

**DISTRIBUIÇÃO DE AVES AQUÁTICAS EM UM CORDÃO DE
LAGOAS COSTEIRAS AO NORTE DO ESTADO DO RIO DE
JANEIRO, BRASIL**

DAVI CASTRO TAVARES

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DO NORTE FLUMINENSE
DARCY RIBEIRO – UENF**

CAMPOS DOS GOYTACAZES – RJ

FEVEREIRO DE 2014

I

**DISTRIBUIÇÃO DE AVES AQUÁTICAS EM UM CORDÃO DE
LAGOAS COSTEIRAS AO NORTE DO ESTADO DO RIO DE
JANEIRO, BRASIL**

DAVI CASTRO TAVARES

“Dissertação de mestrado apresentada ao Centro de Biociências e Biotecnologia da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro – UENF, como parte dos requisitos para obtenção do grau de Mestre em Ecologia e Recursos Naturais.”

Orientador: Dr. Salvatore Siciliano

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DO NORTE FLUMINENSE
DARCY RIBEIRO – UENF**

CAMPOS DOS GOYTACAZES – RJ

FEVEREIRO DE 2014

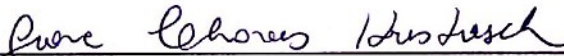
**DISTRIBUIÇÃO DE AVES AQUÁTICAS EM UM CORDÃO DE
LAGOAS COSTEIRAS AO NORTE DO ESTADO DO RIO DE
JANEIRO, BRASIL**

DAVI CASTRO TAVARES


“Dissertação de mestrado apresentada ao Centro de Biociências e Biotecnologia da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro – UENF, como parte dos requisitos para obtenção do grau de Mestre em Ecologia e Recursos Naturais.”

Aprovada em 20 de Fevereiro de 2014


Comissão Examinadora:



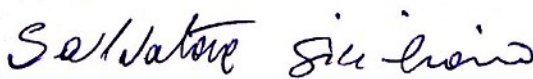
Dr^a Giane Chaves Kristosch (Doutora em Zoologia) – SERCAS/UENF



Dr^a Marcia Chame (Doutora em Zoologia) – FIOCRUZ



Dr. Marina Satika Suzuki (Doutora em Biociências e Biotecnologia) - UENF



Dr. Salvatore Siciliano (Doutor em Zoologia) – FIOCRUZ/GEMM-Lagos

Orientador



Dedico esse estudo a todas as pessoas que optaram por uma vida honesta.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a CAPES e o Programa de Pós-graduação em Ecologia e Recursos Naturais pela concessão de bolsa. Agradeço também ao Grupo de Estudos de Aves e Mamíferos Marinhos da Região dos Lagos (GEMM-Lagos), do qual faço parte, pela colaboração com veículo bugre para as atividades de campo. A representantes do ICMBio vinculados ao Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e a comunidade local de Quissamã, pelo apoio.

Sou muito grato ao Dr. Henrique Rajão pelas sugestões nas etapas iniciais desse estudo; à professora Dr^a Marcia Chame por todas suas gentis e relevantes sugestões, mais ainda, por me motivar.

Agradeço também ao Dr. Jailson Fulgêncio de Moura e ao meu orientador Dr. Salvatore Siciliano pelas discussões e orientação ao longo de minha vida acadêmica. A liberdade propiciada por meu orientador tem sido um fator crucial em minha formação.

Exponho também minha gratidão ao professor Dr. Leandro Monteiro pelas relevantes contribuições em minha formação acadêmica e gentil revisão desse manuscrito. Reconheço também todo o esforço dos professores Marcelo Trindade, Angela Pierre Vitória, Maria Cristina Gaglianone, Gilberto Albuquerque, Ana Paula Di Benedetto, Francisco Vilella e Marcos Salomão que me propiciaram uma boa base multidisciplinar. Meus agradecimentos também as professoras Dr^a Marina Suzuki e Giane Kristosch pela revisão desse documento.

Meus melhores agradecimentos a Marcelo Nunes de Almeida, Adilson Júnior, Larissa Valladares, Marco Gonçalves, Danielle Awabdi e Martin Peres por toda gentil e paciente ajuda nas árduas tarefas de campo. Sem essa contribuição, esse estudo provavelmente não seria concluído com sucesso.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	VII
LISTA DE TABELAS	IX
LISTA DE ABREVIACOES.....	X
LISTA DE SÍMBOLOS.....	XI
RESUMO.....	XII
ABSTRACT	XIV
CAPÍTULO I	1
INTRODUÇÃO.....	1
OBJETIVOS.....	7
Material & Métodos	7
rea de estudo	7
Coleta de dados.....	10
Análise de dados	12
RESULTADOS.....	14
Lista de aves aquáticas	14
Variação temporal de abundância e diversidade	18
Variação espacial de abundância e diversidade.....	20
DISCUSSÃO.....	24
Lista de espécies	24
Registros notáveis	26
Variação temporal de abundância e diversidade	30
Variação espacial de abundância e diversidade.....	34
CONCLUSOES	39
CAPÍTULO II	40
INTRODUÇÃO.....	40
OBJETIVOS.....	48
MATERIAIS & MÉTODOS	48
Coleta de dados.....	48

Abundância de aves	48
Variáveis ambientais (habitat).....	49
Análise de dados	51
RESULTADOS.....	52
Análise dos Componentes Principais.....	52
Análise de marginalidade de Nicho (AMN)	53
Disponibilidade de condições de habitat.....	54
Padrões de utilização de habitat.....	56
DISCUSSÃO	59
Associação entre padrões de utilização e disponibilidade de habitat	59
Padrões de utilização de habitat – unidades fisionômicas.....	60
Padrões de utilização de habitat – salinidade.....	63
Padrões de utilização de habitat – pH	65
Padrões de utilização de habitat – profundidade mínima da coluna d’água	66
Implicações para o manejo e restauração de áreas úmidas.....	68
Considerações finais.....	71
CONCLUSÕES	72
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	73

LISTA DE FIGURAS

Capítulo I

- Figura 1-1.** Localização das lagoas costeiras amostradas em Quissamã, norte fluminense, entre maio de 2012 e abril de 2013.....9
- Figura 1-2.** Ranking de abundância de aves não-passeriformes em lagoas costeiras de Quissamã, norte fluminense, entre maio de 2012 e abril de 2013. São exibidas apenas espécies com densidade média superior a 1 ave/km². 18
- Figura 1-3.** Diferenças entre as médias de abundância e diversidade de aves entre as estações seca e úmida em lagoas costeiras de Quissamã, norte fluminense, entre maio de 2012 e abril de 2013. Barras verticais indicam intervalos BCa com 95% de confiança, enquanto a linha contínua horizontal indica a abundância média entre as duas estações. 19
- Figura 1-4.** Densidade média mensal dos grupos funcionais de aves em lagoas costeiras de Quissamã, norte fluminense, entre maio de 2012 e abril de 2013. A área preenchida de cinza indica os meses da estação úmida. 19
- Figura 1-5.** Variação temporal da diversidade média de aves aquáticas em lagoas costeiras de Quissamã, norte fluminense, entre maio de 2012 e abril de 2013. A área preenchida de cinza indica os meses da estação úmida. Barras verticais indicam intervalos BCa com 95% de confiança.....20
- Figura 1-6.** Valores de abundância e diversidade médias de aves dentro e fora dos limites do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba. Barras verticais indicam intervalos BCa com 95% de confiança. A linha contínua representa o valor médio entre as duas categorias examinadas.21
- Figura 1-7.** Índices de diversidade para lagoas costeiras de Quissamã, norte fluminense, entre maio de 2012 e abril de 2013. Barras horizontais indicam intervalos BCa com 95% de confiança, enquanto a linha vertical indica a diversidade média. Legenda: (ASM) alagado de São Miguel; (MM) Maria Menina; (MSM) Mangue de São Miguel.21
- Figura 1-8.** Análise de agrupamento entre espécies de aves aquáticas e lagoas costeiras em Quissamã, norte fluminense. Os nomes das lagoas estão indicados em negrito. As elipses denotam grupos formados com base na distância euclidiana entre as coordenadas resultantes da CCA.....23

Capítulo II

- Figura 2-1.** Diagrama ilustrativo das diferentes necessidades ecológicas de grupos funcionais de aves aquáticas em relação à profundidade d'água. Adaptado de Ntiamoa-Baidu *et al.* (1998).41
- Figura 2-2.** Diagrama ilustrativo das principais variáveis de habitat que influenciam aves aquáticas. Adaptado de Ma *et al.* (2010).44
- Figura 2-3.** Relação hipotética entre espécies e variáveis ambientais. O eixo vertical indica dados faunísticos/florísticos, enquanto o eixo horizontal representa um gradiente de variáveis ambientais.45
- Figura 2-4.** Unidades fisionômicas reconhecidas em lagoas costeiras no município de Quissamã, norte fluminense.50
- Figura 2-5.** Dois primeiros eixos da Análise de Marginalidade de Nicho (AMN), com coordenadas das variáveis de habitat e grupos funcionais de aves aquáticas. Setas mais espessas indicam variáveis que explicam a variação na abundância de pelo menos um grupo funcional.54
- Figura 2-6.** Disponibilidade das variáveis de habitat nas lagoas costeiras de Quissamã, norte fluminense, entre maio de 2012 e abril de 2013. A – profundidade mínima da coluna d'água; B – salinidade; C – pH; D – fisionomia ambiental. As classes marcadas com triângulos indicam valores significativamente superiores aos das classes marcadas com asteriscos da mesma cor. Barras verticais indicam intervalos BCa com 95% de confiança.55
- Figura 2-7.** Abundância de grupos funcionais de aves catadoras e limícolas em diferentes amplitudes de profundidade mínima da coluna d'água, nas lagoas costeiras de Quissamã, Norte Fluminense, entre maio de 2012 e abril de 2013. À esquerda, aves catadoras; à direita, aves limícolas. As classes marcadas com triângulos indicam valores significativamente superiores aos das classes marcadas com asteriscos da mesma cor. Barras verticais indicam intervalos BCa com 95% de confiança.56
- Figura 2-8.** Abundância de grupos funcionais de aves em diferentes fisionomias ambientais de lagoas costeiras em Quissamã, norte fluminense, entre maio de 2012 e abril de 2013. O quadro inferior a direita apresenta os valores de abundância de aves pescadoras sob diferentes condições de pH. As classes marcadas com triângulos indicam valores significativamente superiores aos das classes marcadas com asteriscos da mesma cor. Barras verticais indicam intervalos BCa com 95% de confiança57
- Figura 2-9.** Abundância de grupos funcionais de aves sob diferentes amplitudes de salinidade nas lagoas costeiras de Quissamã, norte fluminense, entre maio de 2012 e abril de 2013. As classes marcadas com triângulos indicam valores significativamente superiores aos das classes marcadas com asteriscos da mesma cor. Barras verticais indicam intervalos BCa com 95% de confiança.58

LISTA DE TABELAS

Capítulo I

- Tabela 1-1.** Caracterização das lagoas costeiras de Quissamã, norte fluminense. Dados obtidos entre maio de 2012 e abril de 2013. 10
- Tabela 1-2.** Datas, locais e horários de início e término das contagens de aves sistematizadas em lagoas costeiras de Quissamã, norte fluminense, entre maio de 2012 e abril de 2013. 11
- Tabela 1-3.** Lista das aves não-passeriformes registradas em lagoas costeiras de Quissamã, norte fluminense, entre maio de 2012 e abril de 2013..... 15

Capítulo II

- Tabela 2-1.** Resultados da Análise de Componentes Principais (ACP), com proporções cumulativas dos autovalores e coordenadas das variáveis ambientais nos dois primeiros eixos.53

LISTA DE ABREVIATÖES

- AMN – Análise de Marginalidade de Nicho (OMI – “*Outlying Mean Index*”)
- ASM – Alagado de São Miguel
- BCa – “*bias-corrected and accelerated*”
- CCA – “*Canonical Correspondence Analysis*” Análise de Correspondência Canônica
- GLM – Modelo Linear Generalizado
- LVS – Lagoa com predominância de vegetação subaquática
- MM – Lagoa da Maria Menina
- MSM – Mangue de São Miguel
- PARNA – Parque Nacional
- PMA – Profundidade Mínima da Água
- PMxA – Profundidade Máxima da Água
- RDA – “*Redundancy Analysis*” (Análise de Redundância)
- SD – “*Standard Deviation*” (Desvio Padrão)

LISTA DE SÍMBOLOS



= Aves limícolas



= Aves catadoras



= Aves Pescadoras

RESUMO

Áreas úmidas continentais se distribuem como mosaicos, e portanto diferem entre si quanto à composição e abundância das aves aquáticas. Em vista disso, cada espécie seleciona áreas com características mais adequadas à sua alimentação, sobrevivência e reprodução. O conjunto de características abióticas que influenciam a distribuição de aves se define como habitat. Não há dúvidas de que a perda de habitat está entre as principais ameaças às aves em todo o planeta. Por outro lado, existe pouca informação sobre os padrões de utilização do habitat por aves aquáticas na região tropical. O presente estudo foi dividido em dois capítulos. O primeiro teve os objetivos de: (i) testar se a abundância e a diversidade de aves variam entre os períodos seco e chuvoso em lagoas costeiras do norte fluminense; (ii) testar a hipótese de que existe maior abundância e diversidade de aves no interior do PARNA da Restinga de Jurubatiba. Já o segundo capítulo teve o objetivo principal de: (i) testar a hipótese nula de que as espécies de aves aquáticas se distribuem uniformemente ao longo das diferentes condições de habitat. Visitas mensais foram conduzidas às margens de 17 lagoas costeiras adjacentes à linha de praia em Quissamã, Rio de Janeiro, sudeste do Brasil, entre maio de 2012 e abril de 2013. Em cada campanha, dados de abundância de aves e seis variáveis de habitat foram coletadas em 35 pontos dispostos linearmente, a cada 1 km de praia. As 74 espécies não-passeriformes listadas totalizaram 68,5% das 108 espécies de aves aquáticas com ocorrência no estado do Rio de Janeiro. Não houve diferença significativa entre a abundância média de aves entre o período seco (488 aves/km²) e úmido (680 aves/km²). Por outro lado, a diversidade de aves foi maior no período seco (0,86) do que no úmido (0,55). Não houve diferenças significativas na abundância e diversidade de aves entre lagoas dentro e fora dos limites do PARNA da Restinga de Jurubatiba. No entanto, áreas desprotegidas apresentaram os maiores índices de diversidade. Os resultados da análise multivariada significam que algumas espécies de aves migratórias ou ameaçadas ocorreram principalmente fora da unidade de conservação. Aves limícolas e catadoras tiveram sua variação de abundância explicada pela salinidade, tipo de fisionomia e profundidade mínima da coluna d'água, enquanto aves pescadoras estiveram associadas a salinidade, pH e fisionomia. Aves pernaltas, mergulhadoras e vasculhadoras se distribuíram uniformemente em função das variáveis aqui investigadas. A disponibilidade de

alimento possui um papel chave na distribuição espacial desses grupos de espécies. Aves limícolas, catadoras e pescadoras evitaram ambientes de pasto alagado. O primeiro grupo foi mais abundante em salinidades entre 30 e 110, enquanto o segundo foi mais abundante em salinidades inferiores à 10. Já aves pescadoras utilizaram águas com pH caracteristicamente neutro (7-7,9). Lamaçais e turfeiras foram os ambientes mais utilizados por aves limícolas, ao passo que lagoas com ou sem predominância de vegetação subaquática foram os ambientes mais utilizados por aves pescadoras. Aves catadoras utilizaram basicamente áreas com fisionomia de brejo. Os padrões de utilização de habitat aqui relatados não ocorreram em virtude de diferenças na disponibilidade regional das variáveis investigadas. Logo, os resultados aqui obtidos sugerem que as aves aquáticas exibem padrões de preferência e evitação de algumas das condições de habitats específicas mencionadas acima. Por fim, grupos de aves que dependem de condições de habitat opostas, como aves catadoras e limícolas em relação a salinidade, estão entre as espécies mais negativamente afetadas pela perda de heterogeneidade de habitats.

ABSTRACT

Inland wetlands are spread like mosaics, therefore they differ in the composition and abundance of waterbirds. Hence, each species choose places with more suitable characteristics to its feeding, survival and reproduction. The set of abiotic characteristics that influence waterbird distribution is defined as habitat. There is no doubt that habitat loss is among the main threats to birds around the world. On the other hand, there is little information about waterfowl habitat use patterns for the tropics. The present study is separated into two chapters. The first has the following goals: (i) to test whether waterbird abundance and diversity vary between dry and wet season, in coastal lagoons of northern Rio de Janeiro; (ii) to test the hypothesis that waterbird abundance is larger inside the Restinga de Jurubatiba National Park than in adjacent areas. The second chapter aim to: (i) test the null hypothesis that waterbirds species are uniformly distributed along a gradient of habitat conditions. Monthly visits were conducted on the margins of 17 coastal lagoons adjacent to the shoreline in Quissamã, Rio de Janeiro, South-eastern Brazil, between May 2012 and April 2013. On each survey, data on waterbird abundance and six habitat variables were taken on 35 points linearly disposed, spaced at every 1 km of beaches. The 74 non-passeriformes species listed here totalized 68.5% of the waterbirds species with registered occurrence in the State of Rio de Janeiro. There was no significant difference in waterbird mean abundance between dry (488 birds/km²) and wet season (680 birds/km²). By contrast, bird diversity was greater in the dry season (0.86) than in the wet season (0.55). There were no significant differences in bird abundance and diversity between lagoons outside and inside Restinga the Jurubatiba National Park boundaries. However, unprotected areas presented greater diversity indices. Besides that, the multivariate analysis shows that some migratory or threatened bird species occurred mainly outside the protected area. Small wading and gleaning birds had its variation of abundance explained by salinity, type of physiognomy and the minimum water depth, while fishing birds were associated with salinity, pH and habitat physiognomy. Large wading, diving and dabbling birds were uniformly distributed in function of the set of variables explored here. The food availability has a key role in the spatial distribution of these groups of species. Small wading, gleaning and fishing birds avoided flooded pastures. The first group was more abundant in salinities ranging from 30 to 110, whereas the latter was more

abundant in salinities up to 10 ppt. Fishing birds used water with characteristically neutral pH (7-7.9). Mudflats and peat were the most used environments by small wading birds, while lagoons with or without predomination of submerged vegetation were the most used by fishing birds. Gleaning birds used basically marshy areas. The habitat use patterns reported here did not occur due to the differences in availability of the examined variables. Thus, the results obtained here suggest that waterfowl show patterns of preference and avoidance of some specific habitat conditions mentioned above. Finally, bird groups that depend on opposing habitat conditions, such as gleaning and small wading birds, in relation to salinity, are among the species most negatively affected by habitat heterogeneity loss.

