



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

EFEITOS DA ANTROPIZAÇÃO DA ZONA COSTEIRA SOBRE AS
ASSEMBLÉIAS DE AVES

Aurélea Mäder

São Leopoldo, janeiro de 2010



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

EFEITOS DA ANTROPIZAÇÃO DA ZONA COSTEIRA SOBRE AS
ASSEMBLÉIAS DE AVES

Dissertação apresentada à
Coordenação do Programa de Pós-
Graduação em Ciências Biológicas
da Unisinos, como parte dos
requisitos para obtenção do título
de Mestre em Biologia, área
Conservação e Manejo de
Ecossistemas Silvestres.

Aurélea Mäder

Orientador: Prof. Dr. Demétrio Luis Guadagnin

São Leopoldo, janeiro de 2010

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS	4
MARCO TEÓRICO	5
<i>Litoral do Rio Grande do Sul: Descrição geral e importância para avifauna</i>	5
<i>Perturbações em habitats litorâneos</i>	8
<i>Conservação de aves costeiras</i>	12
Literatura citada.....	15

CAPÍTULO 1 - EFEITO DA ANTROPIZAÇÃO DA ZONA COSTEIRA SOBRE A DISTRIBUIÇÃO ESPACO-TEMPORAL DA AVIFAUNA

Resumo	23
Abstract.....	24
Introdução.....	25
Metodologia.....	26
Resultados.....	28
Discussão.....	30
Conclusão.....	34
Literatura citada.....	35
Tabelas.....	39
Figuras.....	40

CAPÍTULO 2 - RESPOSTA DA AVIFAUNA ÀS MUDANÇAS NA CONFIGURAÇÃO DA PAISAGEM E A ANTROPIZAÇÃO SAZONAL DA ZONA COSTEIRA

Resumo	46
Abstract.....	47
Introdução.....	48
Metodologia.....	49
Resultados.....	54
Discussão.....	56
Literatura citada.....	58
Tabelas.....	61
Figuras.....	63

AGRADECIMENTOS

Agradeço principalmente aos colegas que muito ajudaram nas atividades de pesquisa vinculadas a este estudo, em especial ao colega Gilberto Emílio Casa Jr., que esteve presente nas triagens e expedições a campo e Augusto Silva Costa, quem me ajudou a revisar textos e nas coletas de dados.

Aos amigos, participantes e estudantes que auxiliaram do no estudo, em campo ou na digitação das planilhas gigantescas, Aline Brugalli Bicca, Letícia Brugalli Bicca, Patrícia Pugliese Leão, Cláudia Paz, Leléo, Maura Kimura, Patrícia Kolb, Piter Keo, Camila dos Anjos, Rafael Moura, Elisa Petersen, Isabel Roese, Guilherme Tavares Nunes, Luana Flores Lima, Gustavo Viegas e Fabíola.

Aos familiares, em especial a minha mãe Edelweiss Porto Mäder e minha vó Carmen Campos Porto que me apoiaram em todos os momentos. Aos companheiros queridos Rodrigo Silva Meneghetti e Everton Piagetti que tiveram paciência e me apoiaram nas horas difíceis.

Aos excelentes profissionais, da OCIP União Protetora do Ambiente Natural (UPAN), ao coordenador e amigo Rafael Jose Altenhofen; da Unisinos, ao amigo e grande ornitólogo Prof. Martin Sander e em especial ao meu orientador Demétrio Luis Guadagnin, com quem muito aprendi por ser um excelente profissional e também pela paciência e compreensão nas fases finais deste estudo.

MARCO TEÓRICO

Litoral do Rio Grande do Sul: Descrição geral e importância para avifauna

No extremo sul, a Corrente do Brasil se encontra com a Corrente das Malvinas, formando a Convergência Subtropical. Uma parte da água fria vinda do sul afunda e ocupa a camada inferior da Corrente do Brasil, ao longo do talude continental, dando origem a uma massa d'água, rica em nutrientes, com baixas temperaturas e salinidades, a Água Central do Atlântico Sul (ACAS). O mar associa-se a ambientes estuarinos e a diversos sangradouros, aumentando o aporte nutricional da zona de varrido, com isso, atrai uma grande diversidade de aves marinhas e costeiras residentes e migratórias (Vooren e Brusque 1999).

A região costeira do Rio Grande do Sul possui áreas consideradas área de importância internacional para aves aquáticas. A zona costeira e marinha do extremo sul do Brasil é considerada pelo MMA (2007) uma região de importância extrema em relação às necessidades de conservação da diversidade biológica, com prioridade de ação alta e muito alta (Figura 1). A região abriga um Sítio Ramsar, o Parque Nacional da Lagoa do Peixe, de importância internacional e diversas áreas incluídas na Reserva da Biosfera da Mata Atlântica. Morrison & Ross (1989) constataram que esta região é o segundo mais importante hábitat para aves limícolas no Brasil, tendo sido apontada como área estratégica. Trabalhos desenvolvidos por Harrington (1986), Harrington et al. (1986), Morrison & Ross (1989), Azevedo Junior (1992), Rodrigues (1993), Belton (1994), Mäder et al. (2007), Carneiro et al. (2007), Mäder et al. (2008); Mäder et al. (no prelo) e Mäder (no prelo) reforçam a relevância dos ambientes costeiros nacionais para o ciclo biológico de diversas espécies de aves costeiras.

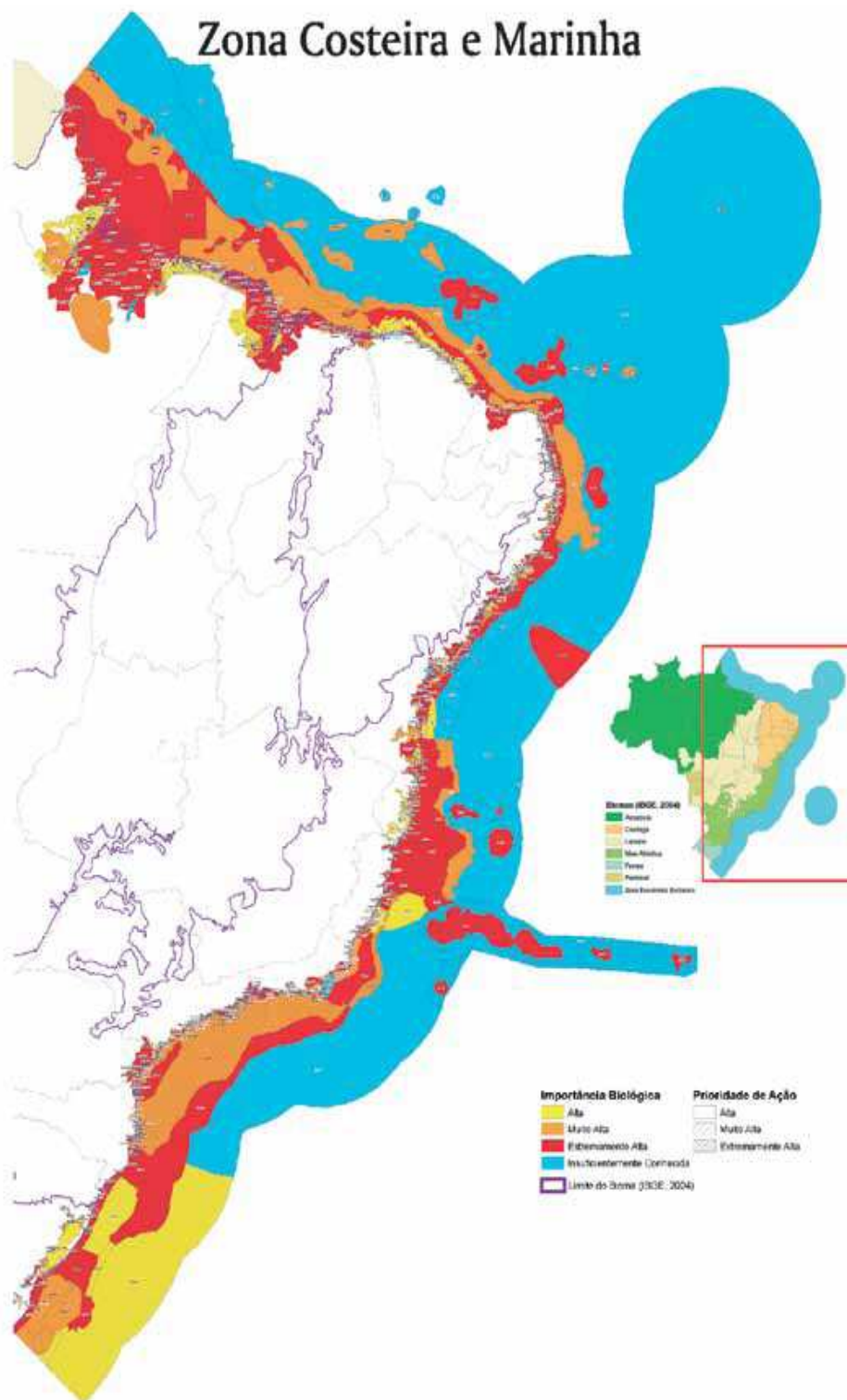


Figura 1. Extremamente alta diversidade biológica – zona costeira e marinha com prioridade de ação alta e muito alta (MMA 2007).

A área paralela ao Oceano Atlântico é passagem constante de aves migratórias do norte e do sul do planeta. Diversas espécies de aves migratórias e residentes utilizam a faixa litorânea durante seu ciclo de vida para obtenção de alimento, reprodução e área de pouso, sendo estas indicadoras de condições ambientais (Ellenberg 1981).

Das 62 espécies que regularmente visitam o Estado sem aqui nidificar, segundo Belton (1994), 30 são norte-americanas que vêm aqui durante o inverno do hemisfério norte. Dezoito vêm das porções mais meridionais da América do Sul para passar aqui o inverno que aqui são relativamente mais amenos. As demais 14 são pelágicas de várias procedências do Hemisfério Sul. Destas espécies costeiras, podemos destacar os Scololopacidae (*Calidris alba*, *C. canutus*, *C. fuscicollis*, *Tringa flavipes* e *T. melanoleuca*) e Charadriidae (*Charadrius semipalmatus*, *C. modestus*, *C. falklandicus* e *Pluvialis dominica*).

A costa gaúcha abriga também espécies ameaçadas de extinção, como várias espécies pelágicas, da ordem Procellariiformes (albatrozes e petréis) e alguns migratórios neárticos como o maçarico-acanelado (*Tryngites subruficollis*). Outro hábitat encontrado no litoral norte, também extremamente vulnerável à urbanização é a Mata de Restinga, bastante desprotegida, com exceção dos poucos hectares do Parque da Guarita (Praia de Torres – divisa com o Estado de Santa Catarina). Esta situação favorece uma maior biodiversidade e tipicidade a estes ambientes, o que foi verificado em campo pelo menos com respeito à avifauna. A Mata de Restinga que ocorre junto às dunas, como é muito vista mais ao sul do Estado, têm condições ambientais mais estressantes, especialmente quanto à disponibilidade de água, é fisionomicamente diferente e apresenta menor diversidade faunística.

Habitats litorâneos estão entre os mais produtivos do mundo e vêm sofrendo fortes ameaças devido à sua destruição para o desenvolvimento da costa, pescarias e turismo e à perturbação humana direta e indireta (Weber et al. 1999). Perturbações humanas podem afetar energeticamente as aves, podendo demonstrar a verdadeira sensibilidade dos indivíduos ao distúrbio causado por atividades humanas (West et al. 2002).

A perda desses habitats pode ter grandes implicações para muitas aves que dependem dessas áreas para reprodução, alimentação ou invernada (Howes et al. 1989; Goss-Custard et al. 1994, Weber et al. 1999). Informações sobre a tolerância de diferentes espécies de aves aquáticas à urbanização da paisagem pode ser particularmente útil para avaliar o impacto ambiental de futuras construções (Hockin et al. 1992). Dada a destruição das áreas costeiras, um grande número de espécies dependentes destes ecossistemas pode tornar-se ameaçado. Habitats e populações fragmentadas são comuns nas paisagens dominadas pela presença humana. Estes processos induzem 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 tornar inacessíveis. A consequência final é a diminuição da riqueza e da abundância de espécies e a alteração da estrutura das comunidades (Diamond 1976).

A perda e fragmentação de habitat afetam o fluxo de espécies na paisagem e selecionam as mais adaptadas aos pequenos e isolados habitats (Brown & Dinsmore 1986, Fahrig & Merriam 1994, Fairbairn & Dinsmore 2001, Whited et al. 2000),

reduzindo a riqueza de espécies (diversidade alfa). Por outro lado, um acréscimo de espécies entre as manchas (diversidade beta) é esperado com o aumento da fragmentação da paisagem que isola algumas áreas (Harrison 1983, Kneitel & Chase 2004, Moreno & Halffter 2001).

Perturbações em áreas de invernagem, advindas de atividades antrópicas, aliadas ao período crítico da migração - que estão mais vulneráveis ao estresse energético, pois necessitam recuperar massa corpórea pós-período reprodutivo e adquirir energia suficiente para o retorno (Yasué 2006) - podem afetar o *fitness* de aves migratórias. Na tentativa de evitar a presença humana, as aves podem procurar áreas com baixa disponibilidade de presas ou áreas com altas densidades populacionais, levando a um aumento na competição por locais de forrageamento (Goss-Custard et al. 2006).

Nos últimos anos, diversos estudos evidenciaram os efeitos da presença humana sobre aves e sugeriram que estas podem perceber pessoas como potenciais predadores (Frid & Dill 2002). Atividades como ecoturismo e recreação (Klein et al. 1995, Hill et al. 1997, Burger et al. 2004, Gill 2007), coleta de invertebrados (Atkinson et al 2003, Navedo & Masero 2007, 2008) bem como a pesca (Pierce et al. 1993), podem afetar negativamente na distribuição, abundância e comportamento de aves aquáticas costeiras. Segundo Burton et al. (2002), as aves se afastam de seus locais usuais de alimentação com a proximidade de pessoas e cães. O distúrbio humano faz com que se altere o ritmo cardíaco (Weimerskirch et al. 2002, Holmes et al. 2005) e aumente o estresse, havendo um aumento nos níveis de corticosterona nas aves (Walker et al. 2005).

As principais formas pelas quais a presença humana causa impactos sobre a vida silvestre é alterando a capacidade de animais em explorar recursos importantes, tais como alimentos (Yasué 2005, Jing et al. 2007), áreas para reprodução ou dormitórios (Rogers et al. 2006, Peters & Otis 2007), ou por alterar a qualidade ambiental destas áreas. A restrição ao acesso de recursos pode ocorrer pelo fato destes animais evitarem

áreas com a presença humana (efeito direto) ou se a antropização local faça com que diminua a disponibilidade de presas (efeito indireto) (Gill 2007).

Várias pesquisas e diversos métodos foram utilizados para avaliar o distúrbio humano sobre as aves (Hill *et al.* 1997). Muitos estudos são direcionados à distribuição e ao comportamento antes e depois de um evento de distúrbio (Bélanger & Bédard 1989, Finney *et al.* 2005, Rodgers & Smith 1995, Gutzwiller & Anderson 1999, Fernández-Juricic & Telleria 2000, Fernández-Juricic *et al.* 2001, Verhulst *et al.* 2001, Coleman *et al.* 2003, Burger *et al.* 2004, Rees *et al.* 2005, Webb & Blumstein 2005). Os efeitos diretos da urbanização sobre a avifauna são: alterações de comportamento (resposta de vôo, aumento da vigilância e alteração no padrão de incubação); na distribuição (evasão em áreas com elevados níveis de atividade humana, reduzindo os locais designados para uma espécie); no tamanho populacional (severas mudanças demográficas causando declínio na população como resultado de densidade-dependente, como alterações na mortalidade ou fecundidade causando redistribuição em resposta à perturbação) e demográfica (redução de fecundidade e sobrevivência em áreas perturbadas: redução do *fitness*).

Estudos com o maçarico-branco (*Calidris alba*) demonstraram que há aumento na vigilância com relação às perturbações e interrompem mais vezes a alimentação. Aves migratórias como esta se alimenta mais ao final da tarde, visto que estão se preparando para a migração noturna. Taxas inadequadas de alimentação durante este período podem forçar a migração sem reservas suficientes ou precisam compensar este tempo bicando mais vezes durante o dia (Yasué 2006).

Cornelius *et al.* (2001) observou que o número de aves dentro de uma reserva localizada na costa do Chile aumenta nos finais de semana em relação a dias de semana, devido ao aumento das atividades turísticas realizadas fora da reserva. Mäder (no prelo) observou uma diminuição de aves migratórias neárticas na costa do Rio Grande do Sul

em época de veraneio, em que há um grande aumento de pessoas e veículos trafegando ao longo das praias do litoral norte.

A decisão de ficar ou deixar a área em reposta a um distúrbio pode ser influenciada pela qualidade da área, a disponibilidade e qualidade das áreas alternativas e o risco de predação. Animais podem permanecer em áreas perturbadas porque o custo de deslocamento para uma nova área é grande ou porque neste local há grande disponibilidade de recursos e baixo risco de predação. Populações sensíveis à densidade-dependente podem estar facilmente sujeitas as redistribuições com um mínimo impacto atuando sobre elas (Gill 2007).

A resposta do *fitness* a perturbação humana são importantes em nível individual, mas se estes efeitos se traduzem em impactos em escala populacional, dependerá da escala em que a perturbação ocorre, e a extensão de efeitos secundários sobre os animais em áreas não perturbadas. Estes efeitos secundários dependem da intensidade da densidade-dependente dentro das populações. Por exemplo, nos casos em que os animais respondem à presença humana, redistribuindo para novos locais, o impacto sobre a população vai depender se com o aumento de densidade nestes novos locais, resultou na redução *per capita* da sobrevivência ou fecundidade (Wootton 1999).

Além da perturbação direta, o fator mais importante influenciando a distribuição das aves aquáticas é sua fonte de alimento (Goss-Custard 1970, Evans & Dugan 1984) e para algumas espécies, o alimento mais importante encontra-se nos sedimentos da zona entre-marés (Kelsey & Hassall 1989). A associação entre a alimentação destas aves com macroinvertebrados bentônicos de praias arenosas possui uma grande complexidade ecológica, sendo necessários estudos mais direcionados, que busquem obter informações sobre a disponibilidade destes recursos e os efeitos antrópicos sobre eles (Casa Jr. 2008).

À medida que o uso das praias aumenta, além das aves encontrarem crescentes dificuldades em se alimentar sem serem perturbadas (Burger & Gochfeld 1991), o

aumento de veículos trafegando pode causar redução de recursos alimentares disponíveis no sedimento (Neves et al. 2008), causado pela compactação do solo e maior penetração destes invertebrados. Pfister et al. (1992) sugerem que a presença de atividades humanas na praia faz com que as aves costeiras procurem outros locais de refúgio, longe das áreas de alimentação e isso tem contribuído para declínios de abundância, em longo prazo, de algumas espécies naquele local. Goss-Custard et al. (2004) realizou um estudo experimental capaz de incorporar os efeitos da exploração de recursos por *Haematopus ostralegus* na Inglaterra. Este estudo mostrou claramente que a resposta desta ave à presença humana dependia muito das condições de forrageamento.

