S.J. & SCHMIEGELOW, F.K.A. 2000. Fragments are not islands: patch vs landscape perspectives on songbird presence and abundance in a harvested boreal forest. *Ecography*, **23**:209-223.
- OVASKAINEN, O. e HANSKI, I. 2002. Transient dynamics in metapopulation response to perturbation. *Theoretical Population Biology*, **61**:285-295.
- PILLAR, V.D.P. 2000. Multiv - Multivariate exploratory analysis, randomization testing and bootstrap resampling: User's Guide. Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
- PLISSNER, J.H., HAIG, S.M. e ORING, L.W. 2000. Postbreeding movements of American Avocets and implications for wetland connectivity in the western Great Basin. *Auk*, **117**:290-298.
- QUINN, J.F. e HARRISON, S.P. 1988. Effects of Habitat Fragmentation and Isolation on Species Richness - Evidence from Biogeographic Patterns. *Oecologia*, **75**:132-140.
- RIFFELL, S.K., KEAS, B.E. e BURTON, T.M. 2001. Area and habitat relationships of birds in Great Lakes coastal wet meadows. *Wetlands*, **21**:492-507.

- SANZENBACHER, P.M. & HAIG, S.M. 2002a. Regional fidelity and movement patterns of wintering Killdeer in an agricultural landscape. *Waterbirds*, 25:16-25.
- SANZENBACHER, P.M. & HAIG, S.M. 2002b. Residency and movement patterns of wintering Dunlin in the Willamette Valley of Oregon. *Condor*, 104:271-280.
- SANZENBACHER, P.M. e HAIG, S.M. 2002a. Regional fidelity and movement patterns of wintering Killdeer in an agricultural landscape. *Waterbirds*, **25**:16-25.
- SANZENBACHER, P.M. e HAIG, S.M. 2002b. Residency and movement patterns of wintering Dunlin in the Willamette Valley of Oregon. *Condor*, **104**:271-280.
- SCOTT, D. e CARBONELL, M. 1986. Directorio de los Humedales de la Región Neotropical. Slimbridge and Gland, IWRB and IUCN.
- SEMLITSCH, R.D. e BODIE, J.R. 1998. Are small, isolated wetlands expendable? *Conservation Biology*, **12**:1129-1133.
- SKAGEN S.K. and KNOPF F.L. 1994. Migrating shorebirds and habitat dynamics at a prairie wetland complex. *Wilson Bulletin* 106: 91–105.
- SMITH Jr., R.J; SULLIVAN, J.D., 1980. Reduction of red rice grain in rice fields by winter feeding of ducks. *Arkansas Farm Res.* 29,3.
- 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*, 100:335-343.
- VÉLEZ, E. 1997. Estrutura das comunidades de aves aquáticas no complexo de áreas úmidas de Tapes e Arambaré, Planície Costeira do Rio Grande do Sul. Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
- VILLARD, M.A. 2002. Habitat fragmentation: Major conservation issue or intellectual attractor? *Ecological Applications*, 12:319-320.

WILLIAMS, C.B. 1943. Area and number of species. *Nature*, 152:264-267.

WILLIAMS, C.B. 1964. *Patterns in balance of nature*. New York, Academic Press.

WOINARSKI, J.C.Z., WHITEHEAD, P.J., BOWMAN, D.M.J.S. & RUSSELLSMITH, J.

1992. Conservation of Mobile Species in A Variable Environment - the Problem of Reserve Design in the Northern-Territory, Australia. *Global Ecology and Biogeography Letters*, 2:1-10.