CAPÍTULO I

Padrões temporais e espaciais na abundância e diversidade de aves aquáticas em uma cadeia de lagoas costeiras no Norte Fluminense

INTRODUÇÃO

Considerando todos os grupos de organismos vivos, são conhecidas aproximadamente 1,8 milhões de espécies no planeta. Esse valor representa apenas uma pequena parcela diante da estimativa de que existam aproximadamente 11 milhões de espécies (Chapman, 2009). No entanto, a perda de biodiversidade tem se configurado como um dos maiores problemas enfrentados pela humanidade (Rockström *et al.*, 2009). Nesse sentido, inventários de espécies, ameaçadas e migratórias, em especial, tem sido úteis para apontar áreas prioritárias para conservação e contribuir com o conhecimento da distribuição geográfica de diferentes táxons. Além disso, adquirem elevada importância porque permitem que estudos futuros compilem informações e avaliem mudanças na composição de espécies, perda de biodiversidade, ou até mesmo tendências populacionais ao longo do tempo (Droege *et al.*, 1998; Mace, 2004; Roberts *et al.*, 2007; Machado e Loyola, 2013). Mesmo com abrangência regional, listas de espécies têm papel importante na conservação, influenciando tomadas de decisões político-econômicas, que no Brasil e em diversos países ocorrem dentro de províncias geograficamente delimitadas. Mais especificamente, esse tipo de dado é útil para a programação de ações político-administrativas, como o repasse de recursos para projetos de pesquisa, manejo, recuperação de áreas degradadas e criação de unidades de conservação (Naidoo *et al.*, 2006). Contudo, listas de espécies de aves devem considerar que diferentes táxons podem se distribuir de forma muito flexível, tanto espacialmente quanto temporalmente (*e.g.* Accordi e Hartz, 2006; Hart *et al.*, 2011; Tavares *et al.*, 2013a).

Em uma perspectiva espacial, as áreas úmidas continentais se distribuem como mosaicos, e diferem entre si quanto à composição e abundância das aves aquáticas (Haig *et al.*, 1998; Accordi e Hartz, 2006). Os deslocamentos de aves em

geral podem ser influenciados por vários fatores, como disponibilidade de presas (Lunardi *et al.*, 2012), competição (Vahl *et al.*, 2005), alterações nos níveis d'água (Ntiamoa-Baidu *et al.*, 1998; Alves *et al.*, 2012) entre outros fatores físico-químicos (Warnock *et al.*, 2002; Paracuellos e Tellería, 2004). Nesse contexto, cada espécie seleciona a área com características bióticas e abióticas mais adequadas à sua alimentação, sobrevivência e reprodução (Sinclair, 1989; Elphick e Oring, 1998; Weller, 2003). Isso faz com que regiões com características mais apropriadas, em geral, suportem maior abundância de aves aquáticas (Ma *et al.*, 2010).

Com relação ao tamanho de área, especialmente em lagoas costeiras, espera-se maior riqueza e abundância de aves em ambientes com maior extensão e menor grau de isolamento, ou seja, pequena distância da área úmida mais próxima (Nudds, 1992; Paracuellos e Tellería, 2004; Paracuellos, 2006). A maior riqueza nesses ambientes é esperada porque, em geral, o aumento do espelho d'água é acompanhado do aumento da heterogeneidade de habitats (Hollanda-Carvalho *et al.*, 2003). Além disso, organismos pouco abundantes e com menor capacidade de ocupação, incluindo aves, frequentemente colonizam as áreas maiores e menos isoladas (Lomolino, 2000; MacArthur e Wilson, 2001). Esse padrão não é diferente para a abundância de aves aquáticas, pois áreas menores e mais isoladas são colonizadas em menor proporção pelos indivíduos. Em termos energéticos, o padrão de maior abundância de aves em lagoas costeiras com maior extensão é plausível devido à maior disponibilidade de recursos alimentares e à redução dos efeitos negativos da competição intra e inter-específica (Gimenes e Anjos, 2006). O aumento das margens de lagoas costeiras, resulta também no aumento da superfície de captação de nutrientes e biomassa de ambientes adjacentes (Holland *et al.*, 2012). Esse fenômeno propicia maiores valores de produtividade e pirâmides tróficas com bases mais largas, capazes de suportar maiores biomassas de organismos que ocupam posições tróficas superiores, como as aves (Odum, 1988; Knoppers, 1994). Além disso, em áreas mais extensas, existe menor probabilidade de encontro entre os indivíduos. Logo, mais tempo pode ser investido na alimentação e descanso, ao invés de comportamentos agonísticos (Navedo *et al.*, 2012).

Em uma perspectiva temporal, as aves aquáticas sofrem os efeitos imediatos da alteração dos ciclos hidrológicos (Rodrigues e Michelin, 2005; Fieker *et al.*, 2013; Rubim, 2013). Os diferentes regimes de precipitação influenciam diretamente as

variáveis físico-químicas da água, sua produtividade, e conseqüentemente, a abundância de alimento e o habitat disponível para as espécies (Millan-Nuñez *et al.*, 1982; Nessimian, 1995; Hollanda-Carvalho *et al.*, 2003; Ma *et al.*, 2010; Marotta *et al.*, 2010). Dessa forma, é essencial compreender como variáveis climáticas influenciam as flutuações temporais de riqueza e abundância de aves aquáticas (Isola *et al.*, 2000; Taft *et al.*, 2002; Bolduc e Afton, 2004).

De acordo com estudos conduzidos em diferentes latitudes do Brasil, não existe um padrão geral de maior riqueza e abundância de aves aquáticas durante uma determinada estação climática. Diferentes estudos têm obtido resultados opostos. Considerando-se as regiões norte e nordeste do país, há um padrão de maior abundância de aves residentes durante o período úmido (Barbieri, 2007; Soares e Rodrigues, 2009). Na região sudeste, os dados indicam que não existe uma variação na riqueza de aves entre as estações seca e úmida. No entanto, alguns estudos indicam maior abundância durante a seca, enquanto outros durante a estação úmida (Alves e Pereira, 1998; Rodrigues e Michelin, 2005; Fieker *et al.*, 2013; Rubim, 2013). Já no sul do país, onde predominam características de zonas temperadas, existe um padrão de maior abundância de aves durante a estação seca (Guadagnin *et al.*, 2005; Accordi e Hartz, 2006). Esse padrão é mais marcante em espécies residentes, ou seja, que se reproduzem na região.

A seleção de áreas úmidas prioritárias para conservação de aves, em geral é baseada em critérios de abundância de aves. Esses critérios incluem tanto espécies residentes quanto migratórias, que utilizam uma área úmida durante um período crítico de sua vida, na migração. Considera-se também a presença de espécies ameaçadas, especialmente em níveis nacional e global, e o número de endemismos (Bencke *et al.*, 2006; Ramsar Convention, 2009). A convenção Ramsar, cujo nome se deve à cidade onde ocorreu sua criação, em 1971 no Irã, reúne 173 países, incluindo o Brasil. A convenção estipula principalmente seis critérios para seleção de áreas úmidas com importância internacional (Ramsar Convention, 2009). Três critérios se aplicam as aves; uma área é considerada internacionalmente importante se: (i) suporta regularmente 20.000 ou mais aves aquáticas; (ii) fornece abrigo para espécies com situação conservacionista delicada; (iii) suporta espécies animais durante um estágio crítico de seu ciclo de vida, ou disponibiliza refúgio durante condições adversas.

Dentre as diferentes tipologias de áreas úmidas, manguezais, estuários e lagoas costeiras destacam-se como os ecossistemas mais produtivos, com importante papel no ciclo de vida das aves (Knoppers, 1994; Weller, 2003; Alfaro e Sarroca, 2009; Dias *et al.*, 2011). No entanto, ambientes úmidos tem sido mais rapidamente destruídos por atividades antrópicas do que outros ecossistemas ao redor do mundo (World Resources Institute, 2005).

No Brasil, a Mata Atlântica é uma área prioritária para estratégias de conservação da biodiversidade (Myers *et al.*, 2000). Diversos ambientes úmidos fazem parte desse bioma, entre eles: rios, brejos, alagados, manguezais, estuários e lagoas costeiras (Veloso *et al.*, 1991). Porém, práticas de abertura de canais de drenagem, terraplanagem, urbanização, desenvolvimento industrial, pesca desenfreada e caça ilegal tem descaracterizado as áreas úmidas brasileiras (Soffiati, 1985; Esteves, 2011; Rodrigues, 2012; Tavares e Siciliano, 2013a). Essas práticas colocam em risco não só populações de aves, em consequência da redução de áreas de reprodução, descanso e forrageio, mas também toda a diversidade existente nestes ambientes costeiros (Kozlowsky-Suzuki *et al.*, 1998; Ma *et al.*, 2010; Luz *et al.*, 2011; Tavares e Siciliano, 2013a).

O litoral do Brasil faz parte da rota de migração de pelo menos 28 espécies de aves limícolas neárticas (Sick, 1984; Mestre *et al.*, 2010; Valente *et al.*, 2011; Tavares *et al.*, 2013b). As regiões norte, nordeste e sul têm sido destacadas como áreas importantes para aves migratórias, em função do elevado número de aves que recebem anualmente, especialmente entre setembro e abril (Rodrigues, 2000; Barbieri e Paes, 2008; Campos *et al.*, 2008; Scherer e Petry, 2012). Além disso, um número considerável de espécies residentes, das quais muitas se encontram ameaçadas em nível regional dependem de áreas úmidas costeiras (e.g. Accordi, 2010; Tavares *et al.*, 2012; Accordi e Hartz, 2013). Todavia, existe no país uma lacuna considerável no conhecimento da biogeografia de aves aquáticas.

Semelhante ao observado em todo o litoral do Brasil, a estrutura da comunidade de aves em áreas úmidas costeiras do estado do Rio de Janeiro tem sido insuficientemente investigada. Grande parte dos estudos publicados apresentam apenas listas ou registros inéditos de aves para a costa central do estado, mais especificamente na cidade do Rio de Janeiro (e.g. Sick e Pabst, 1968; Reis e Gonzaga, 2000; Guimarães, 2001; Mallet-Rodrigues *et al.*, 2008; Maciel,

2009; Serpa *et al.*, 2013). Por outro lado, as áreas úmidas continentais mais representativas do Rio de Janeiro, como a Lagoa Feia, a foz do Rio Paraíba do Sul e diversas lagoas costeiras de menor porte, encontram-se no norte fluminense (Lamego, 1945; Esteves *et al.*, 2008). Portanto, essa região exibe um grande potencial para estudos sobre aves aquáticas.

O primeiro manuscrito a relatar espécies de aves com ocorrência no norte fluminense foi publicado pelo príncipe Maximilian zu Wied-Neuwied, após sua viagem ao Brasil, entre 1815 e 1817 (Wied-Neuwied, 1821). Não menos importante, relatos substanciais sobre as espécies registradas na região estão presentes em sua obra "*Beiträge zur Naturgeschichte von Brasilien*" (Wied-Neuwied, 1832). Wied-Neuwied percorreu todo o litoral norte do estado do Rio de Janeiro, e manifestou surpresa ao mencionar um número considerável de aves em lagoas costeiras localizadas no município de Quissamã. Em adição, Manoel Martinz do Couto Reys relatou algumas espécies para a região, porém em poucas linhas, já que sua obra possuía caráter mais abrangente (Reys, 1997).

Cabe ressaltar que uma notável parcela das informações sobre aves ao norte do estado do Rio de Janeiro encontra-se em uma variedade de publicações datadas desde o século XIX, resumos de congressos, catálogos de aves de Olivério Pinto, catálogos do museu da fauna, notas científicas e revisões de coleções científicas (Pinto, 1945; Sick, 1962; Aguirre e Aldrichi, 1983; Aguirre e Aldrichi, 1987; Sick, 1997; Freesz *et al.*, 2005; Krabbe, 2007; Serpa *et al.*, 2010; Tavares, 2010; Tavares *et al.*, 2010; Tavares *et al.*, 2013b). Em adição, a maioria dos trabalhos mencionados desenvolveu-se na porção da Lagoa Feia pertencente ao município de Campos dos Goytacazes e nos arredores do rio Paraíba do Sul.

Entre a década de 1990 e a presente data foram publicados apenas três estudos com resultados de pesquisas sistematizadas sobre comunidades de aves no Norte Fluminense (Alves *et al.*, 2004; Piratelli *et al.*, 2005; Gomes *et al.*, 2008). Conquanto, Pacheco *et al.* (1996) listaram 192 novos registros de espécies de aves para a região norte do estado, incluindo suas localidades. No entanto, os autores não apresentam dados de sazonalidade nem abundância das espécies, parâmetros cuja inexistência tem sido um obstáculo para a avaliação do status de conservação de um número considerável de espécies no estado do Rio de Janeiro (Alves *et al.*, 2000). Além disso, os estudos mencionados acima preservaram o foco em espécies

passeriformes e com ocorrência em áreas de restinga ou sob influência de cana-de-açúcar. Alves *et al.* (2004), por exemplo, registraram apenas 12 espécies de aves aquáticas no interior do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba.

Uma lista substancial de aves aquáticas do Norte Fluminense encontra-se disponível no “Diretório de Áreas Úmidas Neotropicais” (Antas *et al.*, 1986). Os autores compilaram 33 espécies de aves, algumas em “números significantes”, para a Lagoa Feia e brejos vinculados ao delta do rio Paraíba do Sul. Nessa obra, destacou-se também a importância da região para conservação tanto de espécies residentes como migratórias. Informações sobre a biologia e ocorrência de algumas espécies de aves marinhas e costeiras no norte fluminense constam em Novelli (1997). Porém os estudos mencionados acima, não englobaram lagoas costeiras nem mesmo parâmetros de comunidades.

Apesar de existir um número considerável de obras sobre as aves para o norte do Rio de Janeiro, ainda existe uma grande lacuna no conhecimento da ecologia de aves aquáticas, especialmente em lagoas costeiras. Isso porque a maioria dos estudos mencionados acima possui caráter essencialmente descritivo.

Nesse contexto, Quissamã é um município bastante representativo em termos de lagoas costeiras no estado do Rio de Janeiro (Bidegain *et al.*, 2002). Seu território abrange 12% da bacia hidrográfica da Lagoa Feia; a planície do Rio Macabu; 17 lagoas costeiras, das quais 13 são protegidas pelo Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba; a Barra do Furado, por onde a Lagoa Feia se comunica com o mar, pelo Canal das Flechas; e a Lagoa da Ribeira. Outrossim, a maior porção do PARNA da Restinga de Jurubatiba está localizada em Quissamã (65%). Todas essas áreas tem sofrido vasta descaracterização (Esteves, 2011; Tavares *et al.*, 2012; Soffiati, 2013). Por esses motivos, optou-se por conduzir o presente estudo na zona costeira de Quissamã.

OBJETIVOS

- (i) Fornecer uma lista atualizada e abrangente das aves aquáticas que utilizam as lagoas costeiras de Quissamã, norte fluminense.
- (ii) Verificar se existem diferenças na abundância e diversidade de aves aquáticas entre os períodos seco e úmido, nas lagoas costeiras de Quissamã. (**H0** = Não existem diferenças de abundância e diversidade de aves entre os períodos seco e úmido, pois a literatura não confirma um padrão evidente para a região sudeste do Brasil).
- (iii) Testar se há diferenças na abundância de aves aquáticas em áreas dentro e fora dos limites do PARNA da Restinga de Jurubatiba. (**H1** = Será constatada maior abundância de aves no interior do PARNA da Restinga de Jurubatiba, pois a unidade de conservação compreende maior extensão de lagoas costeiras na região estudada).

MATERIAL & MÉTODOS

Área de estudo

A área de estudo incluiu um cordão de 17 lagoas costeiras adjacentes à linha de praia situadas no município de Quissamã (22° 12' 22" S e 41° 24' 29" W) (Figura 1-1). Essa região abrange um total de 21 lagoas costeiras, das quais a Lagoa Feia, compartilhada com o município de Campos dos Goytacazes, é a segunda maior do país (Esteves, 2011). Dessas 21 lagoas, 19 situam-se paralelamente à linha de praia, com área variando entre 0.24 km² e 2.17 km². A maior parte é constituída por lagoas cuja profundidade varia muito pouco das margens ao centro, semelhante a salinas. Existe inclusive a formação natural de sal em sua superfície. Além disso, essas lagoas permaneceram sem conectividade entre si durante todo o período de estudo. Em vista disso, cada um desses corpos hídricos funcionou como um reservatório/pool distinto. As características fisionômicas e ambientais dessas lagoas

são apresentadas na Tabela 1-1. Também, o nome vernacular de cada corpo d'água encontra-se indicado no Anexo 1.

Embora não ocorram alterações substanciais na profundidade d'água ao longo do dia, há grande variação entre as estações seca (abril a setembro) e úmida (outubro a março) (Carmouze *et al.*, 1991; Macedo-Soares *et al.*, 2010). Esses períodos podem variar entre os anos, e no presente estudo, a estação seca ocorreu de julho a janeiro, enquanto a úmida ocorreu de fevereiro a junho. Isso de acordo com dados de precipitação pluviométrica obtidos no Instituto Nacional de Meteorologia (INMET). Em adição, 65% da área total do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e 13 das 18 lagoas protegidas por ele pertencem ao município de Quissamã (IBAMA, 2005), somando uma área de ~7.3 km². Por outro lado, outras 6 lagoas, que somam ~2.2 km² encontram-se desprotegidas pela unidade de conservação.