Conservação de aves costeiras

As pressões à integridade e ao equilíbrio ambiental das regiões costeiras do sul do Brasil, devido principalmente à urbanização, fazem destas, áreas ameaçadas e a sua conservação tende a ser cada vez mais problemática, tanto do ponto de vista político quanto ambiental. Com o crescimento da população humana e a perda de habitats mundiais, o tamanho das populações de muitas espécies de aves costeiras declina (Morrison et al. 2000), por isso é extrema a importância dos refúgios silvestres e manejo destas áreas deve ser intenso (Harrington 2003). Segundo Caughley e Sinclair (1994) as extinções dirigidas, ou seja, aquelas resultantes da queda da taxa de crescimento populacional abaixo de zero em função da destruição, alteração e fragmentação dos habitats são, de longe, as mais frequentes. Reconhecer a existência deste processo é a primeira medida para encaminhar as soluções.

Segundo Noss (1987), a melhor forma de preservar espécies é preservar amostras representativas de seus habitats. Caughley e Sinclair (1994) alertam que não se pode perder de vista a importância das áreas protegidas como principal instrumento para este

fim. Assim, em primeiro lugar, deve-se buscar, através da implementação de áreas protegidas de diferentes categorias, uma representação adequada de todos os habitats que caracterizam a área em questão. Em segundo lugar, para evitar que espécies raras ou ameaçadas não resultem inadequadamente representadas na seleção das áreas a preservar, deve-se inferir a distribuição ou a ocupação dos diferentes habitats por parte de cada uma das espécies de interesse especial para a conservação para cada área.

Beatley (1991) estabelece as bases para a preservação da biodiversidade em ambientes costeiros. Segundo este autor, o planejamento deve considerar os efeitos cumulativos de decisões individuais e devem ser protegidos os processos e as condições ecológicas, mais que a flora e a fauna. Em última análise, os hábitos pouco conservacionistas de construir casas apenas para lazer deveriam ser revistos, optando-se por comportamentos mais adequados aos limites dos ecossistemas.

Algumas medidas têm sido tomadas a fim de mitigar o impacto causado pela interferência humana na avifauna. Segundo Burton et al. (1996) uma ilha artificial construída na Inglaterra substituiu com sucesso uma área de descanso alterada por uso antrópico. Ikuta e Blumstein (2003) testaram e aprovaram o uso de cercas ou outras barreiras para diminuir a interferência de atividades humanas na avifauna em unidades de conservação. São necessárias as comparações espaciais e temporais em áreas perturbadas, pois trazem informações sobre a distribuição de animais e seus comportamentos em resposta a presença humana (Bélanger e Bédard 1989, Finney et al. 2005). É importante identificar com precisão os casos em que a presença humana provoca distúrbios e quantificar estes efeitos (Gill 2007).

Os efeitos dessas atividades podem ser observados em todas as escalas ecológicas, desde pequenas alterações em um indivíduo a extinções globais (Pimm et al. 1995; Chapin et al. 2000), sendo, portanto necessário entender os efeitos das atividades humanas bem como desenvolver estratégias para mitigá-las. A necessidade de monitorar populações deve-se à crescente urbanização e industrialização global. Não é possível

conservar aves sem informações de monitoramento que demonstram as mudanças populacionais e porque ocorrem em determinada área (Gregory et al. 2004). O monitoramento das populações de aves traz vantagens como avaliar parâmetros e apontar os bioindicadores de saúde ambiental (Furness & Greenwood 1993). Para a conservação e redução de impactos durante a migração de aves é importante que se executem estudos durante o período não-reprodutivo (Davidson & Clark 1985, Pfister et al. 1992). Perturbações nestas áreas de condicionamento podem afetar a sobrevivência e limitar muitas populações (Duffy et al. 1981, Hitchcock & Gratto-Trevor, 1997, International Wader Study Group 2003).

As aves percebem mudanças na estrutura do hábitat e aos menores níveis de perturbações antrópicas (Riffell et al. 2001), em consequência disso, respondem ao meio, podendo causar mudanças no ambiente (Pettersson et al. 1995). Yorio e Quintana (1996) justificam que conhecer a sensibilidade das espécies à perturbação pode ajudar na avaliação do impacto sobre as aves e na elaboração de regulamentos para o uso correto do ambiente.

BIBLIOGRAFIA

- ATKINSON, P. W.; CLARK, N. A.; BELL, M. C.; DARE, P. J.; CLARK J. A. & IRELAND, P. L. (2003) Changes in commercially fished shellfish stocks and shorebird populations in the Wash, England. **Biological Conservation**, 114: 127-141.
- AZEVEDO JÚNIOR, S. M. (1992) Anilhamento de aves migratórias na Coroa do Avião, Igarassu, Pernambuco, Brasil. Cad. Ômega Universidade Federal Rural de Pernambuco, **Sér. Ci. Aquát.**, 3: 31-47.
- BEATLEY, T. (1991) Protecting Biodiversity in Coastal Environments: Introduction and Overview. **Coastal Manage**, 19:3-19.

- BÉLANGER, L. & BÉDARD, J. (1989) Responses of staging Greater Snow Geese to human disturbance. **J. Wildl. Manage**, 53: 713-19.
- BELTON, W. (1994) **Aves do Rio Grande do Sul, distribuição e biologia**. São Leopoldo: Editora Unisinos. 584 pp.
- BROWN, M. & DINSMORE, J. J. (1986) Implications of Marsh Size and Isolation for Marsh Bird Management. **Journal of Wildlife Management**, 50: 392-397.
- BURGER, J. & M.GOCHFELD (1991) Human activity influence and diurnal and nocturnal foraging of sanderlings (*Calidris alba*). **The Condor**, 93: 259-265.
- BURGER, J.; JEITNER, C.; CLARK, K. & NILES, J. L (2004) The effects of human activities on migrant shorebirds: successful adaptive management. **Environmental Conservation**, 31: 283-288.
- BURTON, H. K. N.; EVANS P. R. & ROBINSON, M. A. (1996) Effects on shorebird numbers of disturbance, the loss of a roost site and its replacement by an artificial island at Hartlepool, Cleveland. **Biological Conservation**, 77: 193-201.
- BURTON N. H. K.; ARMITAGE, M. J. S.; MURGROVE, A. J. & REHFISCH, M. M. (2002) Impacts of Man-Made Landscape Features on Numbers of Estuarine Waterbirds at Low Tide. **Environmental Assessment**, 30(6): 857-864.
- CARNEIRO, A.P.; MADER, A. SANDER, M.; CASA JR, G. (2007) Variação espacial e sazonal do gaivotão (*Larus dominicanus*) nas praias do RS. **Livro de resumos**. XV Congresso de Ornitologia de Brasil. Porto Alegre.
- CASA Jr. G. E. (2008) Macroinvertebrados bentônicos da zona de varrido do litoral norte do Rio Grande do Sul: Recurso para a avifauna costeira e interferências antrópicas. Trabalho de Conclusão de Curso em Ciências Biológicas. UNISINOS. São Leopoldo.
- CAUGHLEY, G, & SINCLAIR, A.R.E. (1994) Conservation in Practice. p.256-278 em: **Wildlife Ecology and Management**. Blackwell Scientific, Boston.

- COLEMAN, R.A., SALMON, N.A. & HAWKINS, S.J. (2003) Subdispersive human disturbance of foraging oystercatchers *Haematopus ostralegus*. **Ardea**, 53: 263–268.
- CHAPIN, F.S. III; ZAVELETA, E.S.; EVINER, V.T.; NAYLOR, R.L.; VITOUSEK, P.T.; REYNOLDS, H.L.; HOOPER, D.U.; LAVOREL, S.; SALA, O.E.; HOBBIE, S.E.; MACK, M.C. & DIAZ, S. (2000) Consequences of changing biodiversity. **Nature**, 405: 234–242.
- CORNELIUS, C., NAVARRETE, S.A. & MARQUET, P.A. (2001) Effects of human activity on the structure of coastal marine bird assemblages in Central Chile. **Conserv. Biol.**, 15: 1396–1404.
- DAVIDSON, N.C. & CLARK, N.A. (1985) The effect of severe weather in January and February 1985 on waders in Britain. **Wader Study Group Bulletin**, 44: 10–16.
- DIAMOND, J. M. (1976) Island Biogeography and Conservation—Strategy and Limitations. **Science**, 193: 1027-1029.
- DUFFY, D.C.; ATKINS, N. & SCHNEIDER, D. (1981) Do shorebirds compete on their wintering grounds? **Auk**, 98: 215–229.
- EVANS, P. R. & DUGAN, P. J. (1984) Coastal birds: numbers in relation to food resources. Pages 8–28 *in* P. R. Evans, J. D. Goss-Custard, and W. G. Hale (eds.), Coastal waders and wildfowl in winter. Cambridge University Press, Cambridge.
- 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.
- FAHRIG, L. & MERRIAM, G. (1994) Conservation of Fragmented Populations. **Conservation Biology**, 8: 50-59.
- FERNÁNDEZ-JURICIC, E., JIMENEZ, M.D. & LUCAS, E. (2001) Alert distance as an alternative measure of bird tolerance to human disturbance: implications for park design. **Environ. Conserv.**, 28: 263–269.

- FERNÁNDEZ-JURICIC, E. & TELLERIA, J.L. (2000) Effects of human disturbance on spatial and temporal feeding patterns of Blackbird *Turdus merula* in urban parks in Madrid, Spain. **Bird Study**, 47: 13–21.
- FINNEY, S.K., PEARCE-HIGGINS, J.W. & YALDEN, D.W. (2005) The effect of recreational disturbance on an upland breeding bird, the golden plover *Pluvialis apricaria*. **Biol. Conserv.**, 121: 53–63.
- FRID, A. E L. M. DILL (2002) Human-caused disturbance stimuli as a form of predation risk. **Conservation Ecology**, 6 (1): 11.
- FURNESS, R.W. & GREENWOOD, J.J.D. (1993): **Birds as monitors of environmental change**. London: Chapman & Hall.
- GILL, J. A. (2007) Approaches to measuring the effects of human disturbance on birds. **Ibis**. 149 (Suppl. 1): 9-14.
- GOSS-CUSTARD, J. D. (1970) The responses of redshank [*Tringa totanus* (L.)] to spatial variations in the density of their prey. **Journal of Animal Ecology**, 39:91–113.
- GOSS-CUSTARD, J.D., DURELL, S.E.A.LE V. DIT, (1994) Feeding ecology, winter mortality and the population dynamics of the oystercatchers on the Exe Estuary. In: Evans, P.R., Goss-Custard, J.D., Hale, W.G. (Eds.), **Coastal Waders and Wildfowl in Winter**. Cambridge University Press, Cambridge, p. 190–208.
- GOSS-CUSTARD, J.D., STILLMAN, R.A., WEST, A.D., CALDOW, R.W.G. & MCGRORTY, S. (2002) Carrying capacity in overwintering migratory birds. **Biol. Conserv.** 105: 27–41.
- GOSS-CUSTARD, J.D., TRIPLET, P., SEUER, F. & WEST, A.D. (2006) Critical thresholds of disturbance by people and raptors in foraging wading birds. **Biol. Conserv.**, 127: 88–97.
- GREGORY, R.; BAILLIE, S. & BASHFORD, R. (2004) Monitoring breeding birds in the United Kingdom. In: Anselin, A. (ed.) Bird Numbers 1995, Proceedings of the

INTERNATIONAL CONFERENCE AND 13TH MEETING OF THE EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL, Pärnu, Estonia. **Bird Census News** (2000) 13:101-112.

HARRINGTON, B.A. (1986) Observations of Common terns in southern Brazil, 29 April-3 May, 1984. **Journal Field Ornithology**, 57 (3): 222-224.

HARRINGTON, B. A.; de TARSO, Z.; ANTAS, P. & SILVA, F. (1986) Northward shorebird migration on the Atlantic coast of southern Brazil. **Vida Silvestre Neotropical**, 1: 45-54.

HARRINGTON, B.A. (2003) Shorebird management during the non-breeding season - an overview of needs, Opportunities and management concepts. **Wader Study Group Bull**, 100: 59-66.

HARRISON, P. (1983) **Seabirds: an identification guide**. Christopher Helm Publisher. London. 448p.

HILL, D.; HOCKIN, D.; PRICE, D.; TUCKER, G.; MORRIS, R. & TREWEEK, J. (1997) Bird disturbance: improving the quality and utility of disturbance research. **The Journal of Applied Ecology**, 34: 275-288.

HITCHCOCK, C.L. & GRATTO-TREVOR, C. (1997) Diagnosing a shorebird local population decline with a stage-structured population model. **Ecology** 78: 522–534.

HOCKIN, D., OUNSTED, M.; GORMAN, M.; HILL, D.; KELLER, V. & BARKER, M. A. (1992) Examination of the effects of disturbance on birds with reference to its importance in ecological assessments. **Journal of Environmental Management**, 36: 253–286.

HOLMES, N., GIESE, M. & KRIWOKEN, L.K. (2005) Testing the minimum approach distance guidelines for incubating Royal penguins *Eudyptes schlegeli*. **Biol. Conserv.**, 126: 339–350.

- HOWES, J. & BAKEWELL, D. (1989) Shorebird Studies Manual. **Asian Wetland Bureau Publication** No.55, Kuala Lumpur.
- IKUTA, L. A. & BLUMSTEIN, D. T. (2003) Do fences protect birds from human disturbance? **Biological Conservation**, 112: 447–452.
- INTERNATIONAL WADER STUDY GROUP (2003). Waders are declining worldwide. Conclusions from the 2003 International Wader Study Group Conference, Ca´diz, Spain. **Wader Study Group Bull**, 101(102): 8–12.
- JING, K.; MA, Z.; LI, B.; LI, J. & CHEN, J. (2007) Foraging strategies involved in habitat use of shorebirds at the intertidal area of Chongming Dongtan, China. **Ecology Restoration**, 22: 559-770.
- KELSEY, M.G. & HASSALL, M. (1989) Patch selection by dunlin on a heterogeneous mudflat. **Ornis Scandinavica**, 20: 250–254.
- KLEIN, M. L.; HUMPHREY, S. R. & PERCIVAL, H. F. (1995) Effects of ecotourism on distribution of waterbirds in a wildlife refuge. **Conservation Biology**, 9 (6): 1454-1465.
- KNEITEL, J. M. & J. M. CHASE. (2004) Trade-offs in community ecology: linking spatial scales and species coexistence. **Ecology Letters**, 7: 69-80.
- MÄDER, A; CASA JR, G.E; & SANDER, M. (2007) Distribuição espacial e sazonal do piru-piru (*Haematopus palliatus*) no litoral do Rio Grande do Sul. **CD de resumos do X RABU. UNISINOS.**
- MADER, A; SANDER, M; CASA JR, G.E. (2008) Aves costeiras como bioindicadoras de densidade demográfica litorânea e seus impactos ambientais. **Livro de resumos. XVI Congresso de Ornitologia de Brasil. Tocantins.**
- MÄDER, A. (no prelo) Litoral Norte do Rio Grande do Sul in **Conservação de Aves Neárticas no Brasil**. Conservação Internacional – Brasil, CEMAVE e Sociedade Fritz Muller de Ciências Naturais.

- MÄDER, A.; PETRY, M. V. & EFE, M. A. (no prelo) Litoral Médio do Rio Grande do Sul in **Conservação de Aves Neárticas no Brasil**. Conservação Internacional – Brasil, CEMAVE e Sociedade Fritz Muller de Ciências Naturais.
- MMA - Ministério do Meio Ambiente. (2007) **Avaliação e Ações Prioritárias para a Conservação da Biodiversidade das Zonas Costeira e Marinha**. Fundação BIO-RIO, Secretaria de Estado de Ciência, Tecnologia e Meio Ambiente do Pará – SECTAM, Instituto de Desenvolvimento Econômico e Meio Ambiente do Rio Grande do Norte – IDEMA, Sociedade Nordestina de Ecologia – SNE. MMA/SBF, Brasília.
- MORENO, C. E. & HALFFTER, G. (2001) Spatial and temporal analysis of alpha, beta and gamma diversities of bats in a fragmented landscape. **Biodiversity and Conservation**, 10: 367-382.
- MORRISON, I. G. & ROSS, R. K. (1989) **Atlas of Nearctic shorebirds on the coast of South America**. Volume 2. Special publication. Canadian Wildlife Service, Ottawa.
- MORRISON, R.I.G.; GILL, R.E.; HARRINGTON, B.A.; SKAGEN, S. & PAGE, G.W. (2000) Population estimates of Nearctic shorebirds. **Waterbirds**, 23: 337-352.
- NAVEDO, J. G. & MASERO, J. A. (2008) Effects of traditional clam harvesting on the foraging ecology of migrating curlews (*Numenius arquata*). **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, 355: 59-65.
- NAVEDO, J. G. & MASERO, J. A. (2007) Measuring potential negative effects of traditional harvesting practices on waterbirds: a case study with migrating curlews. **Animal Conservation**, 10: 88–94.
- NEVES, L. P.; DA SILVA, P. DE S. R. & BEMVENUTI, C. E. (2008) Temporal variability of benthic macrofauna on Cassino beach, southernmost Brazil. **Iheringia Sér. Zool.**, 98(1):36-44.

- NOSS, R. F. (1987) From Plant Communities to Landscapes in Conservation Inventories: A Look at The Nature Conservancy (USA). **Biol. Conserv**, 41: 11-37.
- PETERS, K. A. & D. L. OTIS (2007) Shorebird roost-site selection at two temporal scales: is human disturbance a factor? **Journal of Applied Ecology**, 44: 196-209.
- PETTERSSON, R. P.; BALL, J. P.; RENHORN, K.; ESSEEN, P. & SJOBERG, K. (1995) Invertebrate communities in boreal forest canopies as influenced by forestry and lichens with implications for passerine birds. **Biological Conservation**, 74:57–63.
- PFISTER, C., HARRINGTON, B. A. & LAVINE, M. (1992) The impact of human disturbance on shorebirds at a migration staging area. **Biol. Conserv.**, 60: 115-26.
- PIERCE G. J.; SPRAY, C. J. & STUART, E. (1993) The effect of fishing on the distribution and behaviour of waterbirds in the Kukut area of Lake Songkla, southern Thailand. **Biological Conservation**, 66: 23-34.
- PIMM, S.L.; RUSSELL, G.J.; GITTLEMAN, J.L.; & BROOKS, T.M. (1995) The future of biodiversity. **Science**, 269: 347–350.
- REES, E.C., BRUCE, J.H. & WHITE, G.T. (2005) Factors affecting the behavioural responses of whooper swans (*Cygnus c. cygnus*) to various human activities. **Biological Conservation**, 121, 369–382.
- RIFFELL, S. K.; KEAS, B. E. & BURTON, T. M. (2001) Area and habitat relationships of birds in Great Lakes coastal wet meadows. **Wetlands**, 21: 492-507.
- RODGERS, J.A. & SMITH, H.T. (1995) Set-back distances to protect nesting bird colonies from human disturbance in Florida. **Conserv. Biol.**, 9: 89–99.
- RODRIGUES, A. A. (1993) **Migrações, abundância sazonal e alguns aspectos sobre a ecologia de aves limícolas na Baía de São Marcos, Maranhão, Brasil.** Dissertação (Mestrado). Universidade Federal do Pará, Belém.
- ROGERS, D. I.; P. F. BATTLE; T. PIERSMA, J. A. VAN GILS & K. R. ROGERS (2006) High-tide habitat choice: insights from modelling roost selection by shorebirds around a tropical bay. **Animal Behaviour**, 72: 563-575.