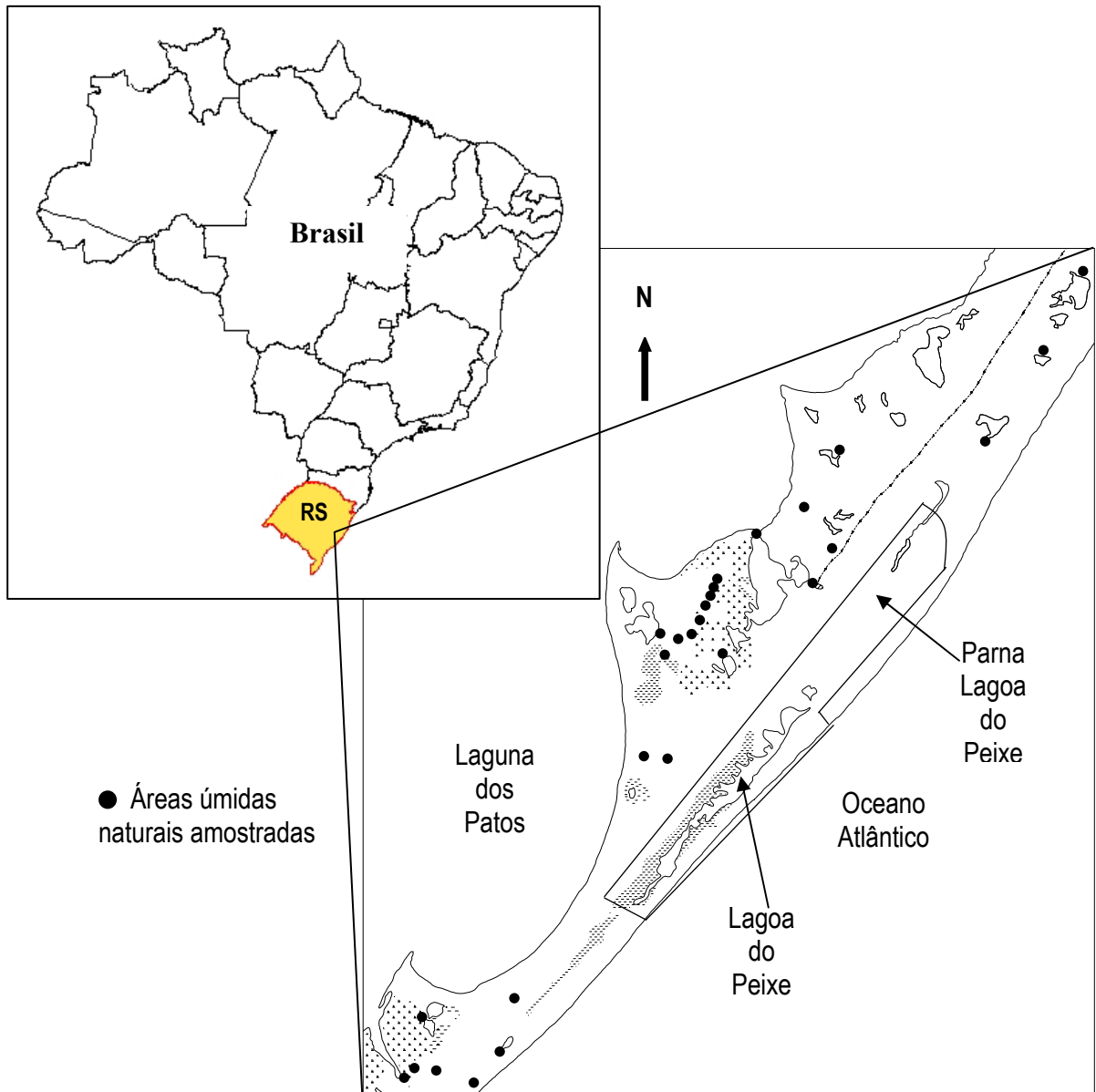


Figura 1. Área do estudo na zona costeira do Rio Grande do Sul (RS), destacando o perímetro do Parque Nacional da Lagoa do Peixe e, no entorno, os pontos amostrados (s/ escala).

Tabela 1. Resumo dos padrões temporais e espaciais de riqueza e abundância de espécies de aves aquáticas em 27 áreas úmidas naturais no sul do Brasil.

	Total	Média	CV	Min.	Max.
Área dos pontos (ha)	8.613,3	319,0	153070,7	0,7	3312,5
Riqueza de espécies	66,0	21,2	762,7	5,0	46,0
Abundância (indivíduos)	38.067	1.409	337493,4	13	6.882
Banhados na Matriz (%)	29,6	28,2	22064,3	13,7	753,8
Área Terrestre na Matriz (%)	54,8	60,1	20580,8	49,9	836,0
Arrozais na Matriz (%)	15,3	11,6	18160,9	1,9	454,6