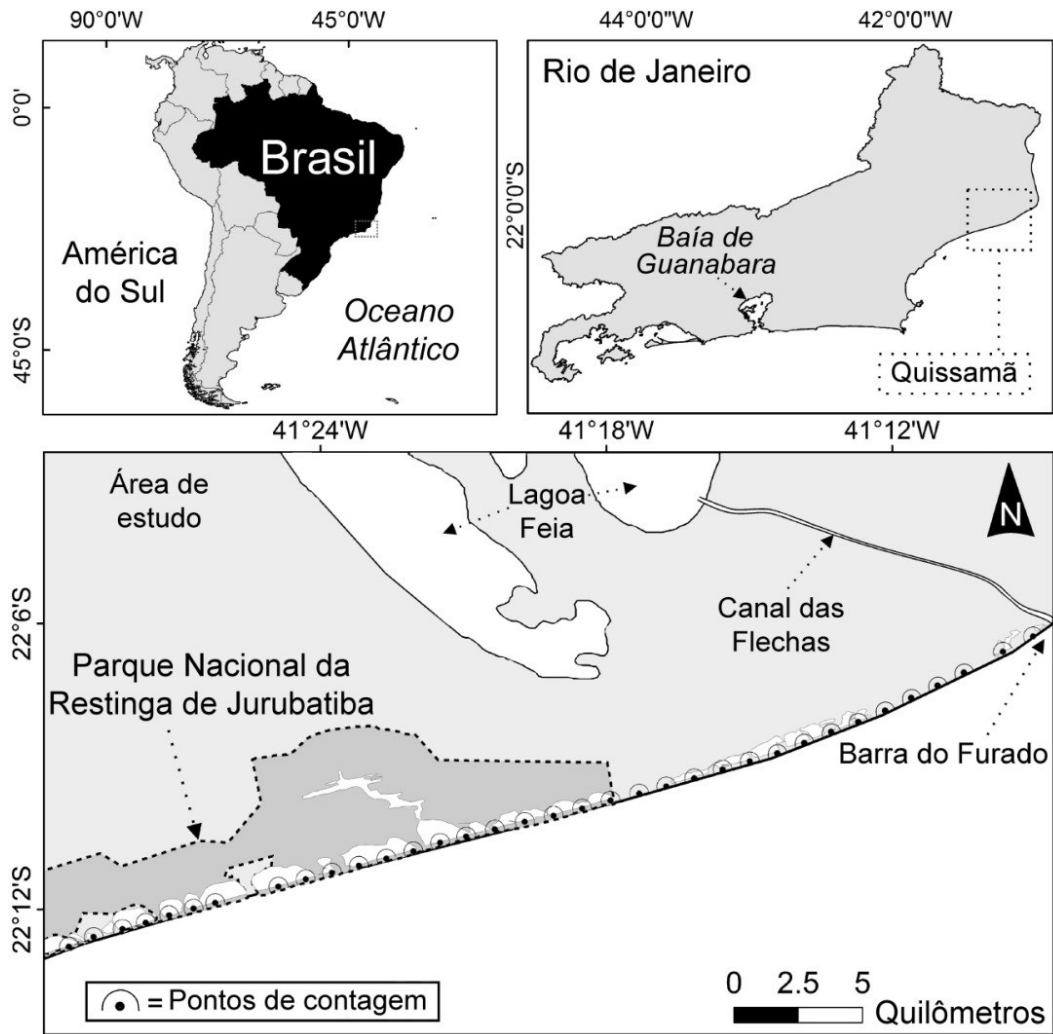


Figura 1-1. Localização das lagoas costeiras amostradas em Quissamã, norte fluminense, entre maio de 2012 e abril de 2013.

Tabela 1-1. Caracterização das lagoas costeiras de Quissamã, norte fluminense. Dados obtidos entre maio de 2012 e abril de 2013.

Lagoas	Fisionomias predominantes	Salin.	Área (km ²)	Prof. máx. (cm)
Garças	Lagoa com vegetação subaquática	14-86	0.38	53
Piripiri I	Lagoa com vegetação subaquática	4-69	0.08	21
Piripiri II	Lagoa com vegetação subaquática/Lodo	11-47	0.53	40
Maria menina	Lagoa com vegetação subaquática/Turfeira	7-91	0.34	113
Robalo	Lagoa com vegetação subaquática/Lodo	35-150	0.52	29
Visgueiro	Lodo/ Lagoa com vegetação subaquática	12-170	0.86	19
Pires	Lagoa com vegetação subaquática	13-150	1.14	54
Preta	Lagoa com vegetação subaquática	53	1.2	140
Barrinha	Lagoa com vegetação subaquática	-	0.22	-
Casa Velha	Lagoa/Lodo	9-68	0.61	20
Ubatuba	Lagoa/Lodo	8-95	0.48	8
Carrilho	Brejo (<i>Typha domingensis</i>)/Turfeira	0-32	0.29	58
Canema	Brejo/Lagoa/Turfeira	3-11	0.89	23
Carvão	Lagoa/Pasto alagado	3-8	0.6	6
Chica	Lagoa/Pasto alagado	7	0.18	14
Mangue de São Miguel	Lagoa com vegetação subaquática	18-42	0.07	80
Alagado de São Miguel	Lagoa com vegetação subaquática	7-42	0.18	2

Coleta de dados

Contagens de aves não-passeriformes foram conduzidas mensalmente, entre maio de 2012 e abril de 2013, às margens de 17 lagoas costeiras de Quissamã (Figura 1-1). A coleta de dados ocorreu preferencialmente entre os dias 18 e 26 de cada mês, com a finalidade de manter sua periodicidade constante. Dados de abundância foram obtidos por meio de 35 pontos dispostos linearmente, a cada 1 km de praia, percorridos com veículo bugre (Bibby *et al.*, 2000). Cada ponto cobriu um campo visual de área semicircular com raio fixo de 300 m, com auxílio de um *rangefinder* (Hutto *et al.*, 1986). Mais especificamente, a permanência em cada ponto de amostragem durou no máximo 5 minutos, para prevenir a recontagem de indivíduos (Bibby *et al.*, 2000). As contagens de aves iniciaram em torno de 5:40 h, com duração máxima de 5h (Tabela 1-2). Em adição, cada campanha teve o ponto de partida escolhido aleatoriamente, entre os dois pontos extremos do transecto, situados em João Francisco e Barra do Furado (Tabela 1-2).

Embora o método *distance sampling* permita a obtenção de dados de densidade mais acurados (Buckland *et al.*, 1993), foi descartado após um estudo piloto. Isso devido à dificuldade de conciliar a aferição precisa da distância para grandes bandos mistos de aves e o cumprimento de todos os pontos em uma só manhã. Contudo, é provável que os dados de abundância obtidos não apresentem elevado grau de tendência, pois os pontos cobriram um raio visual pequeno, em lagoas com espelho d'água aberto. De fato, essa situação facilita a detectabilidade de indivíduos. Considerando-se todo o ano de amostragens, 420 pontos foram cobertos. Desse total, 69 foram descartados porque permaneceram completamente secos durante todo o período do estudo. Portanto, 351 pontos foram analisados.

Com a finalidade de complementar a lista de espécies, 116 visitas *ad libitum* ocorreram entre fevereiro de 2008 e junho de 2013. Em adição, as aves foram avistadas com auxílio de binóculo (Nikon Monarch 8x42 mm) e telescópio (Celestron ultima 80x20-60 mm).

Tabela 1-2. Datas, locais e horários de início e término das contagens de aves sistematizadas em lagoas costeiras de Quissamã, norte fluminense, entre maio de 2012 e abril de 2013.

Data	Local		Horário	
	Início	Término	Início	Término
29 de maio de 2012	Barra do Furado	João Francisco	05:58	09:38
19 de junho de 2012	Barra do Furado	João Francisco	06:10	09:27
21 de julho de 2012	João Francisco	Barra do Furado	06:25	10:02
26 de agosto de 2012	Barra do Furado	João Francisco	06:08	10:12
23 de setembro de 2012	João Francisco	Barra do Furado	05:54	10:30
19 de outubro de 2012	João Francisco	Barra do Furado	05:40	09:49
19 de novembro de 2012	João Francisco	Barra do Furado	05:56	10:26
19 de dezembro de 2012	Barra do Furado	João Francisco	05:50	11:00
19 de janeiro de 2013	João Francisco	Barra do Furado	05:46	10:53
24 de fevereiro de 2013	João Francisco	Barra do Furado	06:05	10:15
29 de março de 2013	Barra do Furado	João Francisco	05:53	09:58
24 de abril de 2013	João Francisco	Barra do Furado	05:31	10:42

Análise de dados

Os padrões de abundância de aves foram descritos considerando-se valores de densidade (aves/km²). As espécies mais abundantes foram detectadas por meio de um ranking de abundância. Já os valores de diversidade foram calculados com base no índice de Shannon, considerando-se \log_{10} , devido a maior sensibilidade do índice a presença de espécies raras. A permanência de cada espécie na região foi avaliada de acordo com o Índice de Constância ($C = i \cdot 100/N$), onde i é o número de visitas mensais com presença da espécie i e N o número total de visitas ($N = 12$). De acordo com esse índice, as espécies foram classificadas como: constantes ($C \geq 50\%$); acessórias ($25\% > C < 50\%$) ou ocasionais ($C \leq 25\%$) (Dajoz, 1973; Campos *et al.*, 2008). Os tipos de evidências para validação do registro de cada táxon seguiram a classificação proposta por Carlos *et al.* (2002).

Todas as análises a seguir foram realizadas com o software R (Ihaka e Gentleman, 1996).

A variação de abundância e diversidade de aves entre os períodos seco e úmido foi avaliada por meio do Teste de Permutações, considerando-se 10.000 reamostragens (Crowley, 1992; Davison e Hinkley, 1997; Hesterberg *et al.*, 2003; Sokal e Rohlf, 2011). Limites de confiança *Bca* (*bias-corrected and accelerated bootstrap*) também foram obtidos por 10.000 reamostragens (Efron, 1981; Diccio e Efron, 1996). As unidades amostrais foram os valores de abundância de aves em cada ponto de contagem. Considerou-se um nível de significância de 0,05.

As diferenças de abundância e diversidade dentro e fora dos limites do PARNA da Restinga de Jurubatiba seguiu o mesmo procedimento adotado para a comparação de abundância e diversidade de aves entre os períodos seco e úmido.

A distribuição espacial de aves nas lagoas costeiras foi avaliada por meio da Análise de Correspondência Canônica (CCA), considerando lagoas como fatores e a abundância de espécies migratórias ou ameaçadas como variáveis numéricas. Em seguida, as lagoas foram agrupadas de acordo com o índice de similaridade euclidiana entre as coordenadas resultantes dos componentes mais significativos da CCA. Para melhor visualização dos resultados, os grupos (lagoas) foram plotados em um diagrama de ordenação utilizando a função *clusplot*, disponível no pacote *Cluster* (Pison *et al.*, 1999). A CCA permitiu a aplicação do teste de significância do

modelo (densidade de aves ~ lagoas), por meio do teste de permutações, conforme descrito em Legendre *et al.* (2011). Esse teste também permitiu a determinação da significância dos eixos gerados pela CCA. O número de permutações foi definido automaticamente, a partir da estabilização dos valores obtidos pelo teste, com a função *anova.cca()*, disponível no pacote *Vegan*. Considerou-se um nível de significância de 0,05.

A análise das flutuações mensais na abundância de aves foi realizada com as espécies unidas em “grupos funcionais” (Blondel, 2003). Essa classificação foi feita de acordo com semelhanças morfo-anatômicas, táticas de forrageio e tipo de item alimentar (Graaf *et al.*, 1985; Magalhães, 1990; Motta-Junior, 1990; Takekawa *et al.*, 2006). Sete grupos foram reconhecidos, em conformidade com Tavares e Siciliano (2014, no prelo): limícolas – espécies com hábito alimentar onívoro, constituído principalmente por invertebrados bentônicos, com bicos e patas curtos, que geralmente implicam em limitações para obtenção de alimento; pescadoras – espécies que se atiram na coluna d’água para capturar peixes; catadoras – espécies que se deslocam entre a vegetação aquática e passam o dia com a cabeça apontada para baixo, a procura de alimento, em geral artrópodes e grãos; mergulhadoras – espécies com um íntimo contato com a água, tanto para descanso quanto para alimentação, que possuem adaptações para capturar peixes em maiores profundidades na coluna d’água; vasculhadoras – espécies que introduzem o bico na camada d’água e fazem movimentos para revolver o sedimento, obtendo alimentos principalmente de forma tátil; pernaltas – espécies com hábito alimentar onívoro, com patas e bicos alongados, que aguardam a presa atentamente, e projetam o pescoço para capturá-la; catadoras de margem – de hábito onívoro, mas que utilizam principalmente as áreas de campo para obter alimento. A tabela 1-3 apresenta as espécies de aves pertencentes a cada grupo funcional.

RESULTADOS

Lista de aves aquáticas

Ao todo foram registradas 74 espécies de aves aquáticas nas lagoas costeiras de Quissamã, norte fluminense (Tabela 1-3). Dessas, 51 foram registradas durante o período de amostragens sistemáticas, entre maio de 2012 e abril de 2013, ao passo que 23 foram registradas durante amostragens *ad libitum*. As famílias com maior número de espécies foram Scolopacidae (17), Ardeidae (11), Rallidae (10) e Anatidae (9). A densidade média, considerando todas os táxons foi de 558 aves/km². As espécies mais abundantes foram: maçarico-de-sobre-branco *Calidris fuscicollis* (média = 87, SD = 993 aves/km²), maçarico-branco *Calidris alba* (média = 71, SD = 478 aves/km²), marreca-toicinho *Anas bahamensis* (média = 58, SD = 263 aves/km²) e maçarico-de-perna-amarela *Tringa flavipes* (média = 58, SD = 276 aves/km²) (Figura 1-2).

Do total de 74 espécies de aves listadas, 20 (28%) foram migratórias provenientes do Hemisfério Norte. O mergulhão-grande *Podiceps major* foi o único migrante proveniente do Hemisfério Sul. Todas as outras espécies se reproduzem em território nacional. Considerando-se as 51 espécies de aves documentadas durante o período de amostragens sistematizadas, 20 (39,2%) foram constantes, 15 (29,4%) acessórias e 16 (31,4%) ocasionais.

Quanto aos tipos de registros, 55 espécies de aves (74,3%) foram documentadas por fotografia, duas por gravação de vocalização (2,7%) e uma por revisão de literatura (1,4%). Apenas 16 espécies (21,6%) não foram alvo de registros documentados.

Oito espécies de aves (10,8%) registradas estão listadas como ameaçadas no estado do Rio de Janeiro (Alves *et al.*, 2000). Dessas, a cegonha *Ciconia maguari* e o pato-do-mato *Cairina moschata* encontram-se vulneráveis, enquanto a asa-branca *Dendrocygna autumnalis*, o colhereiro *Platalea ajaja*, o pernilongo-de-costas-brancas *Himantopus melanurus*, a gaivota-de-capuz-cinza *Chroicocephalus cirrocephalus*, o talha-mar *Rynchops niger* e a narceja-de-bico-torto *Nycticryphes semicollaris* estão provavelmente ameaçadas. Ressalta-se que a lista incluiu três espécies atualmente

consideradas extintas no município do Rio de Janeiro, a região mais exaustivamente inventariada no estado. São elas, a cegonha *Ciconia maguari*, o pato-do-mato *Cairina moschata* e o cabeça-seca *Mycteria americana* (Maciel, 2009). Além disso, do total de 74 espécies listadas, 29 (39%) merecem especial importância por estarem categorizadas como deficientes em dados que permitam avaliar seu estado de conservação em nível estadual (Alves *et al.*, 2000) (Tabela 1-3). Nessa categoria se enquadram todas as espécies limícolas neárticas. Em adição, a asa-branca *Dendrocygna autumnalis*, o pernilongo-de-costas-brancas *Himantopus melanurus* e a gaivota-de-cabeça-cinza *Chroicocephalus cirrocephalus*, consideradas raras ou incomuns em diferentes localidades do sudeste do Brasil, foram observadas em bandos de até 100, 400 e 800 aves, respectivamente.

Tabela 1-3. Lista das aves não-passeriformes registradas em lagoas costeiras de Quissamã, norte fluminense, entre maio de 2012 e abril de 2013. **Legenda:** Status de ocorrência no Brasil: (R) Residente; (VN) Migrante boreal; (VS) Migrante austral. Tipo de registro: (FoX) fotografia depositada em acervo privado; (RV) registro visual; (FoE) fotografia depositada em acervo institucional; (AsP) gravação de áudio depositada em acervo privado; (Voc) registro de vocalização; (Lit) obtido do Zoneamento Agroecológico da Restinga de Quissamã (Quissamã-RJ, 1994). Estado de conservação em nível estadual (Alves *et al.*, 2000): (DD) dados deficientes; (EP) em perigo; (PA) provavelmente ameaçada; (V) Vulnerável; (RR) rara; (AM) ameaçada em nível nacional (Silveira e Straube, 2005); (QA) quase ameaçada em nível global (IUCN, 2012). Grupo Funcional: (C) Catadoras; (Cm) Catadoras de margem; (M) Mergulhadoras; (P) Pernaltas; (Psc) Pescadoras; (L) Limícolas; (V) Vasculhadoras. Espécies registradas apenas durante amostragens *ad libitum* estão indicadas pelo símbolo ○. A ordenação taxonômica e nomenclatura seguem o Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (CBRO, 2011).