- SHAFER, C. L. (1990) **Nature Reserves**. Island Theory and Conservation Practice. Smithsonian Institution Press, Washington, London.
- WALKER, B.G., BOERSMA, P.D. & WINGFIELD, J.C. (2005) Field endocrinology and conservation biology. **Integrative Comparative Biol.**, 45: 12–18.
- VERHULST, S., OOSTERBEEK, K & ENS, B. J. (2001) Experimental evidence for effects of human disturbance on foraging and parental care in oystercatchers. **Biological Conservation**, 101: 375-380.
- VOOREN, C. M. & BRUSQUE, L. F. (1999) **As aves do Ambiente Costeiro do Brasil: Biodiversidade e Conservação**. Disponível em <<http://www.bdt.org.br/workshop/costa/aves>>. Acesso em 20 de julho de 2004.
- WEBB, N.V. & BLUMSTEIN, D.T. (2005) Variation in human disturbance differentially affects predation risk assessment in Western Gulls. **Condor**, 107: 178–181.
- WEBER, T.P., HOUSTON, A.I. & ENS, B.J. (1999) Consequences of habitat loss at migratory stopover sites: a theoretical investigation. **J. Avian Biology**, 30: 416-426.
- WEIMERSKIRCH, H., SCHAFFER, S.A., MABIKLE, G., MARTIN, J., BOUTARD, O. & ROUANET, J.L. (2002) Heart rate and energy expenditure of incubating wandering albatrosses: basal levels, natural variation, and the effects of human disturbance. **J. Exp. Biol.**, 205: 475–483.
- WEST, A.D.; GOSS-CUSTARD, J.D.; STILLMAN, R.A.; CALDOW, R.W.G.; DURELL, S.E.A. LE V. DIT & MCGRORTY, S. (2002) Predicting the impacts of disturbance on shorebird mortality using a behaviour-based model. **Biological Conservation**, 106: 319–328.
- WHITED, D.; GALATOWITSCH, S.; TESTER, J. R.; SCHIK, K.; LEHTINEN, R. & HUSVETH, J. (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. 1995. Habitat Fragmentation—Island V Landscape Perspectives on Bird Conservation. **Ibis** 137: S97-S104.

WOOTTON, J. T. (1997) Estimates and tests of per capita interaction strength: diet, abundance, and impact of intertidally foraging birds. **Ecological Monographs**, 67:45-64.

YASUÉ, M. (2005) The effects of human presence, flock size and prey density on shorebird foraging rates. **J. Ethol.**, 23: 199–204.

YASUÉ, M. (2006) Environmental factors and spatial scale influence shorebirds' responses to human disturbance. **Biol. Conserv.**, 128: 47.

YORIO, P. & QUINTANA, F. (1996) Efectos del disturbio humano sobre una colonia mixta de aves marinas en Patagonia. **Hornero**, 14: 89-96.

EFEITO DA ANTROPIZAÇÃO DA ZONA COSTEIRA SOBRE A DISTRIBUIÇÃO ESPACO-TEMPORAL DA AVIFAUNA

Aurélea Mäder e Demétrio Luis Guadagnin

RESUMO - Áreas urbanizadas afetam negativamente a distribuição, abundância e comportamento de aves aquáticas costeiras. Neste estudo nós testamos a hipótese de que áreas costeiras perturbadas pelo homem (1) possui menor abundância e riqueza de aves, (2) diferenciação na composição de espécies e (3) apresenta um padrão temporal de abundância diferente de áreas costeiras não urbanizadas. Para isso, utilizamos 16 sub-áreas na costa do Rio Grande do Sul (8 não-urbanizadas e 8 urbanizadas). Foram registradas 73.893 aves no estudo, destes 46.295 (63%) indivíduos foram registradas no litoral médio (não-urbanizado) e 27.598 (37%); no litoral norte (urbanizado). A riqueza foi similar entre as duas áreas, mas a quantidade de indivíduos que ocorreram nas praias diferiu significativamente. Aves migratórias neárticas, assim como os representantes da ordem subordens Scolopaci e Lari são mais abundantes no litoral médio, enquanto os Ciconiiformes, Falconiformes e Passeriiformes são mais encontrados no litoral norte. Observamos um aumento significativo para algumas espécies residentes como o gavião chimango (*Milvago chimango*), o quero-quero (*Vanellus chilensis*), a garça-branca-pequena (*E. thula*) e representantes da ordem Passeriiformes na área urbanizada (litoral norte). Bandos migratórios ocorrem nas praias do litoral norte no outono, época em que diminui a densidade humana. A maioria das ameaças às aves aquáticas está associada à destruição, degradação e fragmentação dos habitats para onde devem ser dirigidos os esforços de conservação. Como resultado, a movimentação dos animais se torna mais difícil e recursos críticos podem ser perdidos ou se tornar inacessíveis. A consequência final é a alteração da estrutura das comunidades.

MAN-MADE EFFECTS ON THE SPATIAL AND TEMPORAL SHOREBIRDS DISTRIBUTION

Aurélea Mäder e Demétrio Luis Guadagnin

ABSTRACT – Urbanized areas negatively affect the distribution, abundance and behavior of coastal waterbirds. In this study we tested the hypothesis that coastal areas disturbed by man (1) has a lower abundance and diversity of birds, (2) differentiation in species composition and (3) presents a different temporal pattern of abundance of undeveloped coastal areas. For this, we use 16 sub-areas on the coast of Rio Grande do Sul (8 non-urbanized and urbanized 8). 73 893 birds were recorded in the study, these 46 295 (63%) individuals were recorded on the coast average (non-urbanized) and 27 598 (37%) on the north coast (urbanized). Richness was similar between the two areas, but the amount of individuals that occurred on the beaches differed significantly. Nearctic migratory birds, as well as representatives of the order sub-orders Scolopaci and Lari are more abundant in the coastal average, while Ciconiiformes, Falconiformes and Passeriiformes are mostly found in the north coast. We observed a significant increase for some resident species *Milvago chimango*, *Vanellus chilensis*, *E. thula* and representatives of the order Passeriformes in the urbanized area (north coast). Migratory flocks occur on the beaches of the north coast in autumn, a time when human density decreases. Most threats to waterfowl is associated with the destruction, degradation and fragmentation of habitats to which they should be directed to conservation efforts. As a result, the movement of animals becomes more difficult and critical resources may be lost or become inaccessible. The final consequence is the change in community structure.

INTRODUÇÃO

Áreas urbanizadas afetam negativamente a distribuição, abundância e comportamento de aves aquáticas costeiras (Klein *et al.* 1995, Hill *et al.* 1997, Burger *et al.* 2004, Gill 2007). Podem causar mudanças na comunidade, levando a reestruturação, com eliminação ou acréscimo de espécies ou interações ecológicas (Odum 1979). Segundo Hill *et al.* (1997) e Gill (2007) pode ocorrer evasão nas áreas com elevados níveis de atividade humana, reduzindo os locais adequados para determinada espécie.

Para a conservação das aves costeiras e redução de impactos durante a migração é importante que se executem estudos durante o período não-reprodutivo (Pfister *et al.* 1992). Perturbações humanas podem afetar energeticamente as aves neste período (West *et al.* 2002) afetando sua sobrevivência e capacidade reprodutiva (International Wader Study Group 2003).

A costa brasileira apresenta áreas importantes para a conservação de aves. Os trabalhos desenvolvidos por Harrington *et al.* (1986), Morrison *et al.* (1989), Vooren e Chiaradia (1990), Azevedo Junior (1992), Mäder (no prelo) e Mäder *et al.* (no prelo) reforçam a relevância dos ambientes costeiros para o ciclo biológico de diversas espécies de aves aquáticas.

Devido à crescente urbanização, os habitats litorâneos vêm sofrendo fortes ameaças, através da destruição de habitats íntegros para o desenvolvimento da costa (Weber *et al.* 1999). A perda desses recursos poderia ter implicações para as aves que dependem dessas áreas para reprodução, alimentação ou invernada (Vooren & Brusque, 1999; Weber *et al.* 1999, Goss-Custard *et al.* 2002), pois isso é importante que se obtenham informações sobre a estrutura das comunidades costeiras em áreas urbanizadas e não urbanizadas.

Neste estudo nós testamos a hipótese de que áreas costeiras perturbadas pelo homem (1) possui menor abundância e riqueza de aves, (2) diferenciação na

composição de espécies e (3) apresenta um padrão temporal de abundância diferente de áreas costeiras não urbanizadas.

METODOLOGIA

Área de estudo

A planície costeira do Rio Grande do Sul é uma praia arenosa sem reentrâncias que se estende por 620 km (Belton 1994, Rambo 1994, Ab'sáber 2001) (Figura 1) e possui um sistema único no mundo formando um rosário de lagoas paralelo à faixa de praias. A influência de marés é pequena (Rambo 1994). Nesta costa, pequenos moluscos bivalves, crustáceos e poliquetas ocorrem com alta densidade na zona de varrido (Gianuca 1983), sendo um local de extrema importância para espécies aquáticas por esta grande disponibilidade de recursos alimentares (Vooren e Brusque, 1999). O clima é temperado do tipo subtropical, classificado como mesotérmico úmido. Devido à sua posição geográfica, entre os paralelos 29°18'S e 33°48'S, no extremo sul do Brasil, apresentam grandes diferenças em relação ao resto do país. A latitude reforça as influências das massas de ar oriundas da região polar, da área tropical continental e Atlântica (Atlas Sócio-Econômico do Rio Grande do Sul, 2009), constituindo um hábitat necessário para receber as mais diversas aves migratórias.

Delineamento

Duas transecções com 80 km de extensão de praias no litoral do Rio Grande do Sul foram escolhidas para realizar as expedições a campo, ambas em praias retilíneas. Uma, com uso do solo predominantemente rural (Litoral Médio - LM) – ao sul da praia de Pinhal (30°15'S; 51°15'W) até Mostardas (31°20'S; 51°05'W), e a outra ocupada por extensos e às vezes conturbados balnerários e intenso tráfego de pessoas e veículos (Litoral Norte - LN) – de Imbé (29°58'S; 50°07'W) até Torres (29°25'S; 49°47'W)

(Figura 1). Existe uma distância de 40 km entre as duas áreas. As transecções foram divididas em quadrantes de 10 km de extensão para a contagem de aves.

As expedições a campo ocorreram duas vezes a cada estação do ano entre o período janeiro de 2006 a dezembro de 2007, utilizando um carro com velocidade média de 25 km/h. Em cada área foram monitorados oito trechos (réplicas) de 10 km por expedição a campo; com isso, foram percorridos 1.280 km de faixa de praias, somando as duas áreas, durante o período de estudo.

Os censos foram realizados por contagem direta (Bibby et al. 2000) e identificação de todas as aves que estavam utilizando a praia desde a zona de varrido até a base das dunas frontais. Não foram incluídas aves mortas. As observações das aves em campo foram feitas com a utilização de binóculo, guias de identificação de aves (Harrinson, 1989 e Narosky e Zurieta 2006). A nomenclatura segue CBRO (2008).

Análise de dados

Para executar a comparação entre médias de riqueza, abundância total e específica das aves (em nível de espécie, status migratório e grupo taxonômico) do Litoral Médio (LM) com as do Litoral Norte (LN) foram utilizados o Teste t (dados normais) e o teste de Mann-Whitney (U) (dados não normais). Também testamos as diferenças entre as médias de abundância entre as estações do ano para identificar as possíveis mudanças temporais de uma área para a outra. Cada réplica espacial chamada de quadrante (Q = 10km) (Q1 a Q8 = LN e de Q9 a Q16 = LM), totalizaram 16 e cada área (LM e LN) obteve 8 expedições de campo (EXP), obtendo grau de liberdade (gl) = 64 [8Q x 8 EXP].

Para as análises univariadas, as variáveis abundância e riqueza total, e, abundâncias específicas de cada espécie ou grupo foram transformadas em $\log 10 + 1$, pois os dados não seguiam uma distribuição normal segundo o teste Shapiro-Wilk ($p < 0,05$) e havia ausência de registros de algumas espécies (zeros). Apenas a abundância

total permitiu testes paramétricos (Tabela I). Para evitar o efeito da pseudoreplicação foram feitos testes de autocorrelação espacial entre os quadrantes, que não os associou significativamente ($p > 0,05$). As espécies incluídas nas análises estatísticas foram as que obtiveram abundância > 100 indivíduos (Tabela 2). As análises estatísticas teste t foram feitas no pacote estatístico SYSTAT 11. A existência de padrões espaciais e temporais de composição de aves foi verificada através das análises de DCA (Decorama) e PCA (Análise dos Componentes Principais), desenvolvidas no *software* PCORD 4.

Para avaliar as diferenças entre espécies e os grupos taxonômicos e migratórios foi utilizada a soma da abundância para cada quadrante em todas as expedições e utilizado teste t . Para os dados que não atingiram normalidade quando log-transformados foi utilizado o teste não paramétrico Mann-Whitney (U). E, para averiguar as mudanças na composição do verão para o outono e comparar as médias de riqueza e abundância entre as duas áreas foi utilizado teste t , através da soma da abundância de cada quadrante para as duas expedições nas respectivas estações do ano.

RESULTADOS

Foram registradas 73.893 aves no estudo, abrangendo 27 famílias e 64 espécies, incluindo 4 visitantes do sul (meridionais), 16 visitantes do norte (neárticos) e 44 residentes (ANEXO I). Destes 46.295 (63%) indivíduos foram registradas no litoral médio e 27.598 (37%) no litoral norte. A riqueza foi similar entre as duas áreas ($U = 2417,5$; $gl = 1$; $p = 0,08$), mas a quantidade de indivíduos que ocorreram nas praias diferiu significativamente ($t = 6,06$; $gl = 126$; $p < 0,001$).

A ordenação da abundância de aves ao longo dos quadrantes (DCA) formou dois grupos distintos, com 37,7% dos eixos explicando a distribuição das espécies (Figura 2).

Na análise de PCA estacional, com a soma dos eixos explicam 55,4 % da ordenação e podemos observar que existe um padrão geométrico diferenciado na distribuição de aves ao longo das estações do ano, que não se sobrepõem, demonstrando as diferenças entre as duas áreas em relação à composição de espécies (Figura 3).

Essa diferença baseia-se na quantidade de Passeriiformes, principalmente hirundinídeos (e.g. andorinhas como *Progne chalybea*) e alguns tiranídeos (e.g. bem-te-vi), além da garça-branca-pequena (*Egretta thula*). Estes ocorrem no litoral norte no verão e nesta mesma época uma grande quantidade de migrantes neárticos (riqueza e abundância) é registrada no litoral médio. No outono, o litoral norte recebe um acréscimo de aves migratórias (e.g. *Tringa* spp. e *Calidris alba*) e alguns residentes como o pernilongo-de-costas-brancas (*Himantopus melanurus*), enquanto neste período o litoral médio teve grandes bandos do maçarico-do-peito-vermelho (*Calidris canutus*). O inverno destaca-se pelo grande número de indivíduos de piru-piru (*Haematopus palliatus*), da batuíra-de-coleira (*Charadrius collaris*) e da gaivota-maria-velha (*Chroicocephalus macullipennis*) e com a diminuição de migrantes provenientes do hemisfério norte para ambos os locais de estudo.

Aves neárticas, meridionais e residentes, assim como os representantes da ordem Pelecaniformes e subordens Scolopaci e Lari foram mais abundantes no litoral médio, enquanto os Ciconiiformes, Falconiformes e Passeriiformes foram mais encontrados no litoral norte (Figura 2). Observamos um aumento significativo ($p < 0,05$) para algumas espécies residentes como o gavião chimango (*Milvago chimango*), o quero-quero (*Vanellus chilensis*), o bem-te-vi (*Pitangus sulphuratus*), a garça-branca-pequena (*E. thula*), o pardal (*Passer domesticus*) e indivíduos da família Hirundinidae, na área urbanizada (litoral norte). Os visitantes do norte mais abundantes nas áreas não urbanizadas foram o maçarico-branco (*C. alba*), o maçarico-de-sobre-branco (*Calidris fuscicollis*), o maçarico-de-papo-vermelho (*C. canutus*), maçarico-grande-de-perna-amarela (*Tringa melanoleuca*) e o trinta-réis-boreal (*Sterna hirundo*). As espécies

migrantes do sul mais abundantes no litoral médio foram: o trinta-réis-de-bico-vermelho (*S. hirundinacea*), a batuíra-de-peito-tijolo (*Charadrius modestus*), e as residentes foram: o biguá (*Phalacrocorax brasilianus*), o piru-piru (*H. palliatus*), o gaiivotão (*Larus dominicanus*), a gaiivota-maria-velha (*C. macullipennis*), o trinta-réis-anão (*Sternula superciliares*) e o trinta-réis-de-coroa-branca (*Sterna trudeaui*) (Tabela I).

Nos meses de veraneio, a média de abundância de aves no litoral norte foi inferior ao encontrado no litoral médio ($t = 6,92$; $gl = 30$; $p < 0,001$). Já no outono, houve um acréscimo de aves no litoral norte ($n = 10292$) ($t = -4,1$; $gl = 30$; $p < 0,001$), principalmente migrantes neárticos ($n = 6149$), quando comparado aos dados de verão; superando a abundância total encontrada no litoral médio ($n = 6581$) ($t = -2,11$; $gl = 30$; $p = 0,043$).

Mais de 50% das aves registradas no litoral médio foram os migrantes do hemisfério norte. No verão, o local recebeu mais de 15.000 migrantes neárticos. Durante a primavera e o verão há um acréscimo na abundância dessas aves em relação às outras estações do ano. Sendo encontrados bandos com até 8.000 indivíduos, como registrado para a espécie migratória maçarico-branco (*C. alba*). Para a mesma espécie o maior registro abundância (em um único bando) não ultrapassou 50 indivíduos nesta mesma época no litoral norte. A abundância desta espécie no litoral médio não se altera entre a primavera e o verão ($U = 17,5$; $x^2 = 2,37$; $gl = 1$; $p = 0,124$), e nem do verão para o outono ($U = 30,5$; $x^2 = 0,025$; $gl = 1$; $p = 0,87$). Já no litoral norte, registram-se pequenos bandos desta espécie na primavera e no verão, época em que as abundâncias também não diferem ($U = 44$; $x^2 = 1,93$; $gl = 1$; $p = 0,165$), mas há um aumento significativo no número de maçaricos-brancos com a chegada do outono ($U = 64$; $x^2 = 11,91$; $gl = 1$; $p = 0,001$).