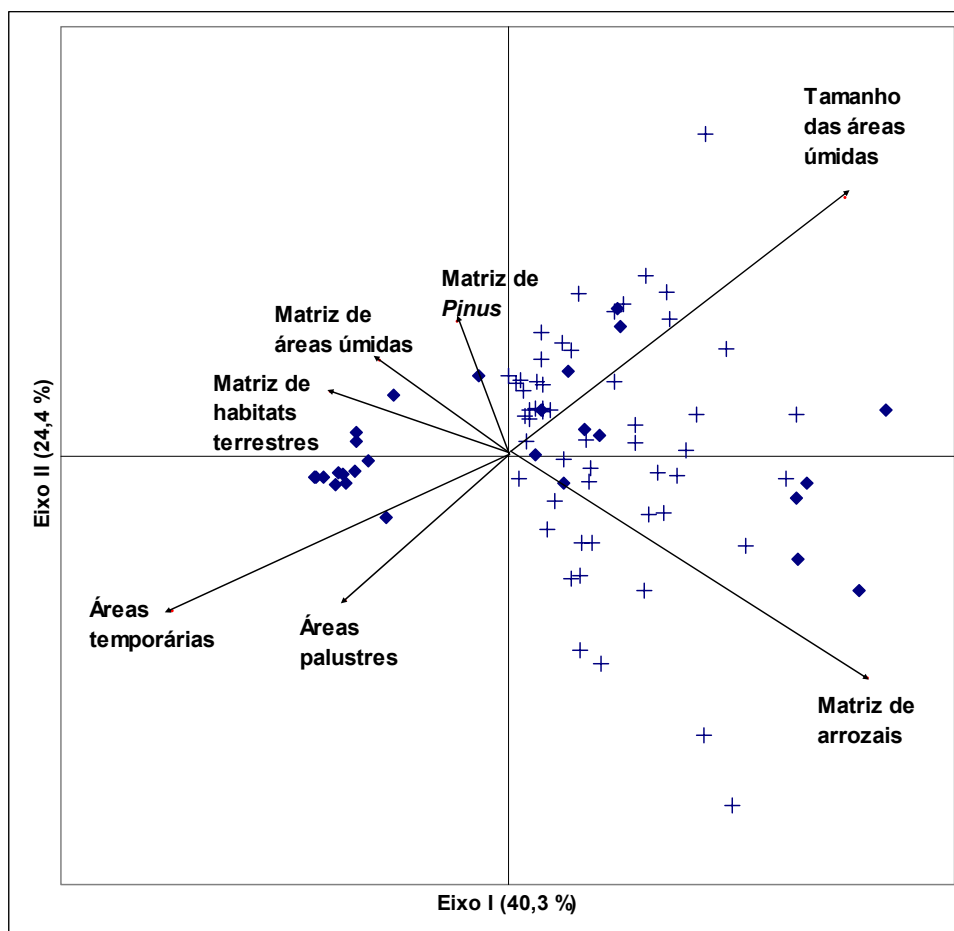


Figura 2. Ordenação canônica (Análise de Redundância) da composição e abundância de aves aquáticas (cruzes) em 27 áreas úmidas (losangos) na zona costeira do Rio Grande do Sul em função das características do hábitat e da matriz circundante (flechas).

Tabela 2. A Regressão Múltipla mostrou que o tamanho, a disponibilidade das áreas úmidas naturais e a matriz de arrozais foram significativos na riqueza de aves aquáticas encontradas em 27 áreas úmidas naturais do entorno do Parque Nacional da Lagoa do Peixe entre dez/2004 a nov/2005.

Parâmetro	Coefficiente	SE	t	p
CONSTANT	5.699	3.926	1.452	0.160
% de arroz na matriz	0.325	0.087	3.731	0.001
% de banhados na matriz	-0.259	0.090	-2.877	0.009
AREALOG	7.641	1.121	6.814	0.000

Tabela 3. A Regressão Múltipla mostrou que o tamanho, a disponibilidade das áreas úmidas naturais e a matriz de arrozais foram significativos na riqueza de aves aquáticas encontradas em 27 áreas úmidas naturais do entorno do Parque Nacional da Lagoa do Peixe entre dez/2004 a nov/2005.