Ordem/Família/Espécie	Status	Tipo de registro	Aves/km ²	Constância	Grupo
Anseriformes Linnaeus, 1758					
Anatidae Leach, 1820					
<i>Dendrocygna viduata</i> (Linnaeus, 1766)	R	FoX	12,74	Acessória	V
<i>Dendrocygna autumnalis</i> (Linn., 1758) ^{PA}	R	FoX	0,02	Ocasional	V
<i>Cairina moschata</i> (Linnaeus, 1758) ^V	R	RV	○	-	V
<i>Sarkidiornis sylvicola</i> Iher. & Iher., 1907 ^{EP}	R	RV	○	-	V
<i>Amazonetta brasiliensis</i> (Gmelin, 1789)	R	FoX	4,66	Acessória	V
<i>Anas bahamensis</i> Linnaeus, 1758	R	FoX	58,26	Constante	V
<i>Netta erythrophthalma</i> (Wied, 1832) ^{DD}	R	FoX	0,02	Ocasional	V

<i>Netta peposaca</i> (Vieillot, 1816) ^{DD}	V	RV	○	-	V
<i>Nomonyx dominica</i> (Linnaeus, 1766) ^{DD}	R	RV	0,06	Ocasional	V
Podicipedidae Bonaparte, 1831					
<i>Tachybaptus dominicus</i> (Linnaeus, 1766)	R	RV	○	-	M
<i>Podilymbus podiceps</i> (Linnaeus, 1758)	R	FoE	3,67	Constante	M
<i>Podicephorus major</i> (Boddaert, 1783)	VS	FoE	○	-	M
Ciconiiformes Bonaparte, 1854					
Ciconiidae Sundevall, 1836					
<i>Ciconia maguari</i> (Gmelin, 1789) ^V	R	FoE	1,67	Constante	P
<i>Mycteria americana</i> Linnaeus, 1758 ^{DD}	R	FoE	0,08	Ocasional	P
Suliformes Sharpe, 1891					
Phalacrocoracidae Reichenbach, 1849					
<i>Phalacrocorax brasilianus</i> (Gmelin, 1789)	R	FoX	16,85	Constante	M
Pelecaniformes Sharpe, 1891					
Ardeidae Leach, 1820					
<i>Tigrisoma lineatum</i> (Boddaert, 1783) ^{DD}	R	FoX	○	-	P
<i>Botaurus pinnatus</i> (Wagler, 1829) ^{DD}	R	FoX	0,02	Ocasional	P
<i>Ixobrychus involucris</i> (Vieillot, 1823) ^{DD}	R	FoX	○	-	P
<i>Nycticorax nycticorax</i> (Linnaeus, 1758)	R	FoX	○	-	P
<i>Butorides striata</i> (Linnaeus, 1758)	R	FoX	0,18	Acessória	P
<i>Bubulcus ibis</i> (Linnaeus, 1758)	R	FoX		Acessória	P
<i>Ardea cocoi</i> Linnaeus, 1766	R	FoX	0,73	Constante	P
<i>Ardea alba</i> Linnaeus, 1758	R	FoX	24,22	Constante	P
<i>Syrigma sibilatrix</i> (Temminck, 1824)	R	FoX	0,04	Ocasional	P
<i>Egretta thula</i> (Molina, 1782)	R	FoX	36,58	Constante	P
<i>Egretta caerulea</i> (Linnaeus, 1758)	R	FoX	1,53	Constante	P
Threskiornithidae Poche, 1904					
<i>Platalea ajaja</i> Linnaeus, 1758 ^{PA}	R	FoE	12,98	Constante	V
Gruiformes Bonaparte, 1854					
Aramidae Rafinesque, 1815					
<i>Aramus guarana</i> (Linnaeus, 1766) ^{DD}	R	FoX	○	-	P
Accipitriformes Bonaparte, 1831					
Pandionidae Bonaparte, 1854					
<i>Pandion haliaetus</i> (Linnaeus, 1758)	VN	FoX	0,16	Acessória	Psc.
Rallidae Rafinesque, 1815					
<i>Rallus longirostris</i> Boddaert, 1783 ^{RR}	R	Lit	○	-	C
<i>Aramides cajanea</i> (Statius Muller, 1776)	R	AsP	○	-	C
<i>Aramides saracura</i> (Spix, 1825)	R	Voc	○	-	C
<i>Laterallus melanophaius</i> (Vieillot, 1819)	R	AsP	○	-	C
<i>Porzana albicollis</i> (Vieillot, 1819)	R	Voc	○	-	C
<i>Pardirallus maculatus</i> (Boddaert, 1783) ^{DD}	R	RV	○	-	C
<i>Pardirallus nigricans</i> (Vieillot, 1819)	R	Voc	○	-	C
<i>Gallinula galeata</i> (Lichtenstein, 1818)	R	FoX	10,44	Constante	C
<i>Gallinula melanops</i> (Vieillot, 1819)	R	RV	○	-	C
<i>Porphyrio martinica</i> (Linnaeus, 1766)	R	FoX	0,62	Acessória	C
Charadriiformes Huxley, 1867					
Charadriidae Leach, 1820					
<i>Vanellus chilensis</i> (Molina, 1782)	R	FoX		Constante	Cm
<i>Pluvialis dominica</i> (Statius Muller, 1776) ^{DD}	VN	FoX	1,17	Acessória	L
<i>Pluvialis squatarola</i> (Linnaeus, 1758) ^{DD}	VN	FoX	16,16	Constante	L
<i>Charadrius semipalmatus</i> Bonap., 1825 ^{DD}	VN	FoX	23,70	Constante	L
<i>Charadrius collaris</i> Vieillot, 1818 ^{DD}	R	FoX	1,09	Constante	L
Haematopodidae Bonaparte, 1838					
<i>Haematopus palliatus</i> Temminck, 1820	R	FoX	0,22	Ocasional	L
Recurvirostridae Bonaparte, 1831					
<i>Himantopus melanurus</i> Vieillot, 1817 ^{PA}	R	FoE	30,25	Constante	L
Scolopacidae Rafinesque, 1815					
<i>Gallinago paraguayae</i> (Vieillot, 1816)	R	RV	○	-	L
<i>Numenius phaeopus</i> (Linnaeus, 1758)	VN	FoX	1,31	Acessória	L
<i>Limosa haemastica</i> (Linnaeus, 1758) ^{DD}	VN	FoE	0,02	Ocasional	L
<i>Actitis macularius</i> (Linnaeus, 1766) ^{DD}	VN	FoX	0,08	Ocasional	L
<i>Tringa solitaria</i> Wilson, 1813 ^{DD}	VN	RV	0,06	Ocasional	L

<i>Tringa melanoleuca</i> (Gmelin, 1789) ^{DD}	VN	FoX	18,32	Constante	L
<i>Tringa semipalmata</i> (Gmelin, 1789) ^{DD}	VN	RV	○	-	L
<i>Tringa flavipes</i> (Gmelin, 1789) ^{DD}	VN	FoX	57,72	Constante	L
<i>Arenaria interpres</i> (Linnaeus, 1758) ^{DD}	VN	FoX	2,38	Acessória	L
<i>Calidris canutus rufa</i> (Linnaeus, 1758) ^{DD}	VN	FoE	6,11	Acessória	L
<i>Calidris alba</i> (Pallas, 1764) ^{DD}	VN	FoX	70,76	Constante	L
<i>Calidris pusilla</i> (Linnaeus, 1766) ^{DD}	VN	RV	2,72	Acessória	L
<i>Calidris minutilla</i> (Vieillot, 1819) ^{DD}	VN	FoX		Ocasional	L
<i>Calidris fuscicollis</i> (Vieillot, 1819) ^{DD}	VN	FoX	87,18	Acessória	L
<i>Calidris melanotos</i> (Vieillot, 1819) ^{DD}	VN	FoX	0,06	Ocasional	L
<i>Phalaropus tricolor</i> (Vieillot, 1819) ^{DD}	VN	RV	0,10	Ocasional	L
Jacaniidae Chenu & Des Murs, 1854					
<i>Jacana jacana</i> (Linnaeus, 1766)	R	FoX	4,70	Constante	C
Rostratulidae Mathews, 1914					
<i>Nycticryphes semicollaris</i> (Vieill., 1816) ^{PA}	R	RV	○	-	L
Laridae Rafinesque, 1815					
<i>Chroicocephalus cirrocephalus</i> (V., 1818) ^{PA}	R	FoE	33,53	Constante	Psc.
<i>Larus dominicanus</i> Lichtenstein, 1823	R	FoX	○	-	Psc.
Sternidae Vigors, 1825					
<i>Sternula superciliaris</i> (Vieillot, 1819)	R	FoX		Ocasional	Psc.
<i>Sterna hirundo</i> Linnaeus, 1758 ^{DD}	VN	FoX	○	-	Psc.
<i>Sterna hirundinacea</i> Lesson, 1831	R	FoX	○	-	Psc.
<i>Thalasseus acutiflavus</i> (Cabot, 1847) ^{DD}	R	FoE	3,00	Acessória	Psc.
<i>Thalasseus maximus</i> (Boddaert, 1783) ^{AM}	R	FoE	0,40	Acessória	Psc.
Rynchopidae Bonaparte, 1838					
<i>Rynchops niger</i> Linnaeus, 1758 ^{PA}	R	FoE	1,81	Acessória	Psc.
Coraciiformes Forbes, 1844					
Alcedinidae Rafinesque, 1815					
<i>Megaceryle torquata</i> (Linnaeus, 1766)	R	FoE	0,06	Ocasional	Psc.
<i>Chloroceryle amazona</i> (Latham, 1790)	R	FoX	0,04	Ocasional	Psc.

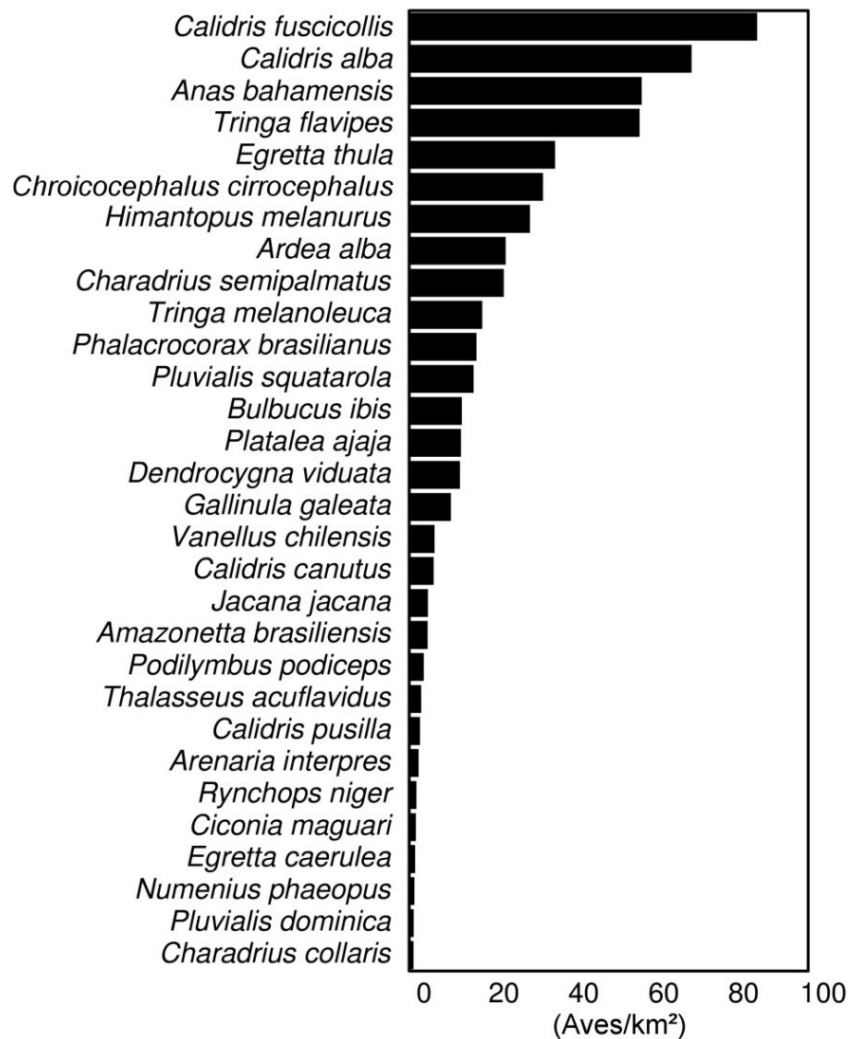


Figura 1-2. Ranking de abundância de aves não-passeriformes em lagoas costeiras de Quissamã, norte fluminense, entre maio de 2012 e abril de 2013. São exibidas apenas espécies com densidade média superior a 1 ave/km².

Varição temporal de abundância e diversidade

A abundância média de aves obtida para todo o período de estudo foi de 558 aves/km². Não houve diferença na densidade média de aves entre o período seco (488 aves/km²) e úmido (680 aves km²) (Teste de permutações, $p = 0,27$). No entanto, o intervalo de confiança para aves no período úmido atingiu valores de até 1176 aves/km² (Figura 1-3). Por outro lado, houve diferença entre valores médios de diversidade entre os períodos seco (0.86) e úmido (0.55) (teste de permutações, $P = 0,0001$) (Figura 1-3).

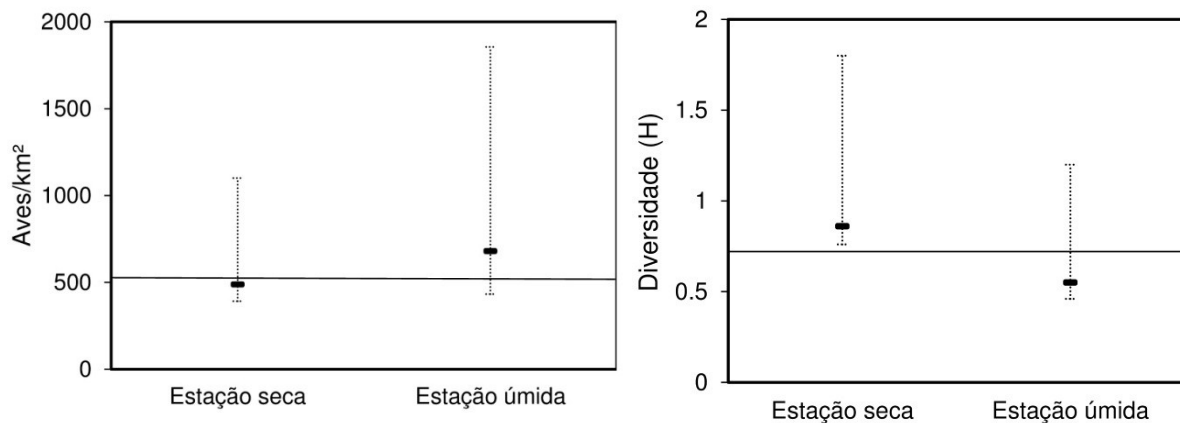


Figura 1-3. Diferenças entre as médias de abundância e diversidade de aves entre as estações seca e úmida em lagoas costeiras de Quissamã, norte fluminense, entre maio de 2012 e abril de 2013. Barras verticais indicam intervalos BCa com 95% de confiança, enquanto a linha contínua horizontal indica a abundância média entre as duas estações.

Considerando-se a variação mensal de abundância dos grupos funcionais, as aves limícolas apresentaram nítido aumento em abril de 2013, com média de 1.400 aves/km², constituindo o único grupo com incremento numérico durante o período úmido (Figura 1-4). As aves catadoras, pernaltas e vasculhadoras foram mais abundantes durante o período seco. Os outros grupos funcionais não apresentaram um nítido padrão de sazonalidade entre os períodos seco e úmido (Figura 1-4).

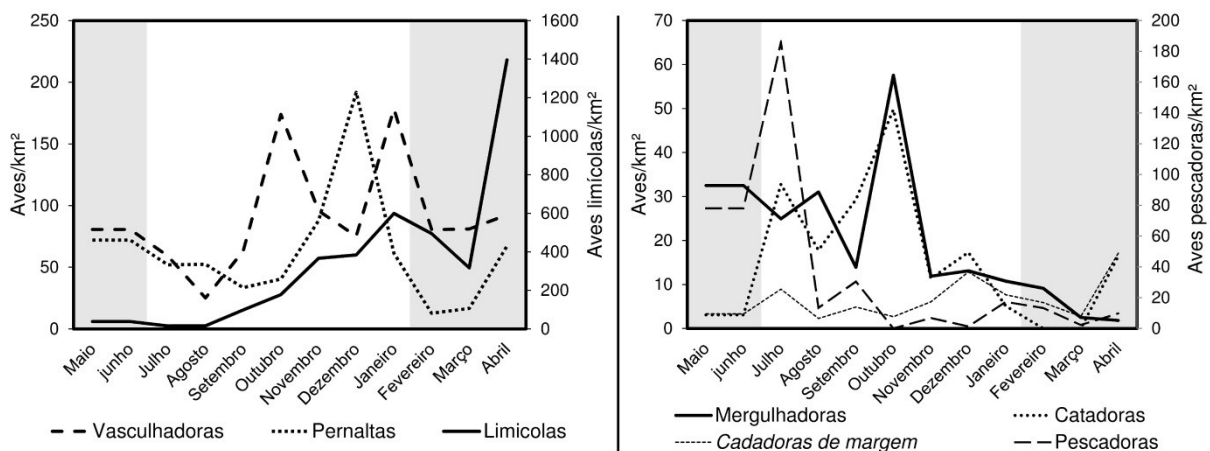


Figura 1-4. Densidade média mensal dos grupos funcionais de aves em lagoas costeiras de Quissamã, norte fluminense, entre maio de 2012 e abril de 2013. A área preenchida de cinza indica os meses da estação úmida.

Quanto à variação mensal do índice de diversidade, os maiores valores foram observados entre setembro e novembro de 2012, com declínio evidente entre fevereiro e abril de 2013 (Figura 1-5).

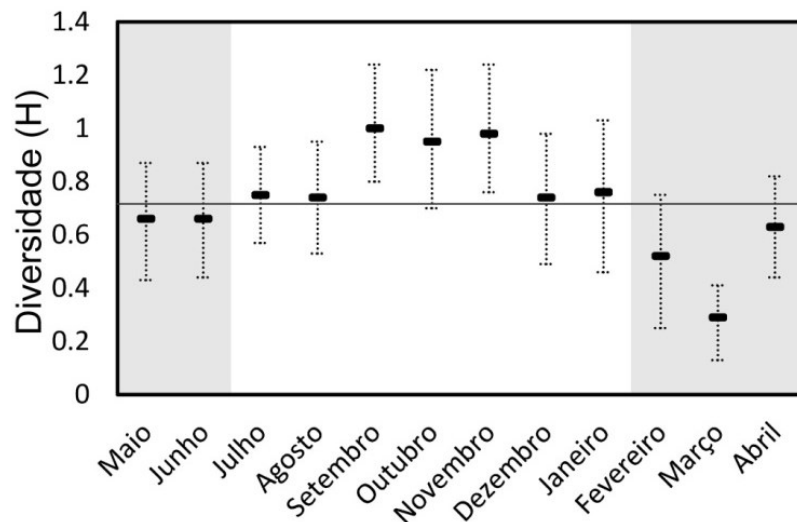


Figura 1-5. Variação temporal da diversidade média de aves aquáticas em lagoas costeiras de Quissamã, norte fluminense, entre maio de 2012 e abril de 2013. A área preenchida de cinza indica os meses da estação úmida. Barras verticais indicam intervalos BCa com 95% de confiança.

Variação espacial de abundância e diversidade

Não houve diferença significativa na abundância e diversidade de aves dentro e fora dos limites do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (Teste de permutações, $P > 0,6$) (Figura 1-6). Por outro lado, o intervalo de confiança para a densidade de aves fora da unidade de conservação atingiu valores de até 1.520 aves/km². Em adição, algumas lagoas desprotegidas exibiram os maiores índices de diversidade, entre elas o Alagado de São Miguel (ASM), localizado em Barra do Furado, e as lagoas do Carrilho e Carvão (Figura 1-7).

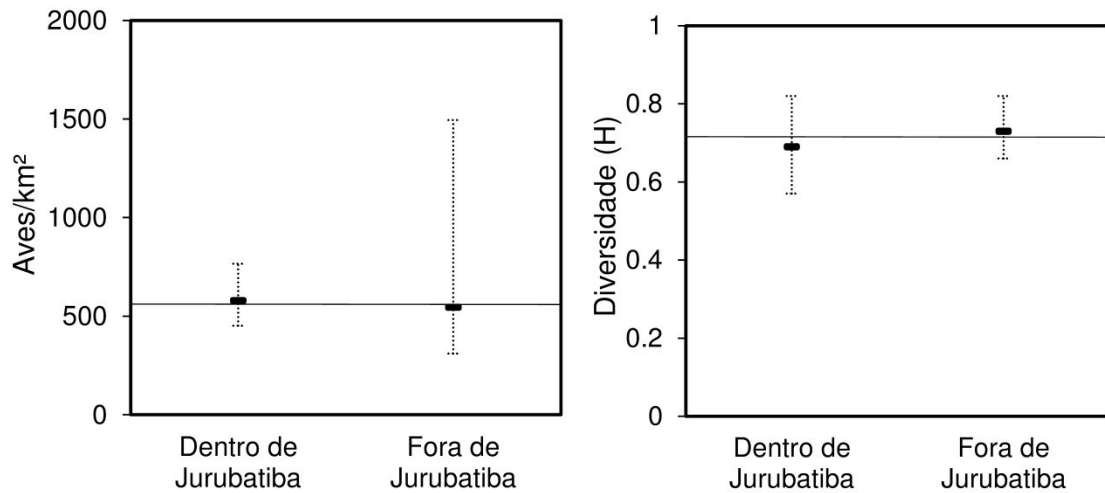


Figura 1-6. Valores de abundância e diversidade médias de aves dentro e fora dos limites do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba. Barras verticais indicam intervalos BCa com 95% de confiança. A linha contínua representa o valor médio entre as duas categorias examinadas.