DISCUSSÃO

No verão e na primavera a abundância de aves nas praias do litoral médio aumenta devido ao acréscimo de espécies migratórias que chegam nesta época do ano nas áreas de invernagem. Isso também ocorre no litoral norte, mas o aumento da riqueza não elevou significativamente o número de indivíduos nas praias. E esse fato pode estar associado ao período de veraneio, em que aumenta a densidade demográfica nas cidades litorâneas do litoral norte, chegando durante o período do verão a mais de 50 hab/km² (IBGE 2004). A diferença na composição de aves entre as duas áreas, tirando o efeito da urbanização pode ter relação com a proximidade do litoral norte com a Serra Geral (Calliari 1998), sendo considerado um divisor de biodiversidade, pois, recebe ao norte a influência da Mata Atlântica de Encosta e ao sul a influência de campos litorâneos e dunas. A maior quantidade de Passeriformes provavelmente esteja relacionado a este fator. A espécie encontrada em locais extremamente urbanizados, foi a garça-branca-pequena (*E. thula*), que não demonstrou sinal de perturbação em função da urbanização.

A espécie de ave migratória neártica mais abundante nas praias de mar registradas neste estudo, foi o maçarico-branco (*C. alba*), que pode ser uma indicadora do efeito da antropização costeira sobre as aves migratórias. Pois não altera a abundância significativamente durante o período migratório no litoral médio, apenas há uma redução do verão para a primavera, como se espera, os grandes bandos não mais avistados, porque nesta época, muitos indivíduos estão começando a retornar aos sítios reprodutivos (Vooren e Brusque 1999). Já no litoral norte, há um aumento significativo no número de maçaricos-brancos com a chegada do outono, coincidindo com o término do veraneio, havendo grande redução da população humana flutuante nas praias. A paisagem urbanizada pode estar inibindo os grandes bandos migratórios, assim como o tráfego de pessoas, veículos e animais exóticos possam ser interpretados como possíveis predadores (Frid e Dill 2002).

Durante os meses de migração, as aves estão mais vulneráveis ao estresse energético, pois necessitam recuperar massa corpórea pós-período reprodutivo e adquirir energia suficiente para o retorno (Yasué 2006). Perturbações em áreas de invernagem, advindas de atividades antrópicas, podem afetar o *fitness*. Na tentativa de evitar a presença humana, as aves podem procurar áreas com baixa disponibilidade de presas ou áreas com altas densidades populacionais, levando a um aumento na competição por locais de forrageamento (Goss-Custard et al. 2006). Isso causa preocupação, porque algumas populações são altamente vulneráveis se as áreas de condicionamento estão comprometidas, sendo que várias espécies já se encontram em declínio (Morrison e Ross 1989, Harrington 2003). Estes declínios parecem ser severos e extensos, necessitando de medidas conservacionistas urgentes (Morrison et al. 2000).

O grande aumento de aves migratórias no litoral norte no outono pode estar relacionado com a diminuição de pessoas e veículos nas praias neste período, já que o fator paisagem neste período parece não atuar como fator principal na escolha destes habitats; e sugerimos também que a baixa densidade de aves durante o verão faz com que exista em meados de março uma alta disponibilidade de recursos alimentares encontradas nas praias do litoral norte. Após a perturbação, alguns organismos aumentam a abundância ou invadem a área perturbada enquanto outros são reduzidos. Sendo assim espécies se complementam para que o ecossistema continue funcionando. Espécies dominantes e menos dominantes podem mudar a sua abundância relativa em resposta à perturbação, mantendo a estabilidade funcional dos ecossistemas (Creed 2006).

Algumas espécies apresentam maior tolerância às atividades humanas sendo, muitas vezes, beneficiada pela exploração de fontes de alimento antrópicas, como as que utilizam descartes de pesca e lixo (e.g. Falconiformes). As construções podem também servir como refúgio para reprodução de muitas aves (e.g. Passeriiformes, como a andorinha-doméstica-grande (*P. chalybea*)). Isso pode causar um aumento

populacional destas espécies, e assim, conseqüentemente sobressair-se sobre outras menos abundantes na busca por recursos, podendo causar declínios populacionais em competidores e presas.

Costa e Castro (2007) observou que a densidade de *M. chimango* apresenta uma relação direta com a densidade humana do litoral norte. O aumento de descartes de pesca no local pode ser um fator determinante para esse acréscimo na abundância. Com o aumento de gaviões nas praias, outras espécies competidoras ou presas em potencial podem direcionar-se a locais com mais recursos disponíveis ou mais seguros. Há uma diminuição de espécies de larídeos com o aumento do gavião chimango. Isso pode ter relação com seus hábitos alimentares, ambos buscam por restos de animais atirados na areia (Belton 1994; Efe et al. 2001).

Para as aves migratórias, as atividades humanas como retirada de dunas, a alteração da faixa de praia e construções de cidades na beira-mar podem estar removendo recursos (alimentos e habitats) das aves causando redução na abundância, fazendo com que muitos bandos procurem outros locais como áreas de condicionamento durante seus ciclos migratórios. Sugere-se que sejam executados mais estudos que revelem os efeitos da urbanização sobre os recursos alimentares de aves limícolas no litoral norte.

A diminuição das áreas de dunas pode comprometer algumas populações de aves do norte do Estado, como o piru-piru (*Haematopus palliatus*), que utiliza as dunas como habitat reprodutivo e neste estudo apresentou abundância significativamente menor nas áreas urbanizadas (Tabela I). Estes podem direcionar-se a áreas com dunas mais preservadas, aumentando a densidade nesses locais, podendo trazer como conseqüência maior competição inter e intraespecífica. Pfister e Harrington (1992) e Gill (2007) sugerem que a presença de atividades humanas na praia faz com que as aves costeiras procurem outros locais de refúgio, longe das áreas de alimentação e isso pode contribuir para declínios de abundância, em longo prazo.

Com estes resultados observamos uma redução na abundância de aves no litoral norte, principalmente devido à ocupação urbana nos meses de veraneio, onde a densidade demográfica aumenta consideravelmente, afetando negativamente a maioria das aves costeiras, também verificado na Praia do Cassino por Bugoni e Vooren (2005). Hábitats e populações fragmentadas são comuns nas paisagens dominadas pela presença humana. Como resultado, a movimentação dos animais se torna mais difícil e recursos críticos podem ser perdidos ou se tornar inacessíveis. A consequência final é a alteração da estrutura das comunidades, como verificado neste estudo.

Muitas aves interpretam esse período como uma perturbação e nos demais meses retornam às praias, podendo encontrar recursos necessários para cumprir seus ciclos (e.g. aves migratórias). Isto pode demonstrar o quanto é importante a preservação da zona costeira ainda não alterada antropicamente para refúgio das aves costeiras, tanto residentes quanto visitantes, que utilizam a área para descanso, reprodução e forrageio como ainda são encontradas no litoral médio. Além de tornar disponível permitiu identificar a estrutura das comunidades de aves do litoral norte e do litoral médio, assim podendo apontar áreas onde suas ocorrências são potencialmente mais prováveis, onde provavelmente existem em maior densidade e para onde devem ser dirigidos os esforços de conservação.

Sugere-se um estudo mais específico quanto aos efeitos da antropização em áreas urbanas costeiras do Rio Grande do Sul (ex. litoral norte), para indicar os possíveis agentes diretos e indiretos que têm relação com a diminuição da abundância de muitas espécies no local.

BIBLIOGRAFIA

- AB'SÁBER, A. N. 2001. **Litoral do Brasil**. São Paulo: Metalivros. 281 p. : il.
- AZEVEDO JR., S.M., 1992. Anilhamento de aves migratórias na Coroa do Avião, Igarassu, Pernambuco, Brasil. *Cad. Ômega Universidade Federal Rural de Pernambuco, Sér. Ci. Aquát.*, 3: 31-47.
- BELTON, W. 1994. **Aves do Rio Grande do Sul, distribuição e biologia**. São Leopoldo: Editora Unissinos. 584 pp.
- BIBBY, C. J., D. A. HILL, N. D. BURGESS & S. MUSTOE. 2000. **Bird Census Techniques**. 2nd edition. Academic Press, London.
- BUGONI L. & VOOREN C.M. 2005. Distribution and abundance of six tern species in southern Brazil. **Waterbirds**, 28:110–119.
- BURGER, J.; JEITNER, C.; CLARK, K. & NILES, J. L. 2004. The effects of human activities on migrant shorebirds: successful adaptive management. **Environmental Conservation**, 31: 283-288.
- CALLIARI, L. J. 1998. O Ambiente e a Biota do Estuário da Lagoa dos Patos: Características Geológicas. *In*: Seeliger, U.; Odebrecht, C. & Castello, J. P. (eds.) **Os Ecossistemas Costeiro e Marinho do Extremo Sul do Brasil**. Ecoscientia, Rio Grande, Brasil, p. 13-18.
- CBRO - Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos. 2008. **Listas de aves do Brasil**. Available at <http://google/cbro/listabr.htm>.
- COSTA, E.S. & CASTRO, A.G.S. 2007. Falconiformes e Cathartiformes no litoral norte do Rio Grande do Sul, Brasil. **Biodiversidade Pampeana**, 5(1): 20-24.
- CREED, J. C. 2006. **Biologia da Conservação. Essências**. São Carlos, Rima . 588p.

- EFE, M. A.; MOHR, L. V. & BUGONI, L. 2001. **Guia Ilustrado das Aves dos Parques de Porto Alegre**. PROAVES, SMAN, COPESUL, CEMAVE, Porto Alegre, Brasil, 14p.
- FRID, A. & L. M. DILL 2002. Human-caused disturbance stimuli as a form of predation risk. **Conservation Ecology**, 6 (1): 11.
- GIANUCA, N.M., 1983. A preliminary account of the ecology of sandy beaches in southern Brazil. pp. 413-419. *In* McLachlan, A., & T. Erasmus (eds.): **Sandy beaches as ecosystems**. The Hague.
- GILL, J. A. 2007. Approaches to measuring the effects of human disturbance on birds. **Ibis**, 149 (Suppl. 1): 9-14.
- GOSS-CUSTARD, J.D., STILLMAN, R.A., WEST, A.D., CALDOW, R.W.G. & MCGRORTY, S. 2002. Carrying capacity in overwintering migratory birds. **Biol. Conserv.** 105, 27–41.
- GOSS-CUSTARD, J.D., TRIPLET, P., SEUER, F. & WEST, A.D. 2006. Critical thresholds of disturbance by people and raptors in foraging wading birds. **Biol. Conserv.**, 127: 88–97.
- HARRINGTON, B. A.; de TARSO, Z.; ANTAS, P. & SILVA, F. 1986. Northward shorebird migration on the Atlantic coast of southern Brazil. **Vida Silvestre Neotropical**, 1: 45-54.
- HARRINGTON, B.A. 2003. Shorebird management during the non-breeding season - an overview of needs, Opportunities and management concepts. **Wader Study Group Bull.**, 100: 59-66.
- HARRISON, P. 1989. **Seabirds: an identification guide**. Houghton Mifflin, Boston.
- HILL, D.; HOCKIN, D.; PRICE, D.; TUCKER, G.; MORRIS, R.; TREWEEK, & J. 1997. Bird disturbance: improving the quality and utility of disturbance research. **The Journal of Applied Ecology**, 34: 275-288.

- IBGE. **Estimativas de população.** Referência obtida na Internet: <<http://www.ibge.gov.br/>>. (24 de outubro de 2008).
- INTERNATIONAL WADER STUDY GROUP. 2003. Waders are declining worldwide. Conclusions from the 2003 International Wader Study Group Conference, Ca´diz, Spain. **Wader Study Group Bull**, 101(102): 8–12.
- KLEIN, M. L.; HUMPHREY, S. R. & PERCIVAL, H. F. 1995. Effects of ecotourism on distribution of waterbirds in a wildlife refuge. **Conservation Biology**, 9 (6): 1454-1465.
- MÄDER, A. Litoral Norte do Rio Grande do Sul in **Conservação de Aves Neárticas no Brasil**. Conservação Internacional – Brasil, CEMAVE e Sociedade Fritz Muller de Ciências Naturais (no prelo).
- MÄDER, A., M. V. PETRY & M. A. EFE. Litoral Médio do Rio Grande do Sul in **Conservação de Aves Neárticas no Brasil**. Conservação Internacional – Brasil, CEMAVE e Sociedade Fritz Muller de Ciências Naturais (no prelo).
- MORRISON, I. G., & ROSS, R. K. 1989. Atlas of Nearctic shorebirds on the coast of South America. Volume 2. Special publication. **Canadian Wildlife Service**, Ottawa.
- MORRISON, R.I.G., GILL, R.E.,JR., HARRINGTON, B.A., SKAGEN, S. & PAGE, G.W. 2000. Population estimates of Nearctic shorebirds. **Waterbirds** 23: 337-352.
- NAROSKY, T. & YZURIETA, D. 1989. **Guía para la identificación de las aves de Argentina y Uruguay**. 4 ed. Buenos Aires: Vazquez Mazzini Ed. 345p.
- ODUM, E., SCOTT, G. & ODUM, H.. 1979. **Energy and environment in New Zealand Report to the Joint Centre for Environmental Science**, University of Canterbury.
- PFISTER, C., HARRINGTON, B. A. & LAVINE, M. 1992. The impact of human disturbance on shorebirds at a migrationstaging area. **Biol. Conserv.**, 60: 115-26.
- RAMBO, S.J. 1994. **A Fisionomia do Rio Grande do Sul**. UNISINOS, São Leopoldo.

- VOOREN, C.M. & CHIARADIA, A. 1990. Seasonal abundance and behaviour of coastal birds on Cassino Beach, Brazil. **Ornitologia Neotropical**, 1: 9-24.
- VOOREN, C. M. & BRUSQUE, L. F. 1999. **As aves do Ambiente Costeiro do Brasil: Biodiversidade e Conservação.** Disponível em <<http://www.bdt.org.br/workshop/costa/aves>>. Acesso em 20 de julho de 2004.
- WEBER, T.P., HOUSTON, A.I. & ENS, B.J. (1999) Consequences of habitat loss at migratory stopover sites: a theoretical investigation. **J. Avian Biology**, 30: 416-426.
- WEST, A.D.; GOSS-CUSTARD, J.D.; STILLMAN, R.A.; CALDOW, R.W.G.; DURELL, S.E.A. LE V.DIT & MCGRORTY, S. (2002) Predicting the impacts of disturbance on shorebird mortality using a behaviour-based model. **Biological Conservation**, 106: 319–328.
- YASUÉ, M. 2006. Environmental factors and spatial scale influence shorebirds' responses to human disturbance. **Biol. Conserv.**, 128: 47–54.

TABELAS

Tabela I. Diferença entre as médias de abundância de aves conforme o status migratório, grupo taxonômico e em nível de espécie ocorrentes nas praias do Rio Grande do Sul. (gl = 14 para teste paramétrico *t* e gl =1 para o teste não-paramétrico U). *Significativo para $p < 0,05$.

Spp.	Valor	<i>p</i>
Residentes	t = 3,71	0,002*
Migrantes neárticos	t = 3,44	<0,004*
Charadrii	t = 0,58	0,56
Scolopaci	t = 2,82	<0,014*
Lari	t = 4,01	<0,001*
Passeriformes	t = - 4,78	<0,001*
<i>C. alba</i>	t = 2,35	0,034*
<i>C. canutus</i>	U = 60	0,003*
<i>C. fuscicollis</i>	t = 0,99	0,33
<i>C. collaris</i>	t = 2,20	0,045
<i>C. maculipennis</i>	U = 64	0,001*
<i>C. semipalmatus</i>	U = 36	0,6
<i>E. thula</i>	t = - 4,58	<0,001*
<i>H. melanurus</i>	t = 0,71	0,48
<i>H. palliatus</i>	t = 2,22	0,041*
<i>L. dominicanus</i>	t = 3,06	0,008*
<i>M. chimango</i>	t = - 4,94	<0,001*
<i>P. brasiliensis</i>	t = 4,97	0,001*
<i>Pluvialis sp</i>	t = 2,54	0,023
<i>R. niger</i>	U = 45,5	0,15
<i>S. hirundinacea</i>	U = 64	0,001*
<i>S. hirundo</i>	t = 1,49	<0,07
<i>S. superciliares</i>	U = 46,5	0,12
<i>S. trudeaui</i>	t = 3,64	0,003*
<i>Tringa sp.</i>	t = 0,47	0,64
<i>T. sandvicensis</i>	t = 0,43	0,67
<i>T. subruficollis</i>	U = 32,5	0,93
<i>V. chilensis</i>	t = - 4,57	0,001*

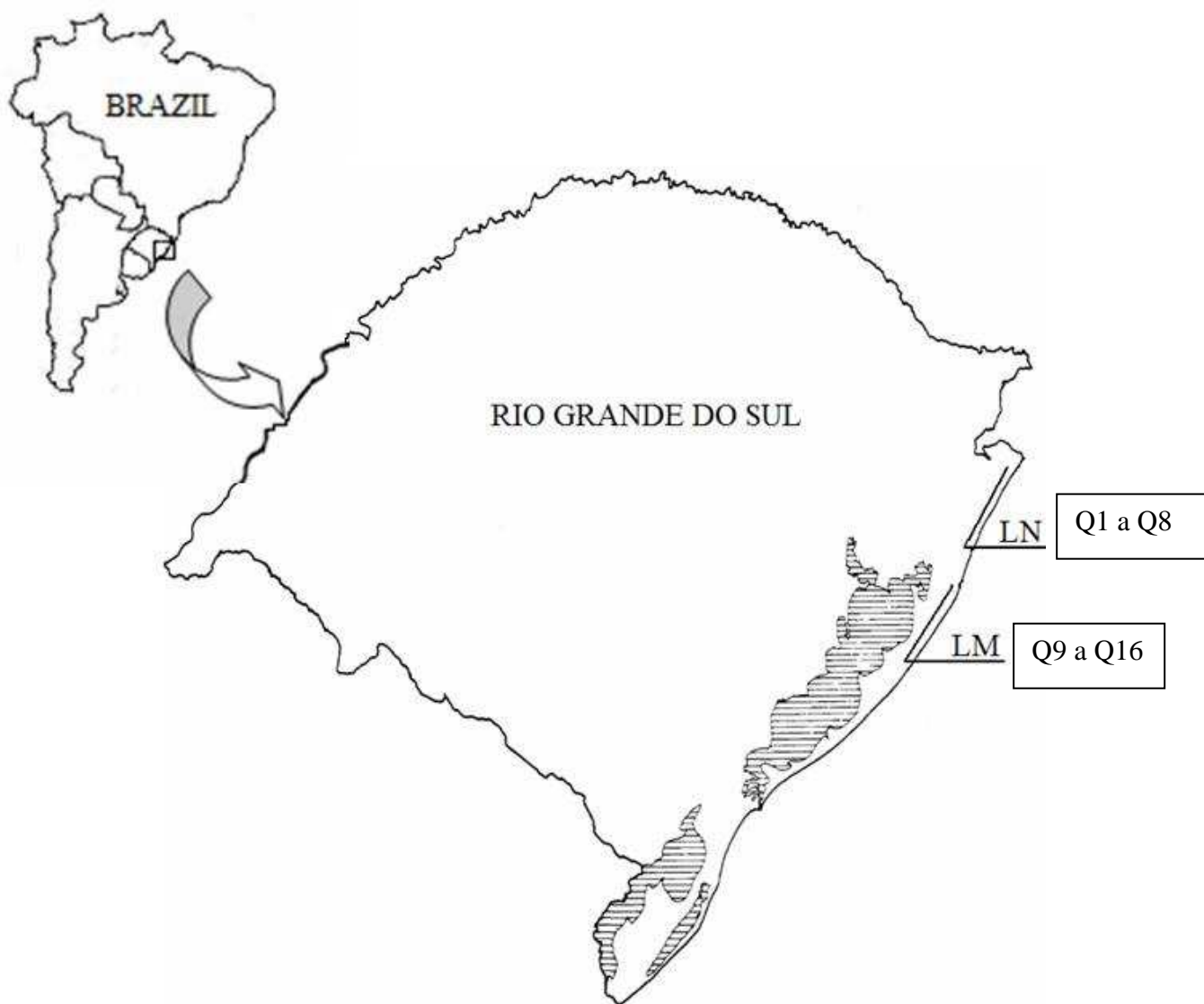


Figura 1. Área de estudo: LN - área urbanizada e LM - área preservada.