Parâmetro	Coefficiente	SE	t	p
CONSTANT	1.692	0.359	4.714	0.000
AREALOG	0.483	0.103	4.708	0.000
% de banhados na matriz	-0.025	0.008	-3.075	0.005
% de arroz na matriz	0.021	0.008	2.672	0.014

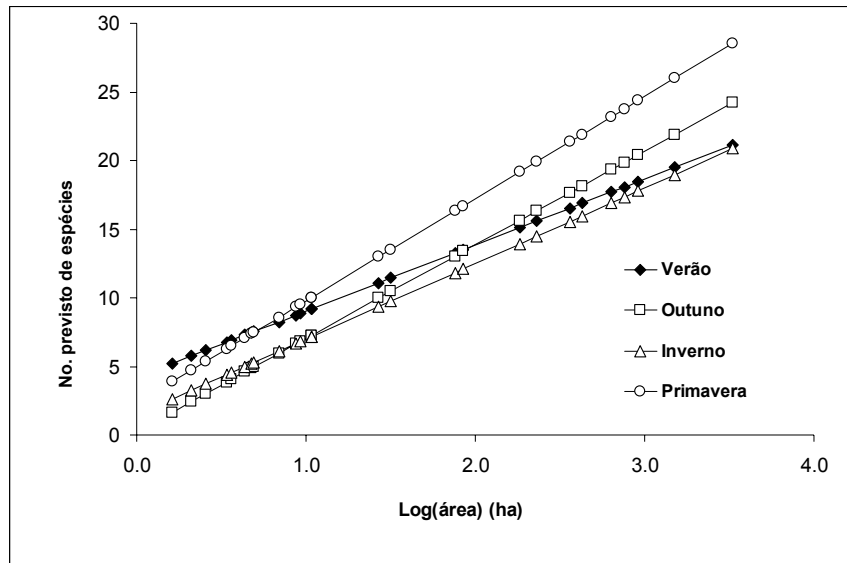


Figura 3. O incremento do número de espécies de aves aquáticas nas 27 áreas úmidas naturais entre dez/2004 e novembro/2005, em função da área, foi menor no verão.

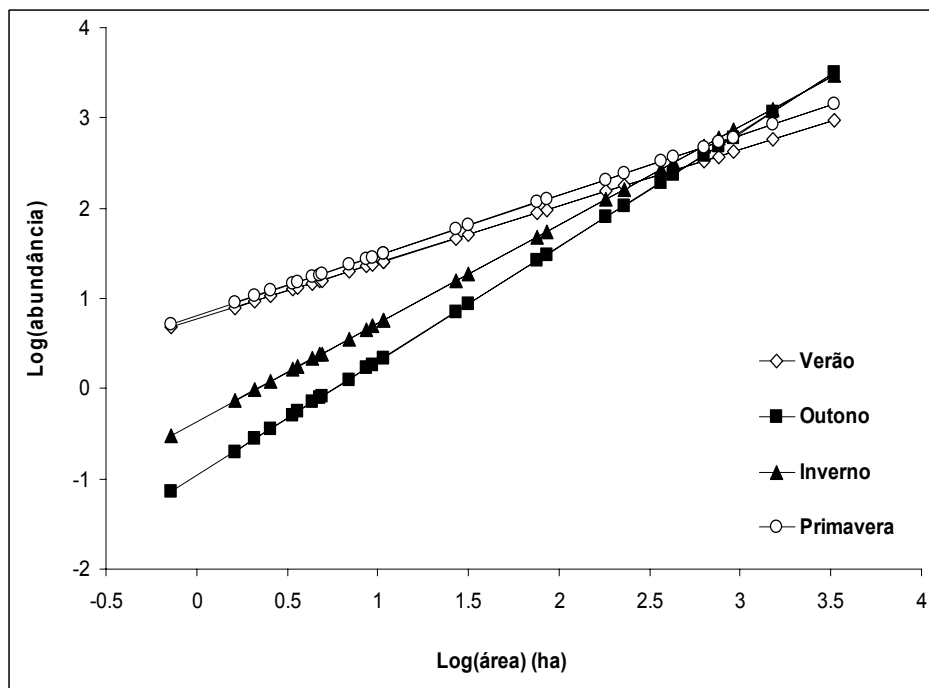


Figura 4. O incremento da abundância de aves aquáticas nas 27 áreas úmidas naturais entre dez/2004 e novembro/2005, em função da área, foi maior no outono e inverno.