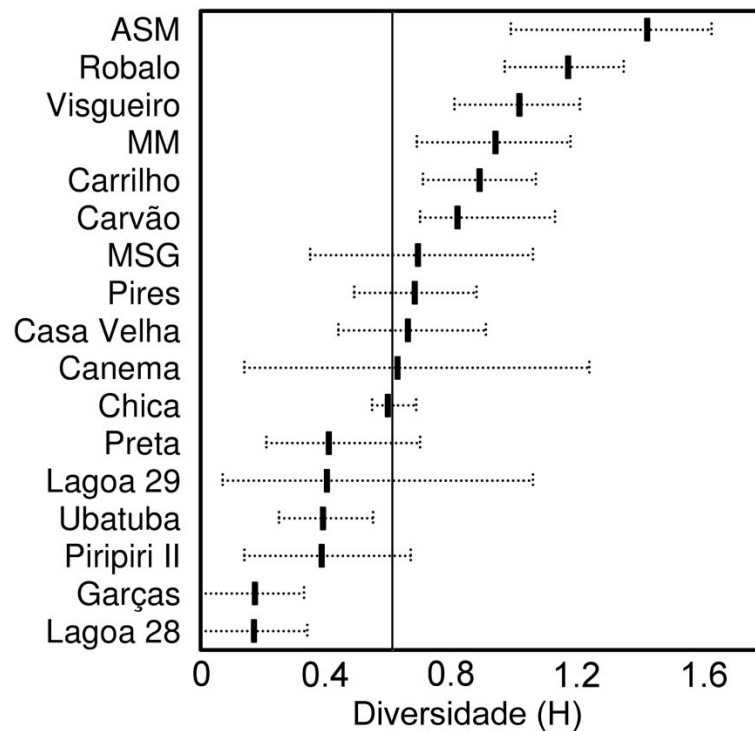


Figura 1-7. Índices de diversidade para lagoas costeiras de Quissamã, norte fluminense, entre maio de 2012 e abril de 2013. Barras horizontais indicam intervalos BCa com 95% de confiança, enquanto a linha vertical indica a diversidade média. Legenda: (ASM) alagado de São Miguel; (MM) Maria Menina; (MSM) Mangue de São Miguel.

O modelo adotado para a CCA (densidade de espécies ameaçadas e migratórias ~ lagoas costeiras) foi significativo (Teste de permutações, “Pseudo F” = 3,48, $P = 0,01$). Da mesma forma, os quatro primeiros eixos da análise foram significativos (Teste de permutações, $P > 0,01$) e juntos explicaram 74% da variação de abundância. Esses eixos foram utilizados na análise de agrupamento, que permitiu a identificação de cinco grupos (Figura 1-8). De modo geral, tanto áreas no interior quanto no exterior dos limites do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba apresentaram composições específicas de espécies ameaçadas e migratórias. A cegonha *C. maguari*, vulnerável em nível estadual, apresentou ocorrência fortemente associada a lagoas localizadas fora dos limites do PARNA da Restinga de Jurubatiba. Da mesma forma, a águia-pescadora *Pandion haeliaetus*, esteve fortemente associada à Lagoa Preta, situada no limite nordeste da unidade de conservação. Em adição, as lagoas contornadas pela elipse verde possuíram maior riqueza de espécies limícolas neárticas associados as suas áreas ($n = 8$).

DISCUSSÃO

Lista de espécies

Duas espécies previamente mencionadas para áreas úmidas da região não foram registradas durante o presente estudo. A primeira, marreca-de-asa-azul *Anas discors* é migratória proveniente da América do Norte e foi listada por Antas *et al.* (1986) para a Lagoa Feia. A segunda, saracura-matraca *Rallus longirostris*, foi listada no Zoneamento Agroecológico da Restinga de Quissamã, porém sem referência a uma localidade específica (Quissamã-RJ, 1994).

Os registros apresentados aqui ampliam a lista de migratórias neárticas da zona costeira de Quissamã, de cinco para 18 espécies (Santos e Alves, 2011). Essa diferença pode ser atribuída ao pequeno esforço amostral empregado no estudo anterior, limitado a 2 km de litoral em áreas de mais fácil acesso.

Nesse contexto, as áreas de parada localizadas ao longo da Rota Migratória do Atlântico possuem reconhecida importância para migrantes neárticos, em termos de aquisição de energia, muda de penas e descanso (Leu e Thompson, 2002; Newton, 2007). Pelo menos 28 espécies de maçaricos provenientes do Hemisfério Norte utilizam sítios de parada ao longo da costa brasileira, principalmente nas regiões norte, nordeste e sul do país, onde elevadas riqueza e abundância tem sido constatadas (Rodrigues, 2000; Barbieri e Hvenegaard, 2008; Mestre *et al.*, 2010; Scherer e Petry, 2012). Considerando a riqueza, as áreas mais representativas parecem estar localizadas no estado do Maranhão, com 15 espécies (Rodrigues, 2000), Sergipe, com 16 espécies (Barbieri, 2007) e Rio Grande do Sul, também com 16 espécies (Dias *et al.*, 2011; Mäder, 2011; Scherer e Petry, 2012). Nas lagoas costeiras de Quissamã, 18 limícolas neárticas foram registradas. Além disso, essas aves atingiram valores de densidade média e número máximo de indivíduos de 619 aves/km² e 6.133 indivíduos, respectivamente. Em uma comparação desses valores com os reportados para outras 17 áreas de parada de aves migratórias na costa brasileira, as lagoas costeiras de Quissamã ocuparam o sétimo lugar em um ranking de abundância de limícolas neárticas (Nascimento, 2001; Barbieri e Paes, 2008; Cestari, 2008; Cardoso e Zeppelini, 2011, Vooren e Chiaradia, 1990; Larrazábal *et al.*, 2000; Rodrigues, 2000; Telino-Júnior *et al.*, 2003; Barbieri, 2007; Rodrigues, 2007; Campos *et al.*, 2008; Cremer *et al.*, 2011; Mäder, 2011; Vallejos *et al.*, 2011;

Scherer e Petry, 2012). Os elevados valores de riqueza e abundância de migratórias neárticas constatadas nas lagoas costeiras de Quissamã são fortes evidências de que a região é uma importante área de parada em nível nacional.

Considerando-se todas as espécies de aves aquáticas, a riqueza observada foi muito superior àquela constatada na Lagoa Rodrigo de Freitas, localizada na costa da cidade do Rio de Janeiro (Alves e Pereira, 1998). Apenas nove aves aquáticas, com densidade média de 67 aves/km² foram registradas em um ano de amostragens naquela lagoa. Esses números refletem o elevado grau de degradação e alterações históricas nas condições naturais desse ecossistema (Rodrigues, 2012). Nas lagoas costeiras de Quissamã, 74 espécies foram registradas, com abundância média de 558 aves/km². Essas diferenças de riqueza e abundância evidenciam o impacto negativo da alteração antrópica de regimes hidrológicos naturais em aves aquáticas, conforme discutido por Ma *et al.* (2010).

Mallet-Rodrigues *et al.* (2008) listaram para a Baixada de Jacarepaguá que soma 3,8 km² de áreas úmidas, 77 aves aquáticas. Desse total, 41 (53,2%) foram obtidas por revisão de literatura e não possuem registros recentes na região inventariada. Por outro lado, pelo menos 30 dessas 41 espécies (73,2%) foram registradas nas lagoas costeiras de Quissamã, o que reforça o seu papel na conservação de biodiversidade aquática em nível regional.

As elevadas riqueza e abundância de aves aquáticas constatadas no presente estudo podem ser explicadas principalmente por dois fatores. A região abrange um elevado número de lagoas com elevada heterogeneidade de habitats (Esteves, 1998a; Enrich-Prast *et al.*, 2004; Chagas e Suzuki, 2005; Bove e Paz, 2009). Isso é importante porque diferentes espécies de aves possuem diferentes necessidades ecológicas (Kober e Bairlein, 2009; Alves *et al.*, 2012). Logo, quanto maior a heterogeneidade de habitats, maior a quantidade de nichos diferenciados para serem preenchidos por espécies distintas. Por exemplo, corpos d'água com profundidade acima de 1m são propícios à utilização por aves mergulhadoras, ao passo que águas rasas são adequadas ao forrageio por aves limícolas de diferentes tamanhos (Ntiamoa-Baidu *et al.*, 1998). De fato, mesmo com pequena extensão, um conjunto de áreas úmidas com moderada heterogeneidade de habitats, pode abrigar elevada riqueza e abundância de aves (Rosselli e Stiles, 2012). Não menos importante, os ecossistemas úmidos ao norte do estado somam uma área

relativamente extensa, quando comparada a outras existentes no estado do Rio de Janeiro (e.g. Bacia do Rio São João, Lagoa Rodrigo de Freitas). Essa característica também torna a região adequada à utilização por aves aquáticas, uma vez que a área de ecossistemas úmidos é positivamente correlacionada com a riqueza e abundância de aves (Paracuellos, 2006). Em virtude desse conjunto de características, as lagoas costeiras ao norte do Rio de Janeiro abrigam, pelo menos, 68,5% das 108 espécies de aves aquáticas listadas para o estado.

Registros notáveis

***Podiceps major* (Boddaert, 1783)** – Ocorrência restrita à América do Sul (Sick, 1997). No Brasil, ocorre entre os estados do Rio Grande do Sul e Espírito Santo (Simon *et al.*, 2005; Bencke *et al.*, 2010). O primeiro registro documentado da espécie no estado do Rio de Janeiro ocorreu em 2008, na costa central (Serpa *et al.*, 2008). No presente estudo foi registrado em junho de 2011, na Lagoa do Pires, durante uma amostragem *ad libitum*. Também tem sido registrado com frequência em águas marinhas no litoral de Quissamã, com maior frequência entre os meses de dezembro e fevereiro (Tavares e Siciliano, 2013b). Os registros aqui mencionados suportam a hipótese de uma recente expansão geográfica da espécie para o sudeste do Brasil (Simon *et al.*, 2005).

***Ciconia maguari* (Gmelin, 1789)** – Bandos de até 26 indivíduos em lagoas costeiras com águas rasas (< 30 cm), adequadas ao forrageio da espécie. As lagoas do Canema, Carvão e Chica, com fisionomia predominante de brejo e pasto, parecem compor a principal área utilizada pela espécie. Porém, essa lagoa está desprotegida pelo PARNA da Restinga de Jurubatiba. Durante o período úmido a espécie parece expandir sua distribuição na região, utilizando lagoas que estavam ressecadas durante o período de seca. Os registros de bandos de até 26 aves da espécie tem elevada importância conservacionista, porque a aglomeração pode ser um indicativo de reprodução na região (González, 1996). Além disso, o seu sucesso reprodutivo aumenta quando os indivíduos se aglomeram em grupos sociais (Thomas, 1986).

***Limosa haemastica* (Linnaeus, 1758)** – O registro de bandos de 1-6 aves em maio de 2011 e setembro de 2012 indicam que a espécie utiliza as lagoas costeiras amostradas tanto durante a chegada quanto na partida da América do Sul. Embora seja apontada como localmente rara ao longo da costa do Atlântico (Belton, 1984; O'Brien *et al.*, 2006), até 1,300 indivíduos tem sido contados na costa do Rio Grande do Sul (Fedrizzi e Carlos, 2011). No Rio de Janeiro não há dados que permitam a avaliação do seu estado de conservação. Por outro lado, a espécie foi recentemente classificada como ameaçada em São Paulo, também na região sudeste (Bressan *et al.*, 2009).

***Calidris canutus* (Linnaeus, 1758)** – Registrado em bandos de 3 – 18 indivíduos se alimentando em lagoas dentro do PARNA da Restinga de Jurubatiba, entre março e maio de 2012; outubro e dezembro de 2012; e janeiro, fevereiro e abril de 2013. No Brasil parece ocorrer apenas a população que se reproduz no Canadá, denominada *C. canutus rufa*, mais abundante no litoral do Rio Grande do Sul e alguns pontos da região norte (Harrington *et al.*, 1986; Rodrigues e Lopes, 2000). Essa população entrou em declínio populacional marcante na década de 1990 (Niles *et al.*, 2008). Porém, não é listada como globalmente ameaçada, porque a IUCN não considera subespécies (IUCN, 2012). A redução de recursos alimentares tem sido considerada uma ameaça relevante à espécie (Morrison *et al.*, 2004).

***Himantopus melanurus* (Vieillot, 1817)** – Oito adultos e dois filhotes foram fotografados em junho de 2012, no Alagado de São Miguel, Barra do Furado. O presente registro confirma a reprodução no Rio de Janeiro, conforme previamente sugerido por Novelli (1997). Em dezembro de 2013, um bando de 193 aves se alimentava na lagoa do Robalo. Durante a mesma amostragem, um total de 514 indivíduos foi registrado ao longo das lagoas aqui amostradas.

***Nycticryphes semicollaris* (Vieillot, 1816)** – Registrado em julho de 2010 em um alagado próximo a Barra do Furado, e também em junho e julho de 2011, na Lagoa do Carrilho, quando prevaleciam ciperáceas. Provavelmente nidifica na região, mas foi reportada como visitante de inverno no entorno da Lagoa Feia (Sick, 1962; Antas *et al.*, 1986).

***Phalaropus tricolor* (Vieillot, 1819)** – Um indivíduo avistado em dezembro de 2010, na lagoa de Ubatuba e cinco indivíduos em janeiro de 2013. Embora não tenham sido fotografados foram claramente observados com auxílio de telescópio. Listado como relativamente comum nas planícies de Campos dos Goytacazes, porém, não se encontra na lista de aves do estado do Rio de Janeiro (Gagliardi, 2011). A espécie também não foi registrada em outros estudos na região (Alves *et al.*, 2004; Santos e Alves, 2011). Até o presente momento não foi publicado um registro documentado da espécie no estado do Rio de Janeiro.

***Chroicocephalus cirrocephalus* (Lichtenstein, 1823)** – Bandos entre aproximadamente 300-1000 aves tem sido registrados, principalmente nas lagoas do Robalo, Visgueiro e a Barra do Furado em alimentação e descanso. A espécie nidifica na região, e faz deslocamentos pré-reprodutivos para outras áreas, no início da estação úmida (Tavares *et al.*, 2013a). Esse deslocamento ocorre provavelmente em razão do aumento dos níveis d'água nas lagoas aqui amostradas, que resulta em condições pouco adequadas a alimentação da espécie.

***Calidris minutilla* (Vieillot, 1819)** – Fotografado em dezembro de 2012, janeiro e abril de 2013. Embora tenha sido previamente mencionado para a Região dos Lagos e costa central do Rio de Janeiro (Pacheco, 1988; Santos e Alves, 2011), as fotografias obtidas no presente estudo constituem a primeira evidência documentada da espécie no estado do RJ. Embora tenha ocorrido como ocasional no presente estudo, têm sido registrada em outras áreas do estado. Conforme sugerido por Crozariol (2009), a espécie parece ter ocorrência regular na região sudeste do país.

***Mycteria americana* Linnaeus, 1758** – Em dezembro de 2012, um indivíduo foi fotografado e observado alimentando-se junto à garças-brancas *Ardea alba*, na lagoa de Ubatuba, limite nordeste do PARNA da Restinga de Jurubatiba. A espécie é considerada quase ameaçada em São Paulo (Bressan *et al.*, 2009), vulnerável em Minas Gerais (Silveira *et al.*, 2008) e não possui ocorrência confirmada para o Espírito Santo. No entanto, consta na lista produzida por Ruschi (1953) e tem

provável ocorrência no estado assinalada por Pacheco e Bauer (2001). Não estão disponíveis dados históricos que permitam a avaliação do status de conservação de *M. americana* no estado do Rio de Janeiro (Alves *et al.*, 2000). Nenhum dos estudos revisados fez menção à ocorrência da espécie no estado do Rio de Janeiro (Araújo e Maciel, 1979; Maciel, 1984; Pacheco *et al.*, 1996; Alves *et al.*, 1997; Guimarães, 2001; Mallet-Rodrigues *et al.*, 2008; Maciel, 2009; Mallet-Rodrigues, 2012). Apesar de inventários sistematizados terem sido recentemente conduzidos na região norte fluminense, *M. americana* teve seu último relato no Zoneamento Agroecológico da Restinga do município de Quissamã, em 1994 (Quissamã-RJ, 1994; M. Raposo info. pess.). Na revisão dos relatos históricos mais representativos, Manoel Martinz do Couto Reis menciona “jaburús”, em seus manuscritos sobre a região de Campos dos Goytacazes, provavelmente em alusão à *M. americana* (Reys, 1997). De fato, esse era o vernáculo adotado na época por outros naturalistas (Wied-Neuwied, 1832; Straube, 2000; Papavero *et al.*, 2009; Teixeira *et al.*, 2010). O reduzido número de registros da espécie, aliado ao seu comportamento migratório suportam a hipótese de que *M. americana* é uma espécie acessória na assembléia de aves das áreas úmidas do norte fluminense. Talvez isso se aplique para toda a região sudeste. Levy *et al.* (2008) utilizam argumento similar para explicar o registro de *Jabiru mycteria* no estado do Ceará.

***Dendrocygna autumnalis* (Linnaeus, 1758)** – Uma ave foi registrada em outubro de 2012, junto a um bando de 250 irerês *Dendrocygna viduata*, na lagoa do Carrilho. Essa lagoa encontra-se desprotegida pelo PARNA da Restinga de Jurubatiba. A espécie foi previamente mencionada para a região por Antas *et al.* (1986). Porém, possui poucos registros no estado do Rio de Janeiro, especialmente na costa central, que é uma região intensivamente inventariada (Magnanini e Coimbra Filho, 1964; Oliveira e Pacheco, 2010). Recentemente foi registrado um ninho na baixada de Guapimirim, Rio de Janeiro (Camacho e Pimentel, 2012). A área onde a espécie ocorre em maior abundância no estado parece ser a Área de Proteção da Lagoa da Ribeira, também localizada no município de Quissamã. Bandos de até 350 aves foram registrados nessa lagoa (Tavares, 2010). No entanto, a espécie não tem sido observada em visitas recentes a essa lagoa, que tem sofrido considerável perda de área por causa de ocupações irregulares, e aterramentos de áreas alagadas para atividades agropecuárias.