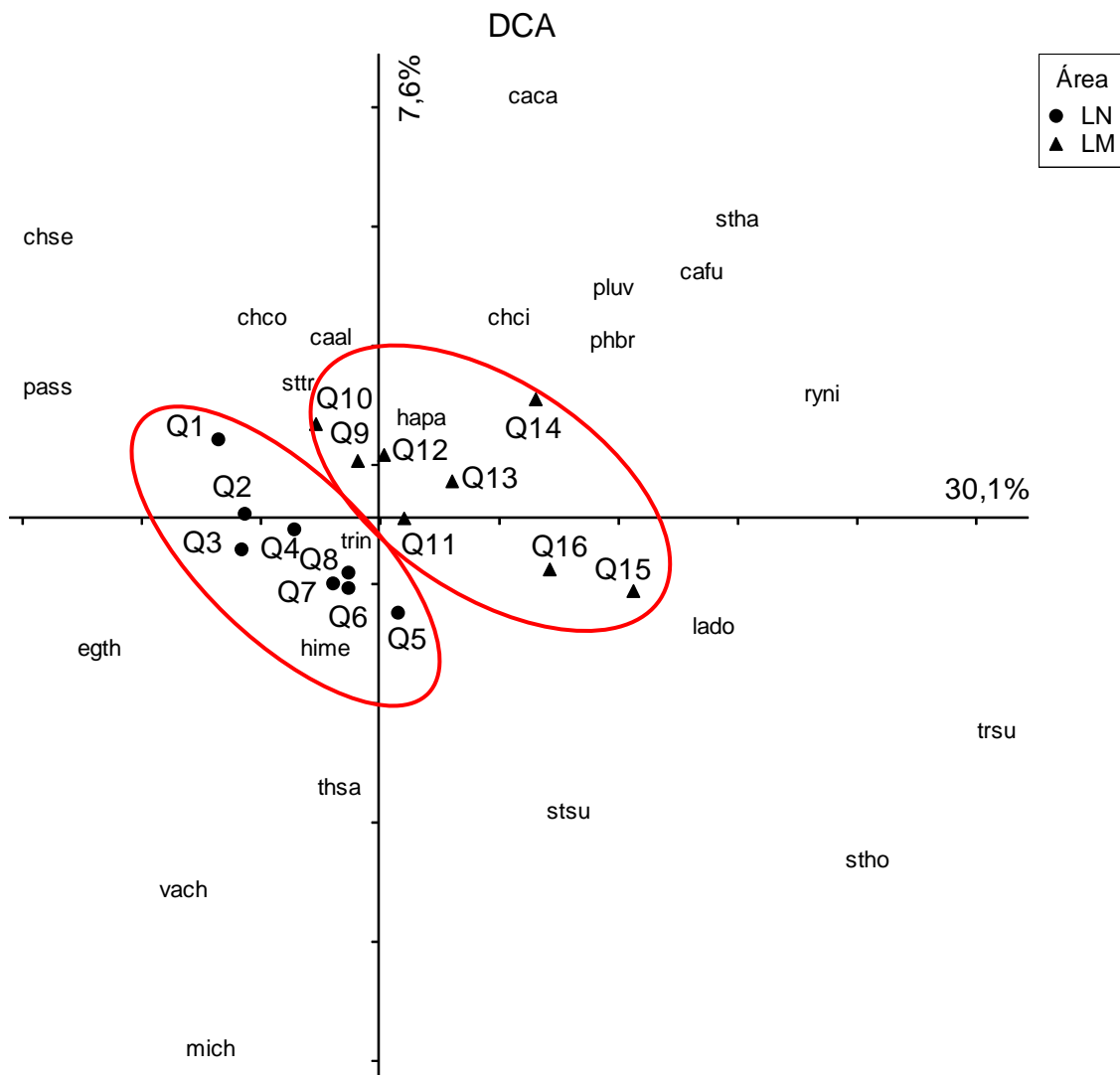


Figura 2. Agrupamento das espécies de aves nas áreas monitoradas ao longo dos quadrantes de 10 km (Q) do litoral norte (LN – urbanizado - Q1 a Q8) e litoral médio (LM – não urbanizado – Q9 a Q16) do Rio Grande do Sul nos anos de 2006 e 2007. Ver as abreviações das espécies no ANEXO II. Os eixos somados explicam 37,7% da distribuição de espécies.

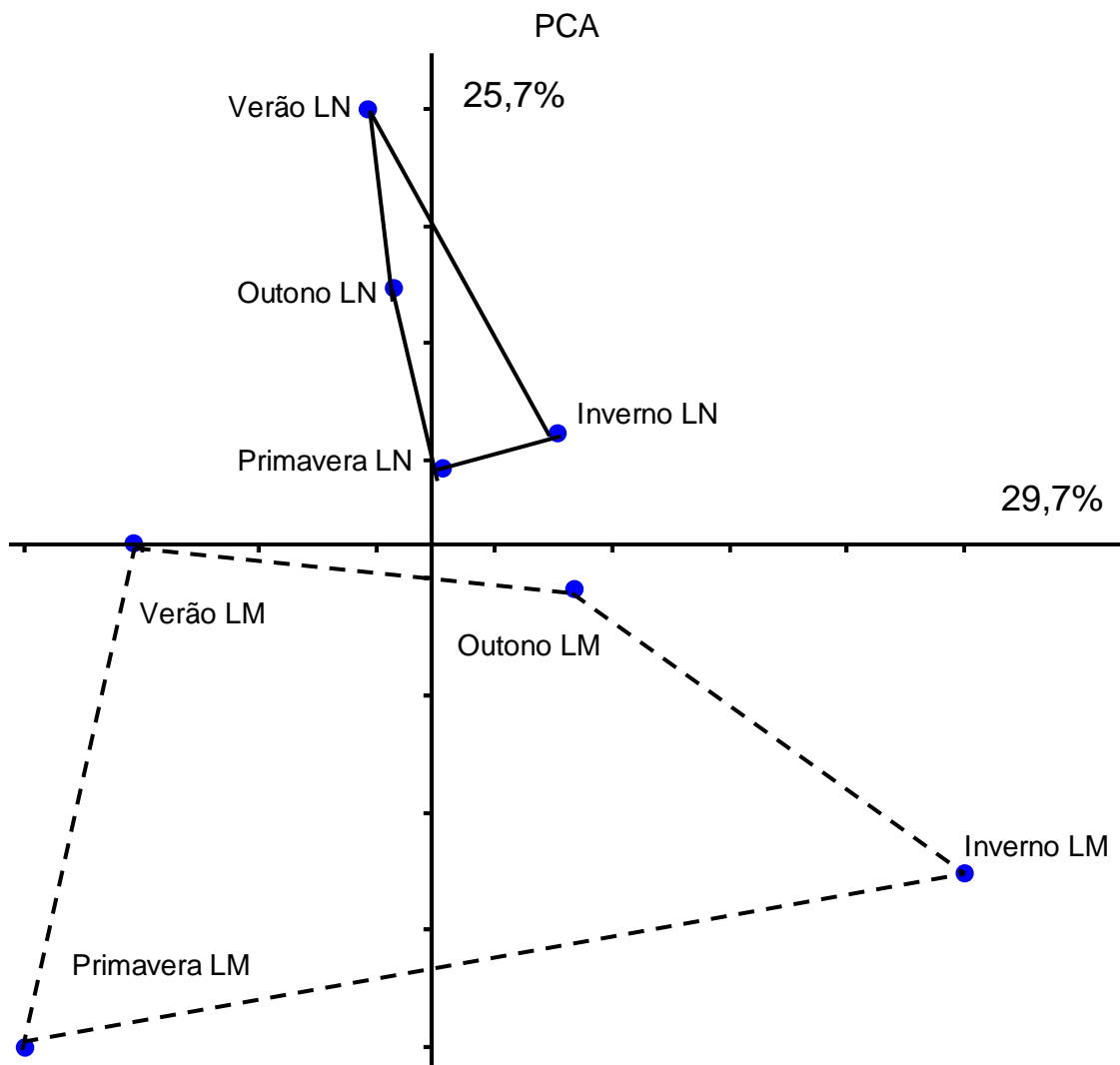


Figura 3. Ordenação da composição de aves nas quatro estações (círculos) no LN (litoral norte – linha contínua) e no LM (litoral médio – linha tracejada) na região costeira do Rio Grande do Sul. As variáveis foram log+1-transformadas das abundâncias de 33 espécies de aves. Os eixos explicam 55,4% da distribuição das espécies.

ANEXO I. Lista de espécies encontradas na faixa de praia do Rio Grande do Sul (LN = litoral norte e LM = litoral médio) entre 2006 e 2007. Status migratório: R residente, VS visitante proveniente do sul, VN visitante proveniente do norte e VA vagante. Nomenclatura e status seguem CBRO, 2008.

Espécie	Nome comum	Nome inglês	Status	LN	LM
Anhimidae Stejneger, 1885					
<i>Chauna torquata</i> (Oken, 1816)	tachã	Southern Screamer	R		X
Anatidae Leach, 1820					
<i>Amazonetta brasiliensis</i> (Gmelin, 1789)	pé-vermelho	Brazilian Teal	R		X
Podicipedidae Bonaparte, 1831					
<i>Podiceps major</i>	mergulhão-grande	Great Grebe		X	X
<i>Podilymbus podiceps</i> (Linnaeus, 1758)	mergulhão-caçador	Pied-billed Grebe	R	X	
Fregatidae Degland & Gerbe, 1867					
<i>Fregata magnificens</i> (Mathews, 1914)	tesourão	Magnificent Frigatebird	R	X	
PROCELLARIIDAE Leach, 1820					
<i>Macronectes giganteus</i> (Gmelin, 1789)	petrel-gigante	Southern Giant-Petrel	VS		X
Phalacrocoracidae Reichenbach, 1849					
<i>Phalacrocorax brasilianus</i> (Gmelin, 1789)	biguá	Neotropic Cormorant	R	X	X
Ardeidae Leach, 1820					
<i>Nycticorax nycticorax</i> (Linnaeus, 1758)	savacu	Black-crowned Night-Heron	R	X	X
<i>Ardea cocoi</i> (Linnaeus, 1766)	garça-moura	Cocoi Heron	R	X	X
<i>Ardea alba</i> (Linnaeus, 1758)	garça-branca-grande	Great Egret	R	X	X
<i>Egretta thula</i> (Molina, 1782)	garça-branca-pequena	Snowy Egret	R	X	X
Threskiornithidae Poche, 1904					
<i>Phimosus infuscatus</i> (Lichtenstein, 1823)	tapicuru-de-cara-pelada	Bare-faced Ibis	R		X
<i>Plegadis chihi</i> (Vieillot, 1817)	caraúna-de-cara-branca	White-faced Ibis	R		X
Phoenicopteridae Bonaparte, 1831					
<i>Phoenicopterus chilensis</i> (Molina, 1782)	flamingo-chileno	Chilean Flamingo	VS		X
Cathartidae Lafresnaye, 1839					
<i>Coragyps atratus</i> (Bechstein, 1793)	urubu-de-cabeça-preta	Black Vulture	R	X	X
<i>Cathartes aura</i> (Linnaeus, 1758)	urubu-de-cabeça-vermelha	Turkey Vulture	R	X	X
Falconidae Leach, 1820					
<i>Caracara plancus</i> (Miller, 1777)	caracará	Southern Caracara	R	X	X
<i>Milvago chimachima</i> (Vieillot, 1816)	carrapateiro	Yellow-headed Caracara	R	X	X
<i>Milvago chimango</i> (Vieillot, 1816)	chimango	Chimango Caracara	R	X	X
<i>Falco sparverius</i> (Linnaeus, 1758)	quiriquiri	American Kestrel	R	X	X
Aramidae Bonaparte, 1852					
<i>Aramus guarauna</i> (Linnaeus, 1766)	carão	Limpkin	R		X
Charadriidae Leach, 1820					
<i>Vanellus chilensis</i> (Molina, 1782)	quero-quero	Southern Lapwing	R	X	X
<i>Pluvialis dominica</i> (Statius Muller, 1776)	batuiraçu	American Golden-Plover	VN	X	X
<i>Pluvialis squatarola</i> (Linnaeus, 1758)	batuiraçu-de-axila-preta	Black-bellied Plover	VN	X	X
<i>Charadrius semipalmatus</i> (Bonaparte, 1825)	batuira-de-bando	Semipalmated Plover	VN	X	X
<i>Charadrius collaris</i> (Vieillot, 1818)	batuira-de-coleira	Collared Plover	R	X	X
<i>Charadrius falklandicus</i> (Latham, 1790)	batuira-de-coleira-dupla	Two-banded Plover	VS	X	X
<i>Charadrius modestus</i> (Lichtenstein, 1823)	batuira-de-peito-tijolo	Rufous-chested Dotterel	VS	X	X
Haematopodidae Bonaparte, 1838					
<i>Haematopus palliatus</i> (Temminck, 1820)	piru-piru	American Oystercatcher	R	X	X
Recurvirostridae Bonaparte, 1831					
<i>Himantopus melanurus</i> (Vieillot, 1817)	pernilongo-de-costas-brancas	White-backed Stilt	R	X	X
Scolopacidae Rafinesque, 1815					
<i>Tringa solitaria</i> (Wilson, 1813)	maçarico-solitário	Solitary Sandpiper	VN	X	X

Espécie	Nome comum	Nome comum / inglês	Status	LN	LM
<i>Tringa flavipes</i> (Gmelin, 1789)	maçarico-de-perna-amarela	Lesser Yellowlegs	VN	X	X
<i>Tringa melanoleuca</i> (Gmelin, 1789)	maçarico-grande-de-perna-amarela	Greater Yellowlegs	VN	X	X
<i>Tringa sp.</i>				X	X
<i>Arenaria interpres</i> (Linnaeus, 1758)	vira-pedras	Ruddy Turnstone	VN	X	X
<i>Calidris canutus</i> (Linnaeus, 1758)	maçarico-de-papo-vermelho	Red Knot	VN	X	X
<i>Calidris alba</i> (Pallas, 1764)	maçarico-branco	Sanderling	VN	X	X
<i>Calidris melanotos</i> (Vieillot, 1819)	maçarico-de-colete	Pectoral Sandpiper	VN	X	X
<i>Calidris fuscicollis</i> (Vieillot, 1819)	maçarico-de-sobre-branco	White-rumped Sandpiper	VN	X	X
<i>Tryngites subruficollis</i> (Vieillot, 1819)	maçarico-acanelado	Buff-breasted Sandpiper	VN	X	X
Laridae Rafinesque, 1815					
<i>Larus dominicanus</i> (Lichtenstein, 1823)	gaivotão	Kelp Gull	R	X	X
<i>Chroicocephalus maculipennis</i>	gaivota-maria-velha	Brown-hooded Gull	R	X	X
Sternidae Vigors, 1825					
<i>Sternula superciliaris</i> (Vieillot, 1819)	trinta-réis-anão	Yellow-billed Tern	R	X	X
<i>Phaetusa simplex</i> (Gmelin, 1789)	trinta-réis-grande	Large-billed Tern	R	X	X
<i>Gelochelidon nilotica</i> (Gmelin, 1789)	trinta-réis-de-bico-preto	Gull-billed Tern	R	X	X
<i>Sterna hirundo</i> Linnaeus, 1758	trinta-réis-boreal	Common Tern	VN	X	X
<i>Sterna hirundinacea</i> (Lesson, 1831)	trinta-réis-de-bico-vermelho	South American Tern	R	X	X
<i>Sterna trudeaui</i> (Audubon, 1838)	trinta-réis-de-coroa-branca	Snowy-crowned Tern	R	X	X
<i>Thalasseus sandvicensis</i> (Latham, 1787)	trinta-réis-de-bando	Sandwich Tern	R	X	X
<i>Thalasseus maximus</i> (Boddaert, 1783)	trinta-réis-real	Royal Tern	R	X	X
Rynchopidae Bonaparte, 1838					
<i>Rynchops niger</i> (Linnaeus, 1758)	talha-mar	Black Skimmer	R	X	X
Strigidae Leach, 1820					
<i>Athene cunicularia</i> (Molina, 1782)	coruja-buraqueira	Burrowing Owl	R	X	X
Cuculidae Leach, 1820					
<i>Guira guira</i> (Gmelin, 1788)	anu-branco	Guira Cuckoo	R	X	X
Columbidae Leach, 1820					
<i>Columba livia</i> (Gmelin, 1789)	pombo-doméstico	Rock Dove	R	X	X
Tyrannidae Vigors, 1825					
<i>Xolmis irupero</i> (Vieillot, 1823)	noivinha	White Monjita	R	X	X
<i>Tyrannus melancholicus</i> (Vieillot, 1819)	suiriri	Tropical Kingbird	R	X	X
<i>Tyrannus savanna</i> (Vieillot, 1808)	tesourinha	Fork-tailed Flycatcher	R	X	X
<i>Pitangus sulphuratus</i> (Linnaeus, 1766)	bem-te-vi	Great Kiskadee	R	X	X
Hirundinidae Rafinesque, 1815					
<i>Tachycineta leucorhoa</i> (Vieillot, 1817)	andorinha-de-testa-branca	White-rumped Swallow	R	X	X
<i>Progne tapera</i> (Vieillot, 1817)	andorinha-do-campo	Brown-chested Martin	R	X	X
<i>Progne chalybea</i> (Gmelin, 1789)	andorinha-doméstica-grande	Grey-breasted Martin		X	X
<i>Hirundo rustica</i> (Linnaeus, 1758)	andorinha-de-bando	Barn swallow	VN	X	X
Motacillidae Horsfield, 1821					
<i>Anthus sp.</i>	caminheiro	Pipit	R	X	X
Troglodytidae Swainson, 1831					
<i>Troglodytes musculus</i> Naumann, 1823	corruíra	Southern House-Wren	R	X	
Furnariidae Gray, 1840					
<i>Furnarius rufus</i> (Gmelin, 1788)	joão-de-barro	Rufous Hornero	R	X	X
<i>Geocitta cunicularia</i> (Vieillot, 1816)	curriqueiro	Comum Miner	R	X	X
Passeridae Rafinesque, 1815					
<i>Passer domesticus</i> (Linnaeus, 1758)	pardal	House Sparrow	R	X	X
Alcedinidae Rafinesque, 1815					
<i>Chloroceryle amazona</i> (Latham, 1790)	martim-pescador-verde	Amazon Kingfisher	R		X

ANEXO II. Tabela de abreviações das espécies de aves incluídas nas análises estatísticas.

Abrev.	spp.
CALB	<i>Calidris alba</i>
CCAN	<i>Calidris canutus</i>
CFUS	<i>Calidris fuscicollis</i>
CCOL	<i>Charadrius collaris</i>
CMOD	<i>Charadrius modestus</i>
CSEM	<i>Charadrius semipalmatus</i>
ETHU	<i>Egretta thula</i>
HPAL	<i>Haematopus palliatus</i>
HMEL	<i>Himantopus melanurus</i>
HIRU	<i>Hirundinidae</i>
LDOM	<i>Larus dominicanus</i>
LMAC	<i>Chroicocephalus macullipennis</i>
MCHI	<i>Milvago chimango</i>
PDOS	<i>Passer domesticus</i>
PBRA	<i>Phalacrocorax brasilianus</i>
PSUL	<i>Pitangus sulphuratus</i>
PDOM	<i>Pluvialis dominica</i>
PSQU	<i>Pluvialis squatarola</i>
RNIG	<i>Rynchops niger</i>
SHIA	<i>Sterna hirundinacea</i>
SHIO	<i>Sterna hirundo</i>
SSUP	<i>Sternula superciliares</i>
STRU	<i>Sterna trudeaui</i>
TMAX	<i>Thalasseus maximus</i>
TSAN	<i>Thalasseus sandvicensis</i>
TSUB	<i>Tryngites subruficollis</i>
TRIN	<i>Tringa spp.</i>
VCHI	<i>Vanellus chilensis</i>

RESPOSTA DA AVIFAUNA ÀS MUDANÇAS NA CONFIGURAÇÃO DA PAISAGEM E A ANTROPIZAÇÃO SAZONAL DA ZONA COSTEIRA

Aurélea Mäder e Demétrio Luis Guadagnin

RESUMO - Inúmeros fatores podem afetar diretamente a abundância de aves ao longo das praias, como o número de veículos, pessoas e animais que podem ser interpretados como possíveis predadores, ou indiretamente sobre os recursos que se tornam menos disponíveis devido aos níveis de antropização do ambiente. Neste estudo investigamos a hipótese de que a composição, riqueza e abundância de aves e dos seus recursos alimentares nas praias são influenciadas (1) pela estrutura da paisagem e por (2) perturbações sazonais antrópicas através de monitoramentos de aves e perturbações nas praias da costa norte do Rio Grande do Sul. Nossos resultados demonstram que áreas costeiras urbanizadas diferem na composição de aves e apresentam menor abundância de aves residentes e migratórias durante dezembro, janeiro, fevereiro e maio. Essa diferença se deve a menor disponibilidade de habitats e de alimentos durante os eventos de perturbações antrópicas sazonais, que afetam o fluxo de espécies que se concentram em manchas mais preservadas - com maior superfície de dunas e praias – ou deslocam-se para áreas adjacentes não urbanizadas, havendo uma reestruturação da comunidade.

SHOREBIRDS RESPONSE TO CHANGES IN LANDSCAPE CONFIGURATION AND SEASONAL COASTAL ZONE ANTHROPIZATION

Aurélea Mäder e Demétrio Luis Guadagnin

ABSTRACT - Several factors can directly affect the abundance of birds along the beaches, as the number of vehicles, people and animals that can be interpreted as potential predators, or indirectly on the resources become less available due to levels of human disturbance of the environment. We investigated the hypothesis that the composition, richness and abundance of birds and their food resources on the beaches are influenced by (1) landscape structure and (2) seasonal anthropogenic disturbances by monitoring and disturbance of birds on the beaches of the coast northern Rio Grande do Sul. Our results demonstrate that coastal urban areas differ in the composition of birds and had a lower abundance of resident and migratory birds during December, January, February and May. This difference is due to reduced availability of habitat and food during the events of seasonal human disturbance, which affect the flow of species that concentrate in patches of preserved - with more surface area of dunes and beaches - or move to adjacent areas not urbanized, with a restructuring of the community.

INTRODUÇÃO

O sul do Brasil recebe durante os meses de temperaturas mais altas (dezembro a fevereiro) um grande número de pessoas e veículos nas praias. Este período coincide com a chegada de muitas espécies de aves migrantes e com a reprodução das residentes. À medida que o uso das praias aumenta as aves encontram crescentes dificuldades em se alimentar, descansar e reproduzir sem serem perturbadas (Burger e Gochfeld 1991).

Inúmeros fatores podem afetar diretamente a abundância de aves ao longo das praias, como o número de veículos, pessoas e animais que podem ser interpretados como possíveis predadores (Frid e Dill 2002); ou indiretamente sobre os recursos que se tornam menos disponíveis devido aos níveis de antropização do ambiente (Yasué 2005, 2006, Jing et al. 2007). A restrição ao acesso de recursos pode ocorrer pelo fato destes animais evitarem áreas com a presença humana ou pela diminuição na disponibilidade de presas causadas pelo antropização (Gill 2007). Além da perturbação, o fator mais importante influenciando a distribuição das aves aquáticas é sua fonte de alimento (Goss-Custard 1970, Goss-Custard et al. 2002) e para algumas espécies, os alimentos mais importantes encontram-se nos sedimentos da zona entre-marés (Gianuca 1983).

A estrutura da paisagem na faixa de praia afeta a seleção de hábitat das aves, influenciando em sua composição. Aves são capazes de perceber o hábitat em escala de paisagem, dada sua capacidade de vôo. Faltam estudos investigarem estes efeitos em amplas escalas. A paisagem fragmentada induz uma série de modificações, correlacionadas entre si, no contexto espacial dos remanescentes (Wiens 1995). Como resultado, a movimentação dos animais se torna mais difícil e recursos críticos podem ser perdidos ou se tornar inacessíveis. A consequência final é a diminuição da riqueza e na abundância de espécies e a alteração da estrutura das comunidades. Informações sobre a tolerância de diferentes espécies de aves aquáticas à urbanização da paisagem

pode ser particularmente útil para avaliar o impacto ambiental de futuras construções (Hockin et al. 1992).

Para adotar medidas em prol da conservação de aves, são necessárias informações sobre os fatores que podem afetar a disponibilidade de áreas importantes que dão suporte à migração das aves e que fornecem recursos apropriados à reprodução das residentes. É de extrema importância identificar com precisão os casos em que a presença humana provoca distúrbios e quantificar estes efeitos (Gill 2007). Neste estudo investigamos a hipótese de que a composição, riqueza e abundância de aves e dos seus recursos alimentares nas praias são influenciadas (1) pela estrutura da paisagem e por (2) perturbações sazonais antrópicas.

METODOLOGIA

Área de estudo

O litoral do Rio Grande do Sul é geograficamente dividido em litoral norte, médio e sul. Neste estudo utilizamos o litoral norte, local mais antropizado, com 50 habitantes km^{-2} (PNMA, 1995), que devido à existência dos melhores acessos possuem os balneários mais procurados, aumentando consideravelmente o número de pessoas durante o verão podendo causar distúrbios às aves costeiras (Mäder, no prelo). Nesta região, além do turismo intenso (tráfego de veranistas, pescadores, carros e animais domésticos), também há um terminal marítimo de petróleo e atividades como agricultura e pesca presentes.

The global 200, relatório preparado pela WWF seleciona o litoral norte do Rio Grande do Sul a ter uma atenção especial. Em nível estadual, destaca-se pelo significativo crescimento demográfico e pela transformação de sua paisagem natural devido, entre outros fatores, ao processo de urbanização (Strohaecker e Toldo Jr., 2006).

Delineamento

O litoral do Rio Grande do Sul foi monitorado de Tramandaí até o Rio Mampituba em Torres (Figura 1), duas vezes a cada estação do ano, entre agosto de 2008 a julho de 2009.

A costa foi dividida em 8 quadrantes (Q), cada um com 10 km, começando na praia de Tramandaí e terminando na praia de Torres, num transecto de 80 km. O censo foi feito de carro com velocidade média de 25 km / h. A direção do monitoramento foi alternada (iniciando em Q1 e Q8 intercaladamente), afim de excluir erros relacionados à hora do dia, pois alguns horários podem ser mais propensos à obtenção das variáveis.

Coleta de Invertebrados no Sedimento e Análise em Laboratório

As coletas foram realizadas entre agosto de 2008 e junho de 2009, em dois tipos de habitats: zona de varrido (ZV) sem a presença de fluxos de água continentais; e na zona de varrido com a presença de fluxos de água vindos do continente (FD). Ambos, presentes na zona entre-marés são locais mais importantes para a alimentação das aves limícolas. Para cada quadrante (Q), foram retiradas três réplicas em cada habitat por mês, totalizando 192 réplicas. Os pontos de coleta foram escolhidos por aleatorização utilizando o programa estatístico BIOSTAT 2.0.

Foi utilizado um recipiente com altura de 10 cm e diâmetro de 10 cm para a retirada do sedimento da praia. Os sedimentos coletados foram condicionados em recipientes plásticos devidamente etiquetados com formol 4%. O material coletado foi conduzido para análises no Laboratório de Ecologia e Manejo de Vida Silvestre (LEMA) da Universidade do Vale do Rio dos Sinos (UNISINOS) de São Leopoldo, RS, onde obtivemos a abundância média de invertebrados para cada quadrante. Utilizando peneiras sobrepostas de 1,00 mm e 0,50 mm de abertura de malha, os invertebrados foram retirados com auxílio de pinças ou manualmente. Em seguida foram armazenados em recipientes de vidro etiquetados com formol 4%, a fim de montar uma coleção de

referência. Para identificação e contagem dos indivíduos foi utilizada uma lupa, a exemplo, cerdas e mandíbulas de poliquetas.

Censo da avifauna costeira

O censo da avifauna foi realizado no mesmo período de coleta dos macroinvertebrados. Foi utilizado o método de contagem direta (Bibby et al. 2000) dos indivíduos nos 8 quadrantes de coleta. A identificação de todas as aves que estavam utilizando a praia desde a zona de varrido até a base de dunas frontais foi feita com a utilização de binóculo 10 X 50 mm e 10 X 60 mm por dois observadores e guias de identificação de aves (Harrinson, 1989, Belton 1994 e Narosky e Zurieta 2006). A nomenclatura segue CBRO (2008).

Variáveis da Paisagem

Através de imagens de satélite, foram obtidas variáveis métricas de urbanização e configuração da paisagem. As imagens obtidas foram exportadas para o programa FRAGSTATS 3.3 para calcular a riqueza dos quadrantes (Q).

Métricas da estrutura da paisagem foram retiradas de uma imagem LandSatTM 7 classificada no programa ENVI 4.4. Mapas cartográficos vetoriais, corpos d'água, vegetação e relevo em formato ARCGIS 9.2, coordenadas de GPS (erro estimado em 15m) foram utilizadas para auxiliar no processo de confirmação e ajuste da classificação. Foram calculados a partir dos 8 quadrantes (Q), a extensão de área urbana (EXTURB m), superfície de área urbana (SUPURB km²) e superfície de dunas e praias (SUPDP km²). Com os pesos atribuídos, esta métrica permite avaliar a permeabilidade das áreas urbanas em relação à matriz faixa de praias.

Variáveis de perturbação

Foi registrado ao longo dos 80 km de percurso o número de pessoas, cachorros e veículos na praia. Estas variáveis foram somadas e chamada de “perturbação”. Também foi registrado o número de redes de pesca e sangradouros ao longo das praias. Os registros foram associados às respectivas quilometragens obtidas no veículo.

Aplicações Estatísticas

Foram obtidas a média, Coeficiente de variação (CV), mínimo, máximo de cada variável dependente e explanatória (estatística descritiva). Para verificar se houve variação na disponibilidade de invertebrados, nas perturbações antrópicas, na riqueza e na abundância de aves entre as estações do ano utilizamos o teste ANOVA (Análise de variância). Para testar a influência das variáveis de configuração da paisagem, de perturbações antrópicas e de disponibilidade de recursos sobre a abundância e riqueza de aves nas praias foi utilizado o teste estatístico GLM (Modelo geral linearizado) respectivamente, tendo os quadrantes (Q) como unidade amostral.

Através da soma da abundância de aves para cada estação do ano foi elaborada uma matriz de composição por estação do ano a fim de testar separadamente a relação com as variáveis de paisagem e perturbações antrópicas. Para isso foi utilizado o CCA (Análise de Correspondência Canônica), utilizando os quadrantes (Q) como unidade amostral.

Para avaliar o efeito direto das perturbações (pessoas + veículos + cachorros) sobre a abundância e riqueza de aves, foram realizadas análises de regressão linear de Pearson (r^2) para cada censo realizado, utilizando como unidade amostral 1km de praia, num total de 80 km, ($gl = 1; 77$), os dados seguiram distribuição normal quando log-transformados. Ao final somaram-se as variáveis dos meses mais afetados pela antropização e relacionou-se com a abundância de aves. Para este teste utilizou-se o

teste não paramétrico Correlação de Spearman (r_s), pois os dados não apresentaram normalidade.

Para as análises estatísticas foram utilizados os programas BIOSTAT 2.0, SYSTAT 11 e PCORD 4. Para as análises multivariadas, foram retiradas as espécies de aves com registro inferior a 100 indivíduos.

RESULTADOS

Durante verão, as médias de abundância de aves, invertebrados e perturbações aumentam ao longo as praias, mas os coeficientes de variação da abundância de aves ($CV = 1636$) e das perturbações ($CV = 1036$) são altos (Tabela I). O número de invertebrados e perturbações encontrados nas praias do litoral norte diferiu entre as estações do ano ($r^2 = 0,9$; $p < 0,001$ e $r^2 = 0,35$; $p = 0,007$, respectivamente), com aumento no verão e na primavera.

Através da CCA pudemos observar que durante o inverno as espécies distribuem-se ao longo da área de estudo sem apresentam alguma forte causa (eixo 1 + eixo 2 = 54,3% da ordenação das espécies) (Figura 2). Na primavera encontramos grande quantidade de espécies nas áreas com maior superfície urbana e maior extensão urbana; os eixos 1 e 2 corresponderam a 56,4% da ordenação de espécies (Figura 3). Já no verão, encontramos as maiores densidades de aves próximas às áreas menos urbanizadas; com maior superfície de dunas e praias e menor perturbações antrópicas (eixo 1 + eixo 2 = 83,6%) (Figura 4). No outono diversas espécies (em destaque as migratórias neárticas) voltam a ocupar as áreas com superfície urbanizada e com maior quantidade de sangradouros, havendo uma diminuição no número de espécies afetadas por perturbações. Os eixos 1 e 2 explicaram 75,3% da ordenação (Figura 5).

Foram identificados 10 morfotipos de invertebrados coletados no sedimento: Mollusca (3); Polychaeta (4); Crustacea (2) e Diptera (1). A abundância de

invertebrados diferiu entre os habitats (zona de varrido e fluxo d'água) ($t = 10,54$; $gl = 46$; $p < 0,001$), havendo maior disponibilidade em locais sem fluxos d'água. As variáveis de configuração da paisagem não influenciaram a abundância de invertebrados bentônicos no sedimento, mas houve um aumento de poliquetas com a diminuição do número de pessoas, sangradouros e veículos ($r^2 = 0,12$; $p = 0,047$) e de anfípodos com a diminuição do número de pessoas e veículos ($r^2 = 0,06$; $p = 0,036$) (Tabela II).

A análise de GLM demonstrou que na primavera e no outono as perturbações nas praias é o principal fator influenciando ($r^2 = 0,52$; $p = 0,043$ / $r^2 = 0,67$; $p = 0,023$). Já a riqueza no outono, teve influência da interação entre as variáveis de abundância de invertebrados, perturbações e número de redes de pesca ($r^2 = 0,39$; $p < 0,001$). Durante o verão, a interação entre o aumento da superfície de dunas e praias e a diminuição das perturbações explicou a abundância de aves. Não houve relações significativas no inverno e na primavera com riqueza e abundância de aves (Tabela III).

Durante o inverno, o piru-piru (*H. palliatus*) foi mais abundante em locais com menor superfície urbana e perturbações e maior quantidade de sangradouros ($p = 0,29$); o gaivotão (*L. dominicanus*) ocorreu em maior número nas áreas com maior abundância de sangradouros (0,034); e o gavião-chimango (*M. chimango*) preferiu áreas com mais superfície urbana e perturbações. Na primavera, evitaram as perturbações o trinta-réis-ártico (*S. hirundo*) ($p = 0,02$), o trinta-réis-de-bico-vermelho (*S. hirundinacea*) ($p = 0,032$), o biguá (*P. brasilianus*) ($p = 0,001$) e o maçarico-de-sobre-branco (*C. fuscicollis*); este último também evitou locais com muitas redes de pesca e ocorreu em maior abundância nas áreas com maior superfície de dunas e praias e sangradouros ($p = 0,013$). Já a garça-branca-pequena (*E. thula*) preferiu áreas sem grandes extensões de dunas e praias com grande quantidade de sangradouros e redes de pesca ($p = 0,20$). Nos meses de veraneio, o gavião-chimango (*M. chimango*) e a garça-branca-pequena (*E. thula*) ocorreram nas áreas com maior superfície urbana ($p = 0,001$; $p = 0,013$, respectivamente) e os migrantes neárticos maçarico-branco (*C. alba*) e maçarico-do-

papo-vermelho (*C. canutus*) evitam áreas perturbadas ($p = 0,001$; $p = 0,003$, respectivamente). No outono, o gavião-chimango (*M. chimango*), além de ocupar áreas com maior superfície urbana, voltou a ocupar áreas com maior extensão de dunas e praias ($p = 0,008$), igualmente ao quero-quero (*V. chilensis*) ($p = 0,043$). O maçarico-grande-perna-amarela (*T. melanoleuca*) foi mais registrada próximo aos sangradouros ($p = 0,025$) e a gaiivota-maria-velha (*C. macullipennis*) distante de perturbações e áreas com maior superfície urbana ($p = 0,016$) (Tabela IV).

A estação com maior influência antrópica sobre aves foi o verão, obtendo alta relação entre as perturbações e a abundância de aves nas praias ($r_s = 0,6$; $t = -9,48$; $n = 159$; $p < 0,001$) (Figura 6), principalmente os meses de dezembro ($p < 0,001$) e fevereiro ($p < 0,001$) (Tabela V). A presença de 100 perturbações nas praias inibe cerca de 2000 aves no mês de fevereiro (Tabela VI). No mês de janeiro não houve amostragem devido à impossibilidade de trânsito do veículo de pesquisa na faixa de praia, o que foi igualmente encontrado em fevereiro, mas neste mês houve redução de velocidade do veículo de pesquisa para 10 km/h e identificação externa.

DISCUSSÃO

No verão há um aumento de aves, invertebrados e perturbações nas praias; mas os altos CV na abundância de aves e nas perturbações durante esse período (Tabela I) demonstram estes não são estáticos e que existem locais com maiores e menores concentrações de aves, pessoas e veículos. Isso se deve devido à urbanização da paisagem e movimentação das perturbações que condicionam as assembléias de aves a selecionar seus hábitats. Algumas espécies se isolam devido à fragmentação (Whited et al. 2000), reduzindo a riqueza de espécies (diversidade alfa). Por outro lado, há um acréscimo de espécies entre as manchas (diversidade beta) (Harrison 1997, Moreno e Halffter 2001).