Varição temporal de abundância e diversidade

A ausência na diferença significativa de abundância, e os maiores valores de diversidade observados durante o período seco são um indicativo de que ocorre uma considerável troca de espécies entre as duas estações. De fato, alguns táxons cujos hábitos alimentares são beneficiados por águas com pouca profundidade (Taft *et al.*, 2002; Ma *et al.*, 2010) tiveram ocorrência restrita à estação seca. Essas espécies incluem, por exemplo: o marrecão *Netta peposaca*, a asa-branca *D. autumnalis*, o socó-boi *Tigrisoma lineatum*, o socói-amarelo *Ixobrychus involucris*, a garça-azul *Egretta caerulea*, o colhereiro *P. ajaja* e o frango-d'água-carijó *Gallinula melanops*. De fato, durante o período seco, os níveis de água diminuem e as lagoas tornam-se divididas em diferentes poças (*pools*) d'água, em um processo que resulta na concentração de potenciais presas consumidas por aves aquáticas (Macedo-Soares *et al.*, 2010; Tavares *et al.*, 2012). Além disso, a maior parte do período de seca coincidiu com a chegada de aves migratórias neárticas, cuja riqueza é muito representativa na região (18 espécies).

Outros estudos no sudeste do país não têm constatado sazonalidade na riqueza de aves aquáticas (Alves e Pereira, 1998; Rodrigues e Michelin, 2005; Rubim, 2013). Apenas em campos alagados, em áreas de cerrado em São Paulo foi constatada maior riqueza de aves durante a estação chuvosa (Fieker *et al.*, 2013). No entanto esses campos alagados se tornavam completamente secos durante a estação seca, sem habitat potencial para aves aquáticas. As lagoas costeiras de Quissamã apresentam elevada heterogeneidade ambiental (Farjalla *et al.*, 2001; Hollanda-Carvalho *et al.*, 2003), comparável à observada em mosaicos de áreas úmidas situados no Rio Grande do Sul (Accordi e Hartz, 2006; Accordi e Hartz, 2013). Logo, a modificação temporal das características ambientais nas lagoas costeiras amostradas no presente estudo pode ser mais marcante quando comparada a de outros ambientes no sudeste do Brasil para onde não foi atestada sazonalidade de aves. De fato, grande parte das áreas úmidas no sudeste do país foram descaracterizadas e transformadas em ambientes homogêneos por atividades antrópicas. A Lagoa Rodrigo de Freitas e as lagoas às margens do Rio Mogi Guaçu, em São Paulo são bons exemplos dessa situação (*e.g.* Alves e Pereira, 1998; Rubim, 2013). Logo, o presente estudo reforça a influência dos regimes de precipitação na estrutura da assembleia de aves aquáticas em lagoas costeiras

naturais ao sudeste do país. A distinta alteração nas condições de habitat desses ecossistemas entre os períodos seco e úmido parecem ser a principal explicação para esse fenômeno.

Embora não tenha ocorrido um padrão sazonal na abundância total de aves aquáticas nas lagoas costeiras de Quissamã, outros estudos em áreas úmidas ao sul e sudeste do Brasil tem detectado maior abundância durante a seca (Alves e Pereira, 1998; Guadagnin *et al.*, 2005; Rodrigues e Michelin, 2005; Accordi e Hartz, 2006). Isso provavelmente em razão das melhores condições propiciadas pela estação, conforme discutido acima. A ausência de sazonalidade aqui observada pode ser atribuída à distinta abundância de aves limícolas neárticas em abril de 2013 (estação úmida). Nesse mês, essas aves alcançaram a densidade média de 1.607 aves/km² (Figura 1-4). Esse elevado valor ocultou a maior densidade de aves catadoras e pernaltas na seca, já que esses grupos contribuíram com menor proporção na abundância total. Aves pernaltas, por exemplo, ocorreram com densidade de 60 aves/km² em abril de 2013. Nenhum dos outros estudos que encontrou sazonalidade na abundância de aves, abriga notória riqueza e abundância de aves limícolas. Na Lagoa Rodrigo de Freitas, nenhuma limícola neártica foi registrada. Já nas lagoas amostradas por Rubim (2013), apenas o maçarico-pintado *Actitis macularius* foi constatado.

Conforme mencionado acima, limícolas neárticas ocorreram com maior densidade em abril de 2013 (1607 aves/km²), seguido por um nítido declínio em maio (38 aves/km²). Grandes bandos também foram registrados iniciando deslocamento para o Hemisfério Norte a partir de abril no Rio Grande do Sul (Vooren e Chiaradia, 1990; Scherer e Petry, 2012). No mesmo período, ocorre nítido declínio na abundância de maçaricos na Ilha Comprida, sudeste do Brasil (Barbieri e Paes, 2008). Portanto, nossos resultados sugerem que a cadeia de lagoas costeiras de Quissamã é um ponto de parada utilizado por maçaricos principalmente durante sua migração de retorno ao Hemisfério Norte.

A tendência de maior abundância de aves vasculhadoras, pernaltas e pescadoras durante o período seco concorda com as observações de Tavares e Siciliano (2013a). Nesse período, recursos alimentares estão mais acessíveis a essas espécies, em virtude da predominância de lâminas d'água com baixa profundidade (Kober e Bairlein, 2009; Lunardi *et al.*, 2012). Da mesma forma, a

maior abundância de limícolas é fortemente ligada ao acesso de presas bentônicas. *Tringa flavipes* e *Tringa solitaria*, por exemplo, dependem de águas com profundidades de 0-15 cm para alcançar as presas (Ma *et al.*, 2010). A mesma situação foi reportada em um estudo conduzido em alagados nos Lençóis Maranhenses, nordeste do Brasil (Soares e Rodrigues, 2009). No entanto, estudos conduzidos em áreas úmidas de diferentes regiões do Brasil e do mundo têm obtido valores de abundância e biomassa de invertebrados opostos para mesmos períodos climáticos (e.g. Reiss, 1977; Cenzano e Wurdig, 2006; Ersan *et al.*, 2009). Em algumas regiões, como no Rio Grande do Sul, a densidade de macroinvertebrados tem sido muito maior na estação úmida do que na seca. Isso reforça a importância de estudos que levem em consideração as variações específicas de cada região. Nesse contexto, pesquisas sobre a dieta de aves aquáticas do norte fluminense permitiriam o melhor entendimento das relações espécie-habitat e o manejo das áreas úmidas na região.

Já a maior abundância de aves vasculhadoras durante a seca parece ter relação com o período reprodutivo desse grupo na região. De fato, em outubro de 2013 foi registrada uma proporção de aproximadamente 1 filhote para 6 adultos. É possível que durante a estação úmida essas espécies se desloquem para brejos no entorno da Lagoa Feia e Lagoa da Ribeira para se reproduzir. O deslocamento reprodutivo também foi uma justificativa para a menor abundância de aves durante o período úmido na Lagoa Rodrigo de Freitas, na cidade do Rio de Janeiro (Alves e Pereira, 1998).

Alguns autores mencionam que o tamanho dos corpos d'água é um dos principais fatores ligados à variação na abundância de aves aquáticas. Dessa forma, quanto maior a área do espelho d'água, maior será a abundância (Paracuellos e Tellería, 2004; Paracuellos, 2006). Contudo, o aumento de área implica, em determinadas situações, no aumento de profundidade d'água e alteração de parâmetros físico-químicos (Esteves, 1998b). Em algumas situações isso poderia ser benéfico para aves mergulhadoras, mas certamente seria muito prejudicial para espécies limícolas, pernaltas e vasculhadoras. Isso devido às suas limitações do tamanho do bico e tarso, para atividades de pouso e forrageio. Exibindo lagoas de área relativamente pequena, o litoral de Quissamã é um bom exemplo de que a área talvez não seja uma variável determinante na diversidade de aves aquáticas, como outras características de habitat.

Bandos mistos de até 700 *C. cirrocephalus* e trinta-réis-de-bando *Thalasseus acutiflavus* foram observados alimentando-se ativamente em pelo menos oito lagoas, entre as amostradas. Porém, na estação seca, essas espécies se concentraram principalmente nas lagoas do Robalo e Visgueiro. Essas eram as únicas lagoas com características favoráveis a alimentação das duas espécies, como abundância de presas e profundidade adequada para captura. De fato, o aumento da salinidade nesses ambientes resultou em uma mortalidade de peixes que serviram como alimento para essas aves; que também se alimentavam de peixes moribundos. Com relação às outras lagoas, principalmente aquelas situadas fora dos limites do PARNA da Restinga de Jurubatiba, a maioria alcançou o completo ressecamento por causa da presença de canais de drenagem. Conquanto, um menor número de indivíduos também foi avistado nas lagoas do Canema e Piripiri. Embora nessa última existam presas potenciais para as aves mencionadas, a lagoa está inserida em uma área urbanizada, que recebe um considerável número de turistas no período que coincidiu com parte da estação seca. Em vista disso, essa lagoa pode ter sido menos favorável à utilização por *C. cirrocephalus* e *T. acutiflavus*.

A permanência de limícolas neárticas durante o inverno austral, constatada no presente estudo, também foi observada nos litorais do Rio Grande do Sul, São Paulo e Pernambuco (Telino-Júnior *et al.*, 2003; Barbieri e Paes, 2008; Scherer e Petry, 2012). Como essas aves migram em sentido ao Hemisfério Norte para se reproduzirem durante esse período, em geral os autores sugerem que os indivíduos que permanecem ao longo da costa do Brasil são imaturos (Barbieri e Sato, 2000; Azevedo-Júnior *et al.*, 2001; Olmos e Silva, 2001). No entanto, durante o inverno austral em Quissamã, observamos alguns indivíduos adultos de *T. flavipes* com plumagem reprodutiva. Logo, embora a hipótese de permanência de imaturos seja plausível, é possível que indivíduos maduros que não alcançaram massa corporal adequada ao retorno ao Hemisfério Norte permaneçam em sítios de invernada tropicais. Nessas áreas o inverno não é tão severo e é possível obter reservas suficientes para o próximo período de migração (Johnson e Herter, 1990; Newton, 2006). De fato, durante este período, estes indivíduos sofreriam menor pressão de competição por interferência ou até mesmo efeitos da exploração de recursos (Stillman *et al.*, 2000; Vahl *et al.*, 2005).

Varição espacial de abundância e diversidade

A comparação dos valores totais de abundância e diversidade de aves não revelou diferenças entre lagoas situadas dentro e fora dos limites do PARNA da Restinga de Jurubatiba, mas a análise multivariada o fez. Isso significa que a análise de valores totais de abundância pode ocultar padrões específicos. Logo, estudos que almejem comparar áreas úmidas, baseados no critério de abundância de aves, devem manter o enfoque em nível de espécie. No entanto, essa pode ser uma tarefa difícil, já que as aves compõem um grupo muito rico em comparação a outros grupos de vertebrados (Lewinsohn, 2005). Uma alternativa para reduzir a dimensionalidade no caso de áreas em que ocorram muitas espécies é classificar as espécies em grupos funcionais (Blondel, 2003).

De acordo com a análise de agrupamento, *C. maguari*, vulnerável em nível estadual, esteve fortemente associada a lagoas situadas fora do PARNA da Restinga de Jurubatiba. São elas: as lagoas do Canema, Carvão e Chica (Anexo 1). Na primeira predomina a vegetação de brejo, e nas duas outras predominam áreas de pasto alagado. De fato, áreas brejosas constituem os principais ambientes de reprodução da espécie, porque uma maior variedade de presas está disponível para imaturos (Thomas, 1984; Thomas, 1986). Nesses ambientes a chance de predação também é reduzida. Ressalta-se que existe grande possibilidade da espécie nidificar na região, haja vista que bandos de até 26 aves foram avistados na Lagoa do Canema. Isso porque, embora *C. maguari* tenha hábitos solitários ou se organize em pequenos bandos (Venturini e Paz, 2003; Pacheco *et al.*, 2010), costuma formar aglomerações próximo ao período reprodutivo (González, 1996; Venturini e Paz, 2003; Pacheco *et al.*, 2010). Além disso, a formação de grupos sociais parece aumentar o sucesso reprodutivo da espécie (Thomas, 1986). Não menos importante, as cegonhas incluem em sua dieta diversos organismos presentes em campos e pastagens, como rãs, serpentes e invertebrados (Elliott, 1992; Tozetti *et al.*, 2011). Essas são as duas fisionomias predominantes nas lagoas do Carvão e Chica. Logo, é possível que a espécie se reproduza em áreas brejosas, e utilize essas duas lagoas como fonte de alimento adicional.

A águia-pescadora *Pandion haeliaetus* esteve fortemente associada a lagoa Preta, provavelmente por questões ligadas ao forrageio. Embora baixa abundância e riqueza de peixes tenham sido atribuídas à lagoa (Hollanda-Carvalho *et al.*, 2003),

observou-se indivíduos capturando ativamente essas presas. No entanto, a baixa abundância de peixes reportada para a lagoa Preta ocorreu em face de amostragens realizadas em um ano atípico, quando a lagoa atingiu valores salinidades de até 50, bem acima de valores usuais, em torno de 0-10 (Hollanda-Carvalho *et al.*, 2003; Macedo-Soares *et al.*, 2010). Durante entrevistas informais, a abundância de peixes nessa lagoa foi vastamente relatada por pescadores, embora a pesca nela seja proibida (obs. pessoal). Além disso, corpos d'água com baixa salinidade (<5), como a lagoa Preta, em geral, podem oferecer presas (peixes) com maior conteúdo energético para a *P. haeliaetus* (Glass e Watts, 2009). Também, nessa lagoa as complicações causadas pelo contato com águas salinas são reduzidas (Rubega e Robinson, 1996). Entre todas as lagoas visitadas, a lagoa Preta tem a maior área e foi pouco utilizada por outros grupos de aves. Isso indica que a relação intrínseca de *P. haeliaetus* com essa lagoa também pode ter sido motivada pela redução, ou até inexistência, de competição por interferência (López-Sepulcre e Hokko, 2005).

Ainda com relação a análise multivariada, o grupo marcado pela elipse verde, constituído pelas lagoas do Pires, MM, Casa Velha, MSM, ASM, Garças e Piripiri II apresentou a maior riqueza de espécies limícolas neárticas. Porém, não ocorreram notáveis bandos de aves nas duas últimas lagoas, que foram incluídas nesse grupo porque os maçaricos constituíram as poucas aves que visitavam suas margens. De fato, grandes bandos de aves limícolas ocorreram nas demais lagoas. Por exemplo, *C. alba* ocorreu em bandos de até 928 aves na turfeira formada na Lagoa Maria Menina em fevereiro de 2013. Em abril de 2013, um total de 2.440 *C. fuscicollis* foi registrado também em turfeiras que se formaram nas lagoas de Ubatuba e Carrilho. A elevada quantidade de matéria vegetal em decomposição presente nesses ambientes cria condições adequadas à colonização por diversas espécies de macroinvertebrados que servem de alimento a aves limícolas (Gonçalves *et al.*, 2004). Além disso, essas lagoas permaneceram a maior parte do ano com águas inferiores à 20 cm de profundidade e a seleção de águas rasas por maçaricos tem sido amplamente reportada em outros estudos (Isola *et al.*, 2000; Baschuk *et al.*, 2012). O comprimento das patas resultar em limitações na seleção de áreas de pouso. Em adição, outras espécies ocorreram com notável abundância fora dos limites do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba. Bandos de ca. 600 *T. acuflavidus* foram avistados em Barra do Furado, durante a estação seca; pelo

menos quatro filhotes de *H. melanurus* foram documentados no alagado de São Miguel.

O padrão de distribuição heterogêneo exibido pelas diferentes espécies limícolas neárticas pode ser um mecanismo para redução dos efeitos da competição por interferência, comum entre maçaricos (Vahl *et al.*, 2005). Em geral, diferentes espécies de maçaricos exibem comportamentos agonísticos quando compartilham o mesmo sítio de forrageio, mesmo em casos em que não há escassez de alimento (Stawarczyk, 1984; Caldow *et al.*, 1999). Vahl *et al.* (2005) observaram em seu experimento, que com o aumento na densidade de aves, o vira-pedras *Arenaria interpres* e *C. canutus* reduziram significativamente a taxa de ingestão de presas, devido a competição por interferência. Além disso, Barbieri e Paes (2008) sugeriram que o padrão de abundância invertida entre *C. alba* e *T. flavipes* na Ilha Comprida/SP, ocorreu em virtude da competição entre elas, assim como para outras espécies presentes em seu trabalho. Por outro lado, alguns estudos têm constatado uma forte correlação positiva entre a abundância de diferentes espécies de maçaricos (*e.g.* Telino-Júnior *et al.*, 2003; Campos *et al.*, 2008). No entanto, esses estudos analisaram os valores totais de abundância de cada espécie ao longo de transectos conduzidos mensalmente, durante um ciclo de estações. Logo, essas correlações tem relação com a migração conjunta dessas espécies (Sick, 1984), e não com um padrão de agregação para exploração de recursos.

A variação na abundância de espécies migratórias e ameaçadas entre as diferentes lagoas não pode ser atribuída às diferenças na área desses ambientes. Ambientes com menor área alagada disponível, como as lagoas da Maria Menina, o Mangue de São Miguel, e a lagoa do Carrilho apresentaram elevada abundância de aves de diferentes grupos taxonômicos. Já a lagoa Preta e a lagoa das Garças, entre as lagoas com maiores áreas, apresentaram os menores valores de abundância total de aves. De fato, o coeficiente linear de Spearman entre a área das lagoas amostradas e a abundância de aves foi de 0,01, ou seja, a relação foi nula. O valor de 0,08 entre a riqueza e a área das lagoas confirma o padrão observado.

A ausência de relação entre a abundância de aves aquáticas e o tamanho de corpos d'água não é um padrão comumente observado em diferentes estudos. Em geral, existe uma correlação positiva entre a riqueza e abundância de aves aquáticas e o tamanho de corpos hídricos, especialmente em áreas sub-tropicais e

temperadas (Elmberg *et al.*, 1994). Não estão disponíveis dados de abundância que permitam essa comparação. No entanto, alguns estudos apresentam dados de riqueza em função da área de áreas úmidas. Uma análise dos resultados de censos de aves em um mosaico de áreas úmidas ao sul do país revelou uma correlação de Spearman de 0.44 entre a riqueza estimada de aves e o tamanho de alagados (Accordi e Hartz, 2006). A análise do mesmo tipo de dados publicados em um outro estudo conduzido na mesma região exibiu uma correlação linear de Spearman de 0.84 (Guadagnin *et al.*, 2005). No entanto, não existem estudos que tenham avaliado a influência do tamanho de áreas úmidas em comunidades de aves em ambientes tropicais brasileiros.