A paisagem urbanizada não demonstrou ser um fator de crucial para a seleção de habitats. Já as perturbações antrópicas ao longo das praias durante o verão, trazem efeitos indiretos e diretos sobre a distribuição de aves no litoral norte do Rio Grande do Sul. Aves selecionam os habitats de forrageamento em diferentes escalas, e o fator que influencia as distribuições de espécies em larga escala podem diferir do que determina a distribuição numa fina escala (Morris 1987; Kotliar e Wiens 1990). Em fina escala, um além do fator “densidade de presas” (Wilson 1990; Colwell e Landrum 1993), as aves estão selecionando suas áreas de condicionamento também pelo fator “densidade de predadores”; no caso, as perturbações sugeridas neste capítulo.

O aumento de muitas espécies migratórias no verão (e.x. neárticas), que vem em busca da grande disponibilidade de invertebrados ao longo do litoral, que por sua vez, também são perturbados pela antropização das praias nos meses de veraneio. Há menor disponibilidade de recursos alimentares na zona de varrido próximo aos sangradouros no litoral norte ($t = 10,54$; $gl = 46$; $p < 0,001$); além de possuírem diferenças químicas estruturais devido ao descarte de água doce, há grande aporte de material orgânico em função do sistema sanitário local. Nestes locais há uma diminuição de *Polychaeta* (Tabela II). Apesar de o verão apresentar as maiores quantidades de invertebrados bentônicos no sedimento, perturbações antrópicas como aumento de pessoas e veículos nas praias tem relação com o decréscimo na abundância de *Amphipoda* ($p < 0,036$) e *Polychaeta* ($p < 0,047$) (Tabela II). À medida que o uso das praias aumenta além das aves encontrarem crescentes dificuldades em se alimentar sem serem perturbadas (Burger e Gochfeld 1991), o aumento de veículos trafegando pode causar redução de recursos alimentares disponíveis no sedimento (Neves et al. 2008), causado pela compactação do solo e maior penetração destes invertebrados.

No inverno as aves distribuem-se ao longo da área de estudo sem a influência de variáveis da paisagem ou perturbações (Figura 1; Tabela III) (baixas neste período do ano; ver Tabela I). Durante a primavera e outono grandes concentrações de aves

encontram-se nas áreas mais urbanizadas (Figura 2 e 3) mas evitam locais com grande fluxo de pessoas e veículos (Tabela III). Já no verão, encontramos maiores densidades de aves próximas às áreas menos urbanizadas (com maior superfície de dunas e praias e menos perturbações antrópicas, ver Figura 4 e Tabela III). Isso demonstra que muitas aves deslocam-se para outros locais com mais reservados. A perda e fragmentação de habitats pode ter grandes implicações para muitas aves que dependem dessas áreas para reprodução, alimentação ou invernada (Goss-Custard et al. 2002), pois afetam o fluxo destas espécies na paisagem e selecionam as mais adaptadas aos pequenos e isolados habitats (Whited et al. 2000). A decisão de ficar ou deixar a área em resposta a um distúrbio pode ser influenciada pela qualidade da área, a disponibilidade e qualidade das áreas alternativas e o risco de predação. Animais podem permanecer em áreas perturbadas porque o custo de deslocamento para uma nova área é grande ou porque neste local há grande disponibilidade de recursos e baixo risco de predação.

No verão as espécies associadas aos locais mais urbanizados são *Egretta thula* e *Milvago chimango*. Espécies migratórias neárticas *Calidris alba* e *Calidris canutus* sofrem com a urbanização e as perturbações antrópicas sazonais da região costeira (Tabela IV). Em ambientes muito alterados pelo homem há o desaparecimento gradual de algumas espécies e o aparecimento de outras, que favorecidas pelo novo ambiente, têm sua população aumentada (Azevedo, 1995). Algumas espécies de aves procuram lugares intactos e outras se adaptam à convivência com o ser humano, quando suas mínimas necessidades estão satisfeitas (Voss, 1984). Segundo Kerstin (2004), as aves utilizam várias áreas de alimentação para obter energia, pois se estes capturassem presas exclusivamente em um só local, os estoques seriam consumidos em algumas semanas. O número de indivíduos de *C. canutus* está estritamente relacionado à abundância de invertebrados no sedimento e *C. semipalmatus* se alimenta em locais onde há maior quantidade de presas de hábito solitário e não gregárias ($U = 69,0$; $p = 0,048$), segundo este autor. Esta primeira espécie foi raramente registrada em meios urbanizados; já a

segunda, ocorreu em pequenos bandos em forrageio ao longo das praias, extremamente próximos aos banhistas e as áreas urbanizadas. Esta espécie possui grande plasticidade na dieta segundo (Skagen e Oman, 1996).

Atualmente, o litoral Norte do Rio Grande do Sul apresenta características bastante marcantes no que diz respeito à densidade demográfica humana, porque há um aumento na população nos meses de verão (Soares, 2000; Muri, 2000). Durante estes meses, existe uma relação linear negativa entre as perturbações e a abundância de aves nas praias (Tabela V). Em alguns balneários com alta densidade populacional foram registradas até 40 pessoas num trecho de 100 metros. De acordo com os modelos de regressão gerados a partir dos efeitos das perturbações, cerca de 40 pessoas inibem aproximadamente 1000 indivíduos durante o verão (Tabela VI). Isso justifica os resultados do capítulo 1, que indica que o litoral médio abriga cerca de 18 mil aves a mais que o litoral norte durante o verão; sendo na sua maioria os migrantes neárticos (Capítulo 1; Tabela IV). Segundo Marterer (1996), para muitas espécies basta a simplificação de um ecossistema para que sejam suprimidas as condições necessárias ao cumprimento de seus ciclos biológicos e o seu desaparecimento do local é então questão de tempo.

O efeito dos seres humanos, cães e veículos sobre as praias é perturbador para as aves no litoral norte, especialmente quando a atividade humana é intensa, ou de pessoas estão nas praias durante longos períodos de tempo (Burger, 2004). Com o crescimento da população humana e a perda de habitats mundiais, o tamanho das populações de muitas espécies de aves costeiras declina (Morrison et al. 2000), por isso é extrema a importância identificar com precisão os casos em que a presença humana provoca distúrbios e quantificar estes efeitos (Gill 2007) para conservar os refúgios silvestres com práticas de manejo intenso (Harrington 2003), levando em conta que menos de 15% da faixa de praias do Estado são protegidas (Mäder et al. no prelo).

Locais preservados não são comuns no litoral norte, por isso deve-se atentar mais aos locais adjacentes que abrigam muitas aves durante o evento antrópico sazonal de perturbação. Esta fragilidade ambiental do litoral norte do Rio Grande do Sul, associada aos movimentos da população, implica na necessidade de um ordenamento da ocupação territorial, com medidas que contemplem adequadamente suas restrições e potencialidades (Mäder, no prelo).

CONCLUSÃO

Áreas costeiras urbanizadas diferem na composição de aves e apresentam menor abundância de aves residentes e migratórias durante dezembro, janeiro, fevereiro e maio. Essa diferença se deve a menor disponibilidade de habitats e de alimentos durante os eventos de perturbações antrópicas sazonais, que afetam o fluxo de espécies que se concentram em manchas mais preservadas - com maior superfície de dunas e praias – ou deslocam-se para áreas adjacentes não urbanizadas, havendo uma reestruturação da comunidade.

BIBLIOGRAFIA

- AZEVEDO J.R. 2005. Estudo da avifauna do Campus da Universidade Federal de Santa Catarina. **Biotemas**, 5(1): 20-24.
- BELTON, W. 1994. **Aves do Rio Grande do Sul, distribuição e biologia**. São Leopoldo: Editora Unissinos. 584 pp.
- BIBBY, C. J., D. A. HILL, N. D. BURGESS AND S. MUSTOE. 2000. **Bird Census Techniques**. 2nd edition. Academic Press, London.
- BURGER, J. E M.GOCHFELD (1991) Human activity influence and diurnal and nocturnal foraging of sanderlings (*Calidris alba*). **The Condor**. 93: 259-265.
- BURGER, J.; C. JEITNER; K. CLARK E J. L. NILES (2004) The effects of human activities on migrant shorebirds: successful adaptive management. **Environmental Conservation**. 31: 283-288.
- CBRO - Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos. 2008. Listas de aves do Brasil. Available at <http://google/cbro/listabr.htm>.
- COLWELL, M. A. & LANDRUM, S. L. 1993. Nonrandom shorebird distribution and fine-scale variation in prey abundance. **Condor**, 95: 94-103.
- FRID, A. E L. M. DILL (2002) Human-caused disturbance stimuli as a form of predation risk. **Conservation Ecology**. 6 (1): 11.
- GIANUCA, N.M., 1983. A preliminary account of the ecology of sandy beaches in southern Brazil. pp. 413-419. *In* McLachlan, A., & T. Erasmus (eds.): **Sandy beaches as ecosystems**. The Hague.
- GILL, J. A. (2007) Approaches to measuring the effects of human disturbance on birds. **Ibis**. 149 (Suppl. 1): 9-14.
- GOSS-CUSTARD, J. D. 1970. The responses of redshank [*Tringa totanus* (L.)] to spatial variations in the density of their prey. **Journal of Animal Ecology** 39:91–113.

- GOSS-CUSTARD, J.D., STILLMAN, R.A., WEST, A.D., CALDOW, R.W.G. & MCGRORTY, S. (2002). Carrying capacity in overwintering migratory birds. **Biol. Conserv.** 105, 27–41.
- HARRINGTON, B.A. 2003. Shorebird management during the non-breeding season - an overview of needs, Opportunities and management concepts. **Wader Study Group Bull.** 100: 59-66.
- HARRISON, P. 1997. **Seabirds: an identification guide.** Houghton Mifflin, Boston.
- HOCKIN, D., M. OUNSTED, M. GORMAN, D. HILL, V. KELLER, AND M. A. BARKER. 1992. Examination of the effects of disturbance on birds with reference to its importance in ecological assessments. **Journal of Environmental Management** 36: 253–286
- JING, K.; Z. MA; B. LI; J. LI; J. CHEN (2007) Foraging strategies involved in habitat use of shorebirds at the intertidal area of Chongming Dongtan, China. **Ecology Restoration.** 22: 559-770.
- KOTLIAR, N.B., & WIENS, J.A. 1990. Multiple scales of patchiness and patch structure: a hierarchical framework for the study of heterogeneity. **Oikos**, 59:253-260.
- MÄDER, A. (no prelo). Litoral Norte do Rio Grande do Sul in **Conservação de Aves Neárticas no Brasil.** Conservação Internacional – Brasil, CEMAVE e Sociedade Fritz Muller de Ciências Naturais.
- MÄDER, A.; PETRY, M. V. & EFE, M. A. (no prelo) Litoral Médio do Rio Grande do Sul in **Conservação de Aves Neárticas no Brasil.** Conservação Internacional – Brasil, CEMAVE e Sociedade Fritz Muller de Ciências Naturais.
- Marterer 96
- MORENO, C. E. & G. HALFFTER. 2001. Spatial and temporal analysis of alpha, beta and gamma diversities of bats in a fragmented landscape. **Biodiversity and Conservation** 10: 367-382.

- MORRIS, R. D. 1987. Time-partitioning of clutch and brood care activities in Herring Gulls: a measure of parental quality? **Stud. Avian Biol**, 10:68-74.
- MORRISON, R.I.G., GILL, R.E.,JR., HARRINGTON, B.A., SKAGEN, S. AND PAGE, G.W. 2000. Population estimates of Nearctic shorebirds. **Waterbirds** 23: 337-352.
- MURI, G. 2000. **Relembrações de Tramanday. As vivências de uma comunidade.** Jollo: Porto Alegre, Brasil, 98 pp.
- NAROSKY, T. & YZURIETA, D. **Guía para la identificación de las aves de Argentina y Uruguay.** 4 ed. Buenos Aires: Vazquez Mazzini Ed. 345p. 1989.
- Neves 2008
- PNMA, 1995. **Os Impactos da Política Urbana Sobre a Zona Costeira.** Brasília, MMA/PNMA. 1995. 28p.
- SKAGEN, S.K. & OMAN, H.D. 1996. Dietary flexibility of shorebirds in the Western Hemisphere. **Canadian Field-Naturalist**, 110(3): 419-444.
- SOARES, L. S. 2000. **A saga das praias gaúchas (de Quintão a Torres). Mais de um século de história.** Martins Livreiro, Porto Alegre, Brasil, 182 pp.
- STROHAECKER E TOLDO JR., 2006. Caracterização do uso e ocupação do solo dos municípios do Litoral Norte do Estado do Rio Grande do Sul. **Meio Ambiente e Desenvolvimento.** Curitiba: UFPr.
- VOSS, W. A. 1984. Aves de ambientes urbanos. **Universidade**, 2 (4): 8-9.
- 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. 1995. Habitat Fragmentation—Island V Landscape Perspectives on Bird Conservation. **Íbis** 137: S97-S104.

YASUE´, M. (2005). The effects of human presence, flock size and prey density on shorebird foraging rates. **J. Ethol.** 23, 199–204.

YASUE´, M. (2006). Environmental factors and spatial scale influence shorebirds' responses to human disturbance. **Biol. Conserv.** 128, 47–54.

TABELAS

Tabela I. Estatística descritiva das variáveis obtidas na área de estudo ao longo das estações no período de 2008-2009 no litoral norte do Rio Grande do Sul.

Variáveis	Inverno				Primavera				Verão				Outono				Total			
	Mínimo	Maximo	Média	C.V.	Mínimo	Maximo	Média	C.V.	Mínimo	Maximo	Média	C.V.	Mínimo	Maximo	Média	C.V.	Mínimo	Maximo	Média	C.V.
Abundância de aves	120	492	275,9	0,437	217	2137	689,3	0,886	100	5522	1102	1636	117	939	700,13	0,440	1054	8674	2767	0,877
Riqueza de aves	21	29	24,13	0,134	20	42	31,38	0,213	9	46	25,5	0,414	18	28	23,125	0,159	85	134	104	0,150
Abundância de invertebrados	41	99	69,13	0,294	100	2226	695,9	1221	4421	9883	6543	0,266	52	295	124,75	0,683	5056	1040	743	0,218
Nºsangradouros	14	39	25,38	0,310	12	33	24,13	0,310	6	22	16,13	0,299	4	27	15	0,583	62	95	80	0,139
Nºredes de pesca	11	47	29	0,441	1	17	9	0,611	0	9	3,25	0,882	5	46	24,375	0,560	17	106	65	0,453
Perturbação (pessoas+carros+cães)	3	64	28	0,721	8	207	94,38	0,705	243	3051	1031	1036	159	1989	702,88	0,861	429	4397	1856	0,872
Extensão de área urbana (m)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4600	10000	7404	0,307
Superfície de área urbana (km²)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	214	1907	825	0,708
Superfície de dunas+praia (km²)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	76	108	33	0,976

Tabela II. Modelos de regressão múltipla *Stepwise* para abundância de invertebrados bentônicos nas praias do litoral norte do Rio Grande do Sul (n = 64). * significativo ($p < 0,05$). Relação entre variáveis: (-) negativa e (+) positiva.

Táxon	Variáveis independentes selecionadas	F _{gl}	r ² (R ² %)	p
<i>Amphipoda</i>	- número de veículos	F _{2 61} = 4,61	0,26 (6%)	0,036*
	- número de pessoas			
<i>Polychaeta</i>	- número de veículos	F _{3 60} = 2,80	0,35 (12%)	0,047*
	- número de pessoas			
	- número de sangradouros			

Tabela III. Modelos de regressão múltipla *Stepwise* para abundância e riqueza de aves nas quatro estações do ano no período de 2008-2009 nas praias do litoral norte do Rio Grande do Sul (n = 16). * significativo ($p < 0,05$). Relação entre variáveis: (-) negativa e (+) positiva.

Estação do ano	Variável dependente	Variáveis independentes selecionadas	r ²	p
Inverno		nenhuma		
Primavera	abundância de aves	- perturbações	0,52	0,043*
		+ superfície urbana		
Verão	abundância de aves	- perturbações	0,081	0,013*
		+ superfície de dunas e praia		
Outono	abundância de aves	- perturbações	0,67	0,023*
		+ superfície urbana		
	riqueza de aves	- perturbações + redes de pesca + abundância de invertebrados	0,39	<0,001*

Tabela IV. Variáveis independentes selecionadas (significativas* e parcialmente significativas) a partir do modelo GLM para as abundâncias das espécies com mais de 100 indivíduos registradas no litoral norte do Rio Grande do Sul durante os anos 2008 e 2009 (2 expedições por estação do ano, utilizando como unidade amostral os 8 quadrantes com 10 km de extensão de faixa de praia, num total de 80 km; n = 16). (* p < 0,05). Relação entre variáveis: (-) negativa e (+) positiva.

Estação do ano	Espécie	Variáveis independentes selecionadas	F _{gl}	p
Inverno	<i>Haematopus palliatus</i>	- superfície urbana		
		- perturbações		
		+ abundância de sangradouros	F _{4,12} = 24,11	0,029*
	<i>Larus dominicanus</i>	+ abundância de sangradouros	F _{1,15} = 38,43	0,034*
Primavera	<i>Milvago chimango</i>	+ perturbações		
		+ superfície urbana	F _{2,14} = 34,59	0,074
	<i>Calidris fuscicollis</i>	+ superfície de dunas e praia		
		+ abundância de sangradouros		
Verão	<i>Egretta thula</i>	- perturbações		
		- quantidade de redes de pesca	F _{4,12} = 24,35	0,013*
	<i>Pharacrocorax brasilianus</i>	+ abundância de sangradouros		
		- superfície de dunas e praia		
Outono	<i>Sterna hirundinacea</i>	+ quantidade de redes de pesca	F _{3,13} = 11,35	0,020*
		- perturbações	F _{1,15} = 38,43	0,001*
	<i>Sterna hirundo</i>	- perturbações	F _{1,15} = 26,24	0,032*
		- perturbações	F _{1,15} = 7,700	0,002*
Outono	<i>Egretta thula</i>	+ superfície urbana	F _{1,15} = 12,00	0,013*
		+ superfície urbana	F _{1,15} = 42,81	0,001*
	<i>Calidris alba</i>	- perturbações	F _{1,15} = 32,75	0,001*
		- perturbações		
Outono	<i>Calidris canutus</i>	- superfície urbana	F _{2,14} = 11,89	0,013*
		+ superfície urbana		
	<i>Milvago chimango</i>	+ superfície de dunas e praia	F _{2,14} = 14,47	0,008*
		+ abundância de sangradouros	F _{1,15} = 8,720	0,025*
Outono	<i>Vanelus chilensis</i>	+ superfície urbana		
		+ superfície de dunas e praia	F _{2,14} = 6,290	0,043*
Outono	<i>Croicocephalus maculipennis</i>	- superfície urbana		
		- perturbações	F _{2,14} = 10,33	0,016*

Tabela V. Regressão linear significativa entre a abundância de aves e a soma das variáveis pessoas, veículos e cachorros (perturbações) ao longo das praias do litoral norte do Rio Grande do Sul, utilizando como unidade amostral 1km num transecto total de 80 km (gl = 1; 77). ($p < 0,05$).