Os ecossistemas tropicais, em geral, apresentam elevada heterogeneidade e dinâmica em comparação aos temperados (Pianka, 1966; Gaston e Williams, 1996; Hillebrand, 2004). Diante disso, espera-se que as características de habitat nessas regiões sejam mais variadas e complexas. Uma evidência disso foi obtida no estudo de Lunardi *et al.* (2012). Os autores constataram que a utilização de habitat por aves limícolas é influenciada pela presença de vegetação de manguezal. Essa é uma característica exclusivamente tropical, conforme mencionado anteriormente. Além disso, ao norte do Brasil, Kober e Bairlein (2009) encontraram que a disponibilidade de presas, granulometria do sedimento e a salinidade também são fatores que influenciam aves aquáticas. Logo, a nítida falta de relação da riqueza e abundância de espécies com a área das lagoas amostradas no presente trabalho pode ser atribuída a influência de outras características de habitat. Entre elas a salinidade, profundidade do nível d'água, entre outras. Por outro lado, ressalta-se que a variação de área entre as lagoas amostradas é muito pequena, e ocorre de maneira mais marcante em escala temporal, ao invés de espacial.

É indispensável discutir o potencial da região para ser considerada um sítio Ramsar, haja vista o seu distinto padrão de riqueza e abundância de aves aquáticas no cenário nacional. Uma área úmida pode ser incluída na lista de sítios com importância internacional, pela Convenção Ramsar, se cumprir ao menos um, de seis critérios gerais (Ramsar Convention, 2009). A área estudada não satisfaz o critério da Convenção de Ramsar de abrigar pelo menos 1% da população global de uma ou mais espécies de aves. No entanto, satisfaz o critério 1 (“*contains rare example of a natural wetland type found within the appropriate biogeographic region*”) e o critério 4 (“*supports animal species at a critical stage in their life cycles,*

or provides refuge during adverse conditions”). Ressalta-se que em um contexto biogeográfico, a raridade da cadeia de lagoas costeiras de Quissamã tem sido enfatizada em diversos estudos (Farjalla *et al.*, 2001; Esteves *et al.*, 2008; Macedo-Soares *et al.*, 2010; Esteves, 2011). Da mesma forma, a elevada abundância de limícolas neárticas constatada aqui evidencia a importância dessas lagoas na obtenção de energia por essas espécies. Áreas de alimentação e descanso compõem um fator crítico para aves migratórias (Newton, 2006). Logo, as lagoas costeiras aqui amostradas fornecem refúgio para essas aves durante um período de condições adversas em suas áreas de nidificação, no Hemisfério Norte. É possível ainda que a região satisfaça o critério 5 (suportar pelo menos 20.000 aves regularmente). De fato, em média pelo menos 2.187 maçaricos/km² foram contados durante o verão no presente estudo, que amostrou uma pequena porção das lagoas costeiras do norte fluminense. Além disso, Tavares *et al.* (2012) reportaram aglomerações de mais de 1.000 *Chroicocephalus cirrocephalus* ao longo dessas lagoas. A densidade média obtida aqui foi de 558 aves/km², sem considerar a Lagoa Feia, a segunda maior lagoa do Brasil, que parece ter elevada importância para aves aquáticas, com padrões de abundância desconhecidos (Antas *et al.*, 1986; Pacheco *et al.*, 1996). Além disso, no complexo de áreas alagáveis situado na região do Farol de São Tomé, Campos dos Goytacazes, bandos de até 600 asas-bancas foram registradas em campanhas *ad libitum*. Logo, essa região também aparenta somar números significativos para o reconhecimento do norte fluminense como sítio Ramsar. Por fim, a avaliação do critério 5, depende da estimativa mais acurada do número de aves aquáticas que utilizam as áreas úmidas da região. Essa estimativa pode ser obtida por meio de um modelo de predição que incorpore múltiplas variáveis de habitat apropriadas à utilização das áreas úmidas da região por aves aquáticas (capítulo 2).

CONCLUSÕES

- (i) As lagoas costeiras estudadas apresentam elevada riqueza de aves aquáticas, em comparação a outras áreas úmidas do estado do Rio de Janeiro. As 74 espécies aqui registradas compõem pelo menos 68,5% das 108 espécies de aves aquáticas listadas para o estado. A região pode ser considerada uma das dez áreas de parada mais importantes do Brasil, haja vista o elevado número de limícolas neárticas que utilizam esses ambientes para descanso e alimentação.
- (ii) Não foi constatada diferença na abundância total de aves entre os períodos úmido e seco. Entretanto a diversidade foi maior durante a seca, período em que se observou maior riqueza de aves. Analisando os dados em nível de grupos funcionais foi possível constatar sazonalidade nos valores de abundância. Aves limícolas foram muito mais abundantes durante a estação úmida, ao passo que aves catadoras, pernaltas e vasculhadoras foram mais abundantes na seca. Outros grupos funcionais não apresentaram um padrão de sazonalidade entre diferentes regimes de precipitação.
- (iii) Não ocorreram diferenças na abundância total e diversidade de aves em áreas dentro e fora do PARNA da Restinga de Jurubatiba, embora a unidade de conservação inclua lagoas costeiras em maior número e extensão. Porém, na análise em nível de espécies, alguns táxons migratórios e/ou ameaçados de extinção, como *Ciconia maguari* e *Pandion haliaetus* estiveram fortemente associados a lagoas desprotegidas. Em adição, áreas alagadas situadas no entorno de Barra do Furado são especialmente importante para aves limícolas migratórias. Esses resultados reforçam a necessidade de conservação das lagoas desprotegidas, com a finalidade de manter a diversidade beta de aves aquáticas na região.

CAPÍTULO II

Uso do habitat por aves não-passeriformes em lagoas costeiras no sudeste do Brasil

INTRODUÇÃO

Áreas úmidas continentais formam mosaicos com características fisionômicas e faunísticas muito heterogêneas (Accordi e Hartz, 2006; Guadagnin e Maltchik, 2007; Accordi e Hartz, 2013; Nummi *et al.*, 2013). Em algumas regiões existem lagoas costeiras separadas por pequenas faixas de solo, mas com características limnológicas completamente contrastantes (Esteves, 1998b; Tavares *et al.*, 2013a). Um exemplo é o cordão de lagoas do PARNA da Restinga de Jurubatiba, no sudeste do Brasil. Nessa unidade de conservação, a lagoa Preta, cuja salinidade varia em torno de 5, se separa por uma barra de areia de apenas 240 m de extensão, da lagoa do Pires, cuja salinidade pode atingir até 130. Também, na Almería, litoral sul da Espanha, um mosaico de 26 lagoas exibe características fisionômicas e hidroquímicas muito distintas (Paracuellos e Tellería, 2004). Outro exemplo é o complexo de 104 lagos no Parque Nacional *Kings Canyon*, na Califórnia, EUA, cujo pH varia usualmente entre 5 (ácido) e 9 (alcalino) (Bradford *et al.*, 1998).

As aves aquáticas são organismos muito sensíveis à variação de condições hidrológicas (Ntiamao-Baidu *et al.*, 1998; Rubim, 2013; Tavares e Siciliano, 2013a). Em um mosaico de compartimentos aquáticos, as aves selecionam áreas adequadas e evitam áreas desfavoráveis à sua sobrevivência (Rubega e Robinson, 1996; Warnock *et al.*, 2002; Paracuellos e Tellería, 2004). Portanto, espera-se que as diferentes espécies utilizem ambientes úmidos de forma distinta, em função de suas diferentes necessidades de habitat (Lunardi *et al.*, 2012) (Figura 2-1).

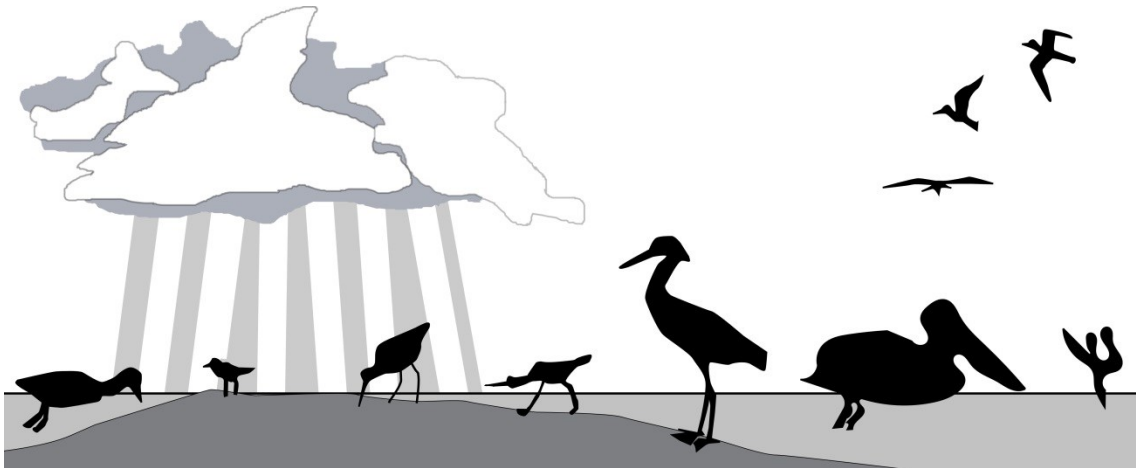


Figura 2-1. Diagrama ilustrativo das diferentes necessidades ecológicas de grupos funcionais de aves aquáticas em relação à profundidade d'água. Adaptado de Ntiamoa-Baidu *et al.* (1998).

O conceito de habitat é amplamente discutido e varie entra diferentes grupos zoológicos. Dessa forma, aqui é adotado o conceito aplicado às aves, sugerido por Block e Brennan (1993): habitat compõe um conjunto de fatores físicos que as espécies necessitam para sobreviver e reproduzir. É inegável que a qualidade das condições abióticas no ambiente é um fator crítico para a sobrevivência de aves, particularmente para indivíduos imaturos e espécies migratórias, que precisam acumular energia (Fisher e Davis, 2011).

A migração é uma adaptação comportamental que permite que as aves se desloquem entre diferentes áreas para evitar condições adversas à sua sobrevivência (Morrison, 1984; Sick, 1984). Por exemplo, o maçarico-de-papo-vermelho *Calidris canutus rufa* percorre em torno de 20.000 km todos os anos entre o Canadá e o sul da Argentina (Morrison e Harrington, 1992; Morrison *et al.*, 2004). Obviamente, esses grandes deslocamentos resultam em uma elevada demanda energética, e portanto, a obtenção de alimento torna-se um fator chave para essas espécies (Rogers *et al.*, 2006; Newton, 2007). Por isso, definir quais condições tornam as áreas úmidas favoráveis ou não à utilização por aves migratórias é uma questão chave no contexto de restauração e manejo (Isola *et al.*, 2000; Taft *et al.*, 2002; Ma *et al.*, 2010).

O manejo e restauração de áreas úmidas é uma meta prioritária para conservação da biodiversidade de aves. Isso porque a perda de habitat está entre as

principais ameaças a esse grupo zoológico em todo o planeta (Czech e Parsons, 2002; Masero, 2003; Convention, 2009; Nores, 2011). De fato, durante séculos as áreas úmidas tem sido ocupadas ao redor do mundo e substituídas por pastagens, áreas de agricultura e aterramentos. Não faltam exemplos de espécies que tem experimentado declínios populacionais graças a esse tipo de impacto. Entre elas: o maçarico-de-perna-amarela *Tringa flavipes*, o maçarico-de-sobre-branco *Calidris fuscicollis*, o maçarico-de-papo-vermelho *Calidris canutus rufa*, o batuiruçu-de-axila-preta *Pluvialis squatarola* e o maçarico-de-bico-virado *Limosa haemastica* (BirdLife International, 2013). Em vista disso, há uma grande necessidade de recuperação de áreas degradadas e manejo das áreas mais importantes para prover habitat adequado as diferentes espécies de aves aquáticas (Burger *et al.*, 2004; Paracuellos, 2006; Ma *et al.*, 2010; Platteeuw *et al.*, 2010). Nesse sentido, a identificação das condições ambientais mais adequadas à sobrevivência de aves baseia-se na avaliação das diferenças de intensidade do uso e seleção do habitat (Jones, 2001; Lunardi *et al.*, 2012; Tavares *et al.*, 2013a).

Nesse momento faz-se necessário distinguir esses dois termos. O termo “uso de habitat” define a forma pela qual as espécies se distribuem sob diferentes características ambientais para suprir suas necessidades ecológicas (Block e Brennan, 1993). O termo tem sido frequentemente confundido com “seleção de habitat”, que remete aos processos comportamentais envolvidos na utilização do habitat. A seleção de habitat preconiza a pesquisa de parâmetros populacionais, como taxas de sobrevivência ou fitness de indivíduos (Hutto, 1985; Jones, 2001). O presente estudo investigará apenas o “uso do habitat”. Nesse contexto, a abundância é um parâmetro que permite a estimativa da intensidade com a qual aves aquáticas utilizam um habitat específico (*e.g.* Isola *et al.*, 2000; Guadagnin e Maltchik, 2007; Glass e Watts, 2009). Se as condições de habitat estiverem igualmente disponíveis, pode-se estabelecer padrões de preferência ou evitação de habitats.

Existe uma vasta lista de variáveis de habitat com potencial influência na distribuição espacial de aves aquáticas. Muitos estudos tem encontrado correlações positivas entre a abundância de aves e suas presas (Gimenes e Anjos, 2006; Glass e Watts, 2009; Kober e Bairlein, 2009). No entanto, dependendo da região, fatores físico-químicos tem importância similar (McGowan *et al.*, 2002; Moreno *et al.*, 2004; Tavares *et al.*, 2013a).

Em uma revisão das principais variáveis de habitat que influenciam aves aquáticas, com interesse para manejo e restauração de áreas degradadas, Ma *et al.* (2010) compilaram sete fatores. São eles: profundidade d'água, características de vegetação, abundância de alimento, disponibilidade de alimento, topografia, salinidade e as flutuações dos níveis de água. Os autores mencionam ainda a possibilidade do pH influenciar a utilização do habitat por aves aquáticas. Outros estudos mencionam ainda a granulometria do sedimento e proximidade de áreas utilizadas de canais de drenagem (Lourenço *et al.*, 2005; Granadeiro *et al.*, 2007). Logicamente, algumas dessas variáveis exercem influencia entre si (Figura 2-2)

Mais especificamente, variáveis como a profundidade d'água determinam a disponibilidade de alimento, restringindo ou não o acesso as presas por algumas aves, de acordo com o tamanho do bico e tarso (Figura 1-1). Também, a fisionomia da vegetação é influenciada por variáveis como a salinidade, topografia e níveis d'água (Figura 2-2). No entanto, grande parte da informação disponível é baseada em estudos conduzidos em áreas temperadas (Lunardi *et al.*, 2012). Isso é preocupante, já que os fatores que determinam a utilização de habitat em zonas temperadas não são necessariamente os mesmos em áreas tropicais. Por exemplo, a influência da vegetação de manguezal no habitat de aves costeiras é uma questão exclusivamente tropical (Lunardi *et al.*, 2012). Porém, as respostas de aves a condições de habitat em ecossistemas costeiros tropicais têm sido muito pouco estudadas, em comparação a outras regiões (Tews *et al.*, 2004).

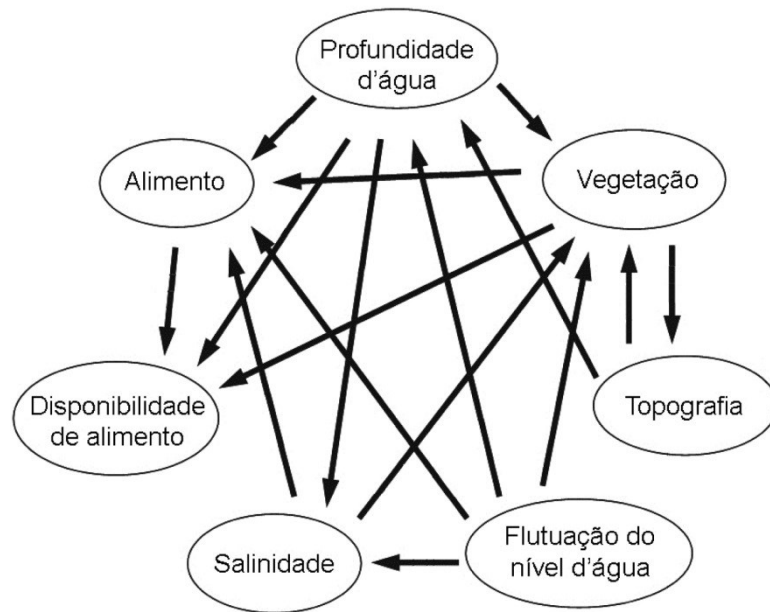


Figura 2-2. Diagrama ilustrativo das principais variáveis de habitat que influenciam aves aquáticas. Adaptado de Ma *et al.* (2010).

Técnicas como a Análise de Correspondência Canônica (CCA) ou a Análise de Redundância (RDA) tem sido comumente empregadas na avaliação da relação entre variáveis ambientais e abundância de espécies (Rao, 1964; ter Braak, 1986; Fièvet *et al.*, 2001). No entanto, a utilização dessas técnicas é dependente da proporção de indivíduos em cada sítio amostral; ou seja, sítios de amostragem com maior número de indivíduos tem maior peso na análise dos dados. Além disso, a aplicação dessas técnicas preconiza que a resposta das espécies a variáveis ambientais ocorra de forma unimodal ou linear (Figura 2-3 A e B). Isso não reflete uma situação natural, onde as espécies exibem padrões distintos de resposta a um gradiente de variáveis ambientais (Figura 2-3 C). Nesse contexto, a “Análise de Marginalidade de Nicho” (*Outlying Mean Index*) (Dolédec *et al.*, 2000) é uma ferramenta relativamente recente que permite avaliar a influência de variáveis de habitat em espécies, em um contexto multivariado (Kadye e Booth, 2012). A vantagem é que essa ferramenta não necessita do conhecimento prévio dos padrões de respostas das diferentes espécies – lineares, unimodais ou mais complexos (Figura 2-3 C) (Fièvet *et al.*, 2001). Além disso, a Análise de Marginalidade de Nicho (AMN) tem sido mais eficaz na correlação entre espécies e variáveis ambientais, em comparação à CCA ou a RDA. Isso porque a maior

proporção da variabilidade dos dados é concentrada nos dois primeiros eixos (Dolédec *et al.*, 2000).