Mês	r^2	p	$Y = ax + b$
dezembro	0,358	<0,001	$Y = -0,554x + 1,593$
fevereiro	0,345	<0,001	$Y = -0,667x + 1,936$
março	0,062	0,026	$Y = -0,364x + 1,783$
maio	0,052	0,041	$Y = -0,256x + 1,587$

Tabela VI. Diminuição na abundância de aves com aumento das perturbações do litoral norte a partir das fórmulas geradas pelas regressões lineares em que $p < 0,05$. Onde x = número de perturbações e Abaves = quantidade de aves que evitam o local (unidade amostral = 1 km).

Mês	Fórmula	a	x	b	Abaves (log)	Abaves
dezembro	$Y = -0,554x + 1,593$	-0,554	100	1,593	-1,738	-500
		-0,554	60	1,593	-1,258	-400
		-0,554	40	1,593	-0,778	-300
		-0,554	10	1,593	-0,298	-150
fevereiro	$Y = -0,667x + 1,936$	-0,667	100	1,936	-3,27	-2000
		-0,667	60	1,936	-3,12	-1300
		-0,667	40	1,936	-3,00	-1000
		-0,667	10	1,936	-2,60	-400
março	$Y = -0,364x + 1,783$	-0,364	100	1,783	-2,51	-350
		-0,364	60	1,783	-2,43	-250
		-0,364	40	1,783	-2,36	-200
		-0,364	10	1,783	-2,14	-150
maio	$Y = -0,256x + 1,587$	-0,256	100	1,587	-2,09	-125
		-0,256	60	1,587	-2,04	-110
		-0,256	40	1,587	-1,99	-100
		-0,256	10	1,587	-1,84	-70

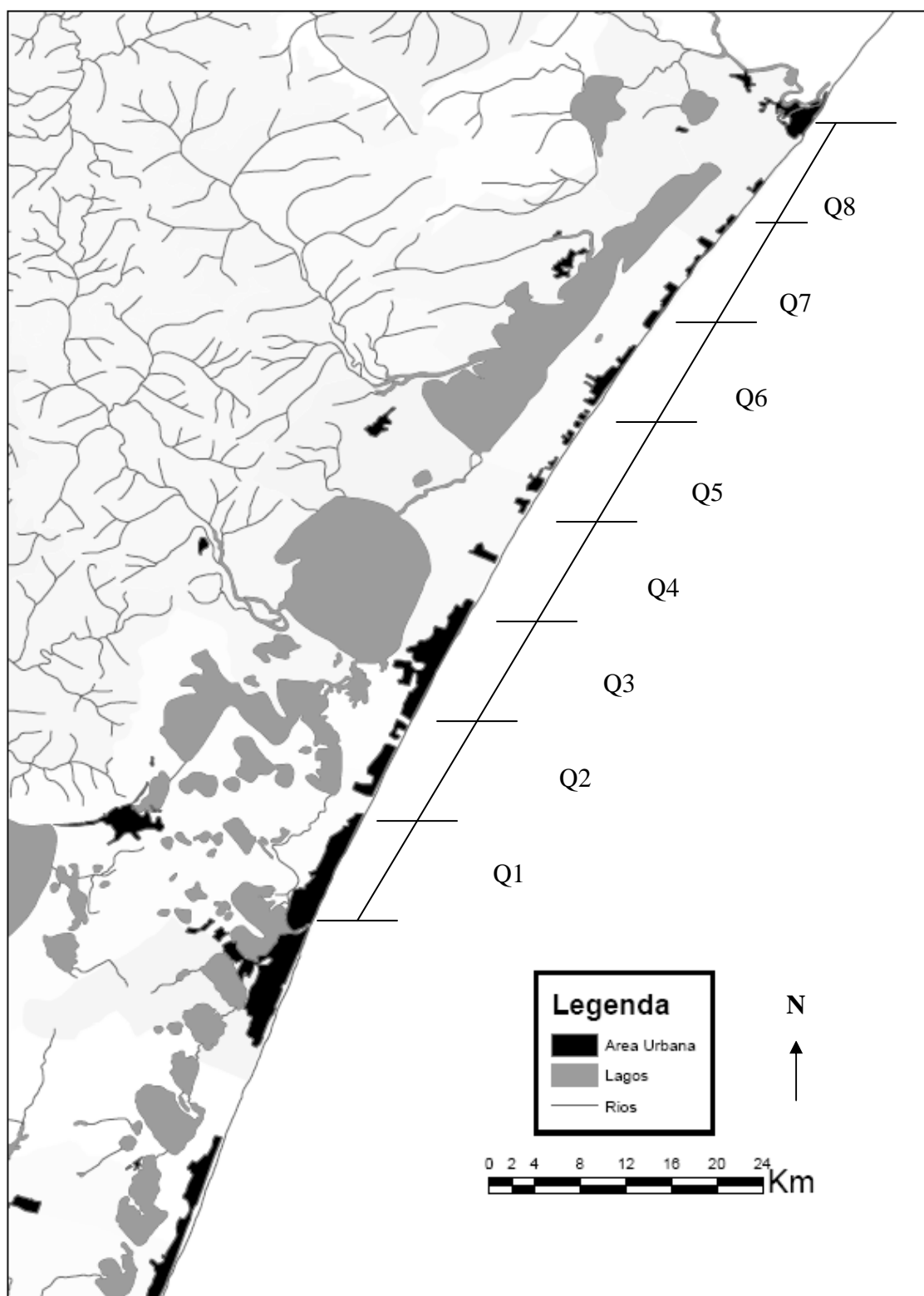


Figura 1. Área de estudo – Oito quadrantes (Q) de 10 km monitorados no Litoral Norte do Rio Grande do Sul entre agosto de 2008 e junho e 2009.

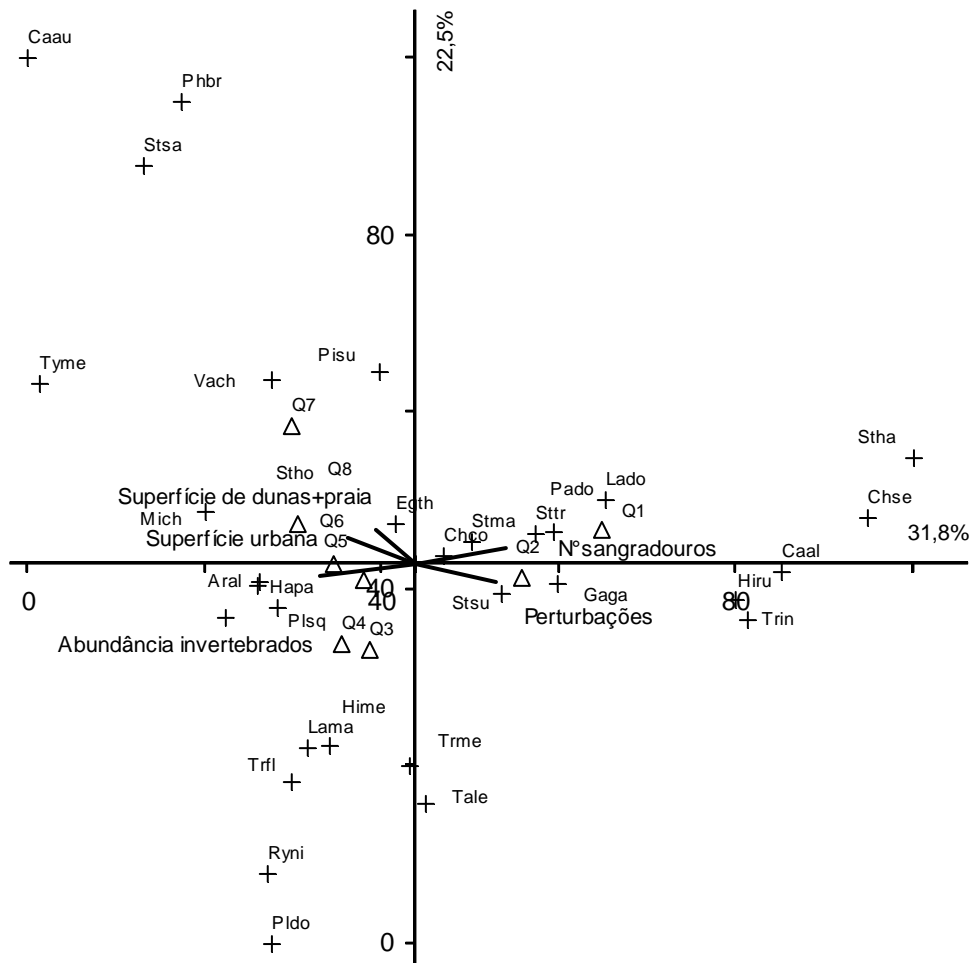


Figura 2. Distribuição das aves em função da urbanização costeira durante o inverno de 2008 no litoral norte do Rio Grande do Sul. As abreviações seguem o ANEXO I.

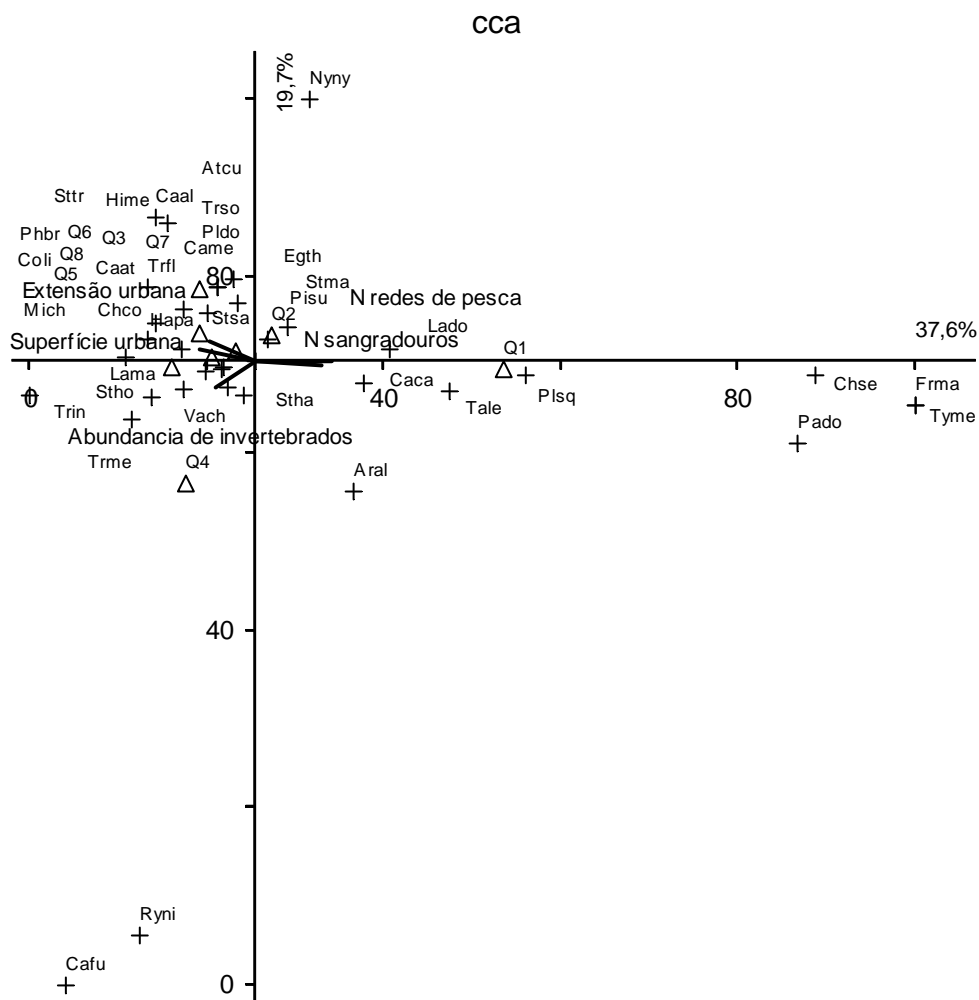


Figura 3. Distribuição das aves em função da urbanização costeira durante a primavera de 2008 no litoral norte do Rio Grande do Sul. As abreviações seguem o ANEXO I.

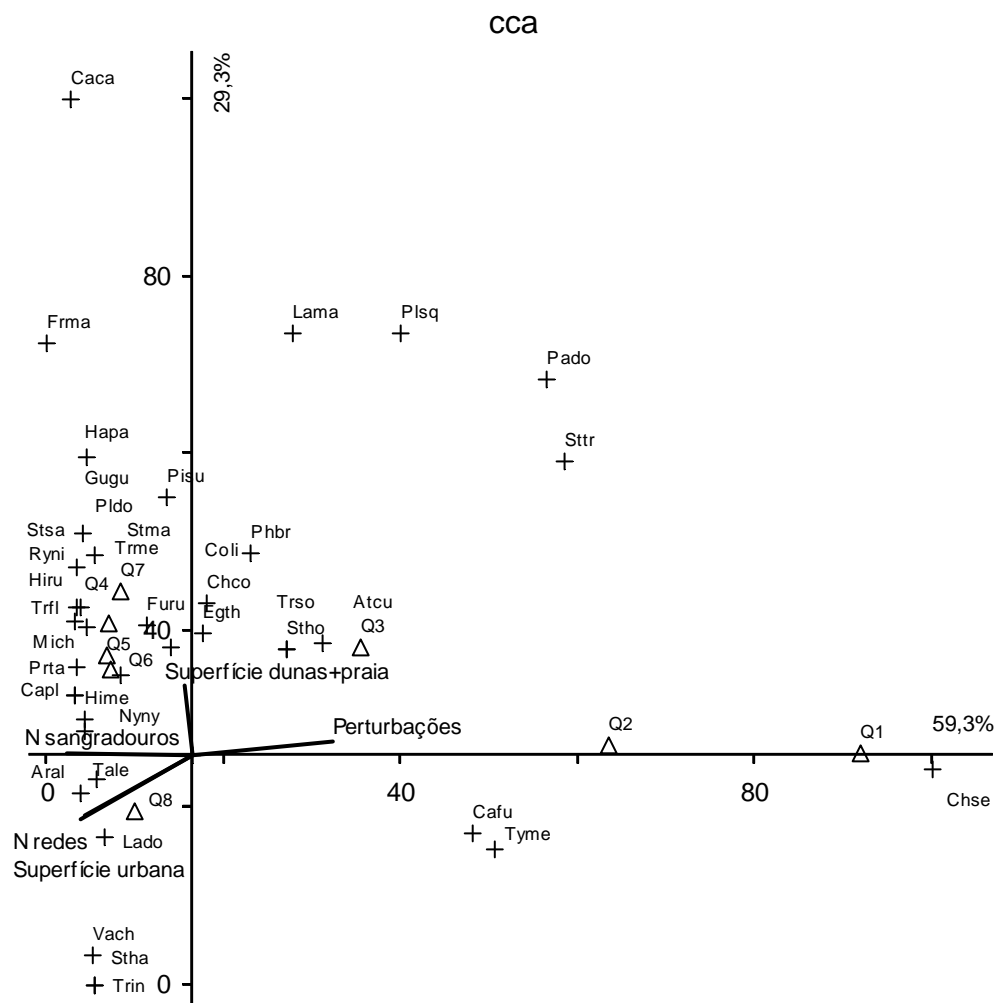


Figura 4. Distribuição das aves em função da urbanização costeira durante o verão de 2009 no litoral norte do Rio Grande do Sul. As abreviações seguem o ANEXO I.

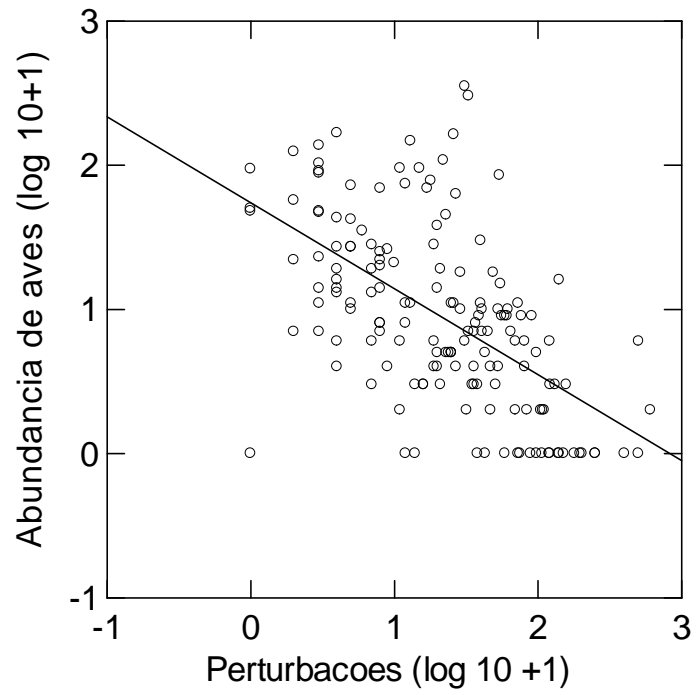


Figura 6. Relação das perturbações sobre a abundância de aves nas praias durante o verão no litoral norte ($r_s = 0,6$; $t = -9,48$; $n = 159$; $p < 0,001$).

ANEXO I. Tabela de abreviações das espécies de aves incluídas nas análises estatísticas.

Abrev.	spp.
ARAL	<i>Ardea alba</i>
ARCO	<i>Ardea cocoi</i>
CAAL	<i>Calidris alba</i>
CACA	<i>Calidris canutus</i>
CAFU	<i>Calidris fuscicollis</i>
CHCO	<i>Charadrius collaris</i>
CHFA	<i>Charadrius falklandicus</i>
CHCO	<i>Charadrius modestus</i>
CHSE	<i>Charadrius semipalmatus</i>
EGTH	<i>Egretta thula</i>
HAPA	<i>Haematopus palliatus</i>
HIME	<i>Himantopus melanurus</i>
HIRU	<i>Hirundinidae</i>
LADO	<i>Larus dominicanus</i>
LAMA	<i>Larus macullipennis</i>
FRMA	<i>Fregatta magnificens</i>
MCHI	<i>Milvago chimango</i>
NYNY	<i>Nycticorax nycticorax</i>
PDOS	<i>Passer domesticus</i>
PHBR	<i>Phalacrocorax brasilianus</i>
PISU	<i>Pitangus sulphuratus</i>
PLDO	<i>Pluvialis dominica</i>
PLSQ	<i>Pluvialis squatarola</i>
RYNI	<i>Rynchops niger</i>
SHIA	<i>Sterna hirundinacea</i>
SHIO	<i>Sterna hirundo</i>
STSU	<i>Sternula superciliares</i>
STTR	<i>Sterna trudeaui</i>
THMA	<i>Thalasseus maximus</i>
TRSA	<i>Thalasseus sandvicensis</i>
TRSU	<i>Tryngites subruficollis</i>
TRIN	<i>Tringa spp.</i>
VACH	<i>Vanellus chilensis</i>