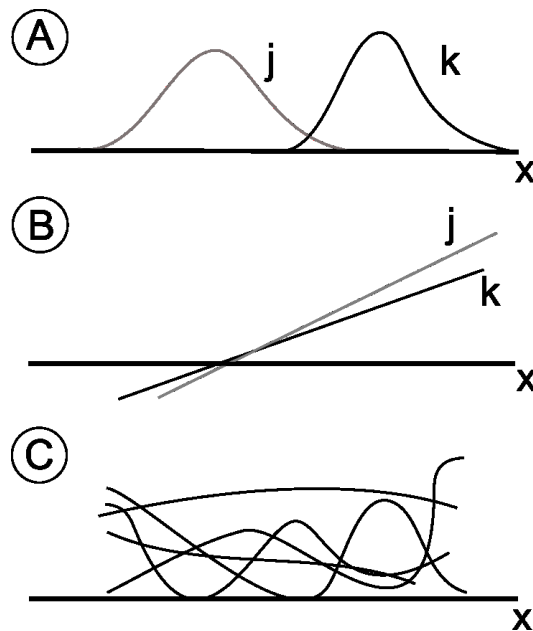


Figura 2-3. Relação hipotética entre espécies e variáveis ambientais. O eixo vertical indica dados faunísticos/florísticos, enquanto o eixo horizontal representa um gradiente de variáveis ambientais. A - curvas de espécies hipotéticas j e k, com aspecto unimodal, situação típica para aplicação da Análise de Correspondência Canônica; B – respostas de espécies submetidas a um fator com potencial regulador mais intenso, situação que implica no uso da Análise de Redundância (RDA). C – Situações tipicamente encontradas em situações reais de distribuição de espécies em um gradiente de variáveis. Essa é uma situação em que a Análise de Marginalidade de Nicho (AMN) pode ser empregada.

Ainda com relação a aspectos analíticos da relação entre espécies e habitat, a maioria dos estudos não tem mensurado a disponibilidade das condições de habitat. No entanto, essa é uma questão chave, já que as espécies podem utilizar determinadas condições não por preferência, mas por serem as condições mais disponíveis (Jones, 2001). Em um estudo que avaliou o papel das características de habitat em salinas de São Francisco, EUA, Warnock *et al.* (2002) constataram um declínio abrupto na riqueza e abundância de aves sob valores extremos de salinidade. Esse resultado foi bem fundamentado e explicado pelos autores. No entanto, não se pode descartar a possibilidade da menor abundância em valores extremos de salinidades ter ocorrido devido à menor disponibilidade dessas

condição de habitat na região amostrada pelos autores. Logo, sem a medida da disponibilidade de habitat, os resultados obtidos apenas por meio da intensidade de utilização por aves podem ser tendenciosos. Por outro lado, obter informações de disponibilidade de habitat tem sido uma tarefa de difícil execução (Jones, 2001).

O estudo mais recente que avaliou a disponibilidade de habitat para aves aquáticas obteve essa medida por meio de imagens LandSat® (Toral *et al.*, 2011). No entanto, os autores consideraram a área de cobertura d'água disponível como uma variável de habitat, e não como uma medida indireta da disponibilidade de condições de habitat. Por exemplo, a quantidade de água disponível com determinada característica de salinidade, ou quantidade de um tipo de vegetação disponível para as aves. Pode-se considerar que isso é possível, especialmente em ambientes compartimentalizados, que não apresentam grande variação de condições de habitat ao longo de sua área. Nesses ambientes, pode-se conjecturar que disponibilidade das condições de habitat está diretamente relacionada à extensão da superfície da lâmina d'água.

Conforme mencionado anteriormente, há pouca informação sobre a utilização de habitat por aves aquáticas na região tropical, e essa situação não é diferente para o Brasil. Alguns estudos avaliaram as flutuações temporais de riqueza e abundância de aves em função dos regimes de precipitação, em face da sua influência nas condições de habitat (e.g. Alves e Pereira, 1998; Rodrigues e Michelin, 2005; Tavares, 2010; Fieker *et al.*, 2013). De fato, os regimes de precipitação influenciam diretamente variáveis físico-químicas da água, a produtividade (Millan-Nuñez *et al.*, 1982; Nessimian, 1995; Hollanda-Carvalho *et al.*, 2003; Marotta *et al.*, 2010), e conseqüentemente a abundância de alimento e habitat disponíveis (Ma *et al.*, 2010). Contudo, esse tipo de abordagem não permite uma associação direta com a utilização de habitat pelas aves aquáticas. Em vista disso, existe notória carência de estudos que avaliem de forma direta a utilização do habitat por aves no país. Presume-se que esse tipo de estudo considere duas premissas básicas quanto à área de estudo: (i) a região deve ser muito utilizada por aves, o objeto da pesquisa; (ii) os corpos hídricos devem exibir elevado grau de compartimentalização, propiciando a clara distinção das condições de habitat utilizadas pelas aves. Em geral, essas tem sido as condições observadas em diversos estudos sobre utilização de habitat por aves aquáticas (e.g. Kober e Bairlein, 2009; Lantz *et al.*, 2011; Takekawa *et al.*, 2011; Baschuk *et al.*, 2012; Lunardi *et al.*, 2012).

Nesse contexto, o norte do estado do Rio de Janeiro se destaca no cenário brasileiro, por fornecer abrigo para espécies ameaçadas em nível regional e um elevado número de limícolas neárticas, que tem sofrido declínios populacionais ao longo das duas últimas décadas (Tavares *et al.*, 2012; Tavares e Siciliano, 2013b). Essa condição, associada à elevada representatividade de áreas úmidas, levou alguns estudos a proporem a inclusão da região na lista de sítios com importância internacional pela Convenção de Ramsar (Antas *et al.*, 1986). Apesar disso, esse conjunto de áreas úmidas ainda não consta nessa listagem. Nessa região, o município de Quissamã se destaca por abranger um cordão de 17 lagoas costeiras adjacentes a linha de praia, com elevada heterogeneidade de padrões hidroquímicos e unidades fisionômicas (Esteves, 2011; Tavares e Siciliano, 2013b). Como exemplo, a salinidade dessas lagoas varia de 0 à 150, e os valores de pH variam de 4 à 9,5 (Farjalla *et al.*, 2001; Marotta *et al.*, 2010). Além disso, há diferentes fisionomias, variando desde áreas de pasto alagado até brejos com vegetação densa (Velooso *et al.*, 1991; Tavares e Siciliano, 2013b). Essa elevada heterogeneidade ambiental, associada à compartimentalização dessas lagoas, tornam a região um excelente modelo para estudos de utilização de habitat por aves aquáticas. Em adição, um estudo sobre habitat para aves aquáticas na região é urgente porque suas áreas úmidas tem sofrido intensa supressão devido ao aterramento, abertura de canais de drenagem, poluição, caça, pesca predatória e estabelecimento de indústria portuária (Esteves *et al.*, 2008; Soffiati, 2013; Tavares e Siciliano, 2013b; Tavares e Siciliano, 2013a).

OBJETIVOS

- (i) Avaliar dentre às variáveis de habitat aqui mensuradas, quais são determinantes na utilização de áreas úmidas por aves aquáticas em um cordão de lagoas costeiras ao norte do RJ. (**H₀** – As aves aquáticas se distribuem uniformemente ao longo das diferentes condições de habitat consideradas no presente estudo.)
- (ii) Se H₀ for rejeitada, identificar quais as condições de habitat foram mais utilizadas por aves aquáticas.
- (iii) Se H₀ for rejeitada, verificar se a utilização de determinadas condições de habitat não ocorreu em consequência de sua maior disponibilidade.

MATERIAIS & MÉTODOS

A descrição da área de estudo encontra-se no primeiro capítulo (p. 07).

Coleta de dados

Abundância de aves

Contagens de aves não-passeriformes foram conduzidas mensalmente, entre maio de 2012 e abril de 2013, às margens de 17 lagoas costeiras de Quissamã. Os dados de abundância foram obtidos por meio de 35 pontos de contagem dispostos linearmente a cada 1 km de praia (Bibby *et al.*, 2000) (Figura 1-1). Cada ponto cobriu um campo visual de área semicircular com raio fixo de 300 m, com auxílio de um *rangefinder* (Hutto *et al.*, 1986). Mais especificamente, os eventos de contagem duraram no máximo 5 minutos, para prevenir a recontagem de indivíduos. Todo o trajeto foi percorrido com veículo tipo bugre.

Embora o método *distance sampling*, em geral, garanta dados de densidade mais acurados (Buckland *et al.*, 1993), descartamos o seu uso após um estudo

piloto. Isso porque o tempo gasto para estimar a distância precisa de grandes bandos mistos não possibilitou a execução de todos os pontos no período de uma só manhã. Contudo, é provável que os dados de abundância obtidos não apresentem elevado grau de tendência, pois os pontos cobriram um raio visual pequeno, em lagoas com espelho d'água aberto. De fato, essa situação facilita a detectabilidade de indivíduos. Em adição, as aves foram avistadas com auxílio de binóculos (Nikon Monarch 8 x 42 mm) e telescópio (Celestron Ultima 80 x 20-60 mm).

Variáveis ambientais (habitat)

Dados de seis variáveis abióticas foram coletadas em cada ponto amostral, preferencialmente no mesmo dia das contagens, no período da tarde. As variáveis coletadas foram: salinidade, pH, profundidade mínima da coluna d'água, profundidade máxima da coluna d'água, tipo de unidade fisionômica predominante e a coloração da água. Os dados de profundidade foram registrados por meio de réguas previamente alocadas em cada ponto. As réguas para aferição das profundidades mínima e máxima foram posicionadas, respectivamente, a 1 m e 300 m de distância das margens das lagoas. Ressalta-se que esses 300 m correspondem ao limite do raio visual para contagem de aves. Os valores de pH e salinidade foram coletados entre 1 e 5 cm de profundidade d'água em três localidades diferentes para cada ponto, com pHmetro e refratômetros portáteis. Em adição, o pHmetro foi calibrado a cada 15 pontos de amostragens com soluções tampão com pH 4 e 7. Já o refratômetro foi calibrado com água destilada, a cada 10 pontos de amostragem. Quanto à fisionomia ambiental, cada ponto foi classificado de acordo com informações presentes na literatura e observações conduzidas durante dois anos de amostragens *ad libitum* para inventário de aves (Kjerfve, 1994; Esteves, 1998a; Bove e Paz, 2009). Seis categorias foram reconhecidas: brejo, lagoa, lagoa com predominância vegetação submersa, pasto alagado, lodo e turfa (Figura 2-4). Os pontos foram classificados também quanto à coloração das águas, em "águas claras" e "águas escuras". Esta última categoria é característica na região, devido à maior concentração de ácidos húmicos e fúlvicos. Essas substâncias têm sido apontadas como limitantes do desenvolvimento de determinadas espécies de plantas e potenciais presas de aves aquáticas (Esteves *et*

al., 2008; Macedo-Soares *et al.*, 2010). Portanto, presume-se que exerçam influência indireta no habitat de aves aquáticas.

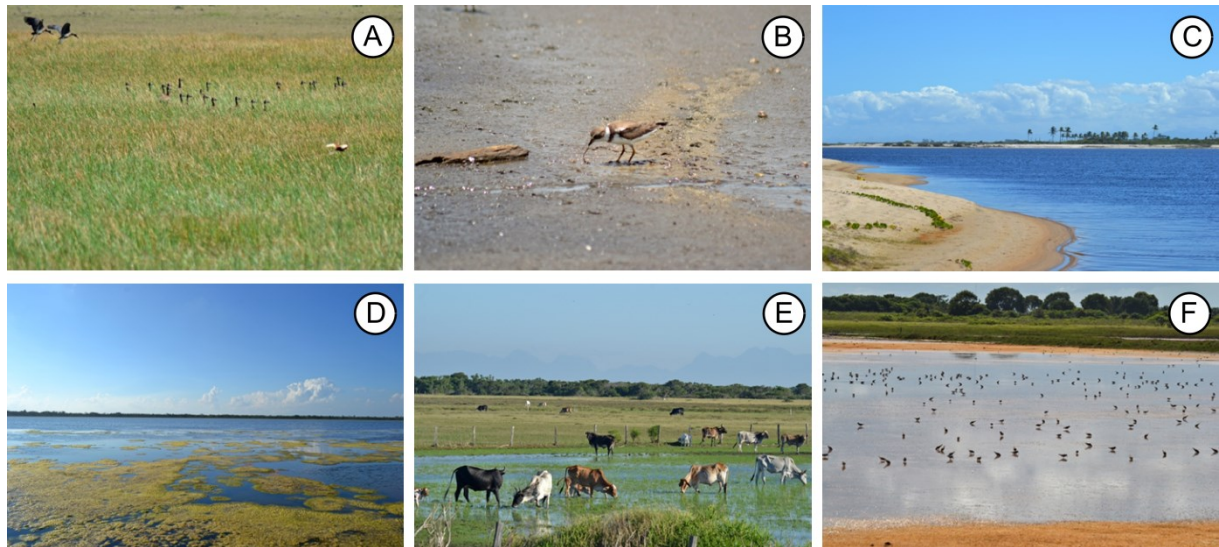


Figura 2-4. Unidades fisionômicas reconhecidas em lagoas costeiras no município de Quissamã, norte fluminense. A – brejo, B – lodo, C – lagoa, D – lagoa com predominância de vegetação subaquática, E – pasto alagado, F – turfeira.

Ao longo de um ano de amostragens, 420 pontos foram cumpridos. No entanto, considerou-se 351 pontos onde foi possível obter todas as variáveis. Isso porque alguns pontos ressecaram completamente durante a estação seca; algumas vezes o pHmetro não alcançou a estabilização, então optamos por não registrar a medida; e duas réguas foram removidas por fatores desconhecidos.

A disponibilidade de condições de habitat foi estimada com base no cálculo da área de lâmina d'água de cada lagoa da região. Essas estimativas foram realizadas em cada período de amostragens, por meio de imagens de alta resolução obtidas por satélite Landsat®. Mais especificamente, os arquivos foram obtidos na base de dados da Agência Geológica dos Estados Unidos (*United States Geological Survey*). Ao longo de um ano foram obtidas 204 medições da área de lâmina d'água de 17 lagoas. Desse total, a área de quatro lagoas não pode ser calculada diretamente, devido à cobertura de nuvens. Para cada lagoa em questão, esses valores foram obtidos com a média da área dos meses anterior e o posterior. Em adição, o cálculo das áreas foi realizado com o software Arcmap 10®.

Análise de dados

Todas as análises foram realizadas considerando espécies de aves agrupadas em grupos funcionais, conforme descrito no primeiro capítulo (p. 12), por meio do software R 3.0.2 (Ihaka e Gentleman, 1996).

A relação entre as variáveis de habitat foi examinada por meio da Análise de Componentes Principais Mista (não linear) (Kiers, 1994; Thioulouse e Dray, 2007). Essa análise permite a utilização de variáveis numéricas, ordinais ou nominais (Purcell *et al.*, 2012). As variáveis com coeficientes de autovetores (*loadings*) inferiores a 0,5 foram desconsideradas com a finalidade de reduzir a dimensionalidade do estudo (King e Jackson, 1999). Valores de Salinidade, pH e profundidades mínima e máxima d'água foram tratadas como variáveis numéricas; a fisionomia como variável ordinal e a coloração da água como variável nominal (fator).

As variáveis ambientais mais determinantes na utilização do habitat por aves aquáticas foram selecionadas por meio da AMN. Essa análise possui a vantagem de poder ser aplicada a um conjunto de dados sem conhecer, *a priori*, qual o tipo de resposta das espécies ao longo do gradiente de variáveis ambientais (*e.g.* linear ou unimodal). Além disso, essa técnica tem apresentado melhor desempenho em relação a outros métodos, como a CCA e a RDA (Rao, 1964; ter Braak, 1986); especialmente no sentido de concentrar a maior variabilidade dos dados nos dos primeiros eixos e fornecer peso igual a sítios amostrais com diferentes números de indivíduos (Dolédec *et al.*, 2000; Thuiller *et al.*, 2005; Kleyer *et al.*, 2012). A significância da análise foi avaliada por meio de 10.000 permutações dos índices de Marginalidade de Nicho obtidos pelo modelo. Essas permutações, na verdade, testam a hipótese nula de que as espécies se distribuem independentemente das condições de habitat (Dolédec *et al.*, 2000; Randa e Yunger, 2006; Kadye e Booth, 2012). No caso de Índices de Marginalidade de Nicho não significantes, aceita-se a hipótese nula.

A identificação das condições de habitat mais utilizadas pelas aves foi feita por meio da Análise de Variância (ANOVA) entre diferentes classes das variáveis ambientais mais importantes, selecionadas pela AMN (Fisher, 1936; Fisher, 1938). As variáveis contínuas foram transformadas em categóricas priorizando a

uniformidade do número de amostras entre diferentes classes de valores; e obedecendo a classificação de salinidade dos ambientes proposta por Stralberg *et al.* (2009). Sempre que necessário os dados foram transformados de acordo com o método de Box-Cox para cumprir as premissas da Análise de Variância (modelo linear) (Vernables e Ripley, 2002). Nesse caso, comparações múltiplas foram efetuadas por meio do teste de Tukey (Sokal e Rohlf, 2011). Quando não foi possível obter a linearização dos dados, foram ajustados modelos lineares generalizados (GLMs) com diferentes distribuições. Em seguida, selecionou-se o modelo mais adequado com base no Critério de Akaike (Crawley, 2007). O modelo com o menor valor foi considerado e teve sua significância testada por meio da Análise de Variância. No caso de utilização de GLM, as comparações múltiplas foram realizadas com a função *glht()*, disponível no pacote *multcomp* do software R 3.0.2 (Bretz *et al.*, 2010). Considerou-se também a análise de intervalos com 95% confiança, obtidos por 10.000 reamostragens Bca (*Bias-corrected and accelerated bootstrap*) (Diciccio e Efron, 1996; Davison e Hinkley, 1997).

As diferenças de disponibilidade das condições de habitat foram avaliadas por meio da Análise de Variância, considerando a área com cobertura de lâmina d'água em cada lagoa. Isso foi possível porque as variáveis físicas como a salinidade e o pH, não variaram substancialmente em cada lagoa. Nesse caso, também foram produzidos intervalos com 95% confiança, obtidos por 10.000 reamostragens Bca (*Bias-corrected and accelerated bootstrap*).

RESULTADOS

Análise dos Componentes Principais

Os dois primeiros eixos da análise de componentes principais explicaram juntos 61% da variação das características de habitat (Tabela 2-1). O primeiro componente mostrou forte relação com o pH, salinidade e as profundidades mínima e máxima das lagoas. Já o segundo componente apresentou maior relação com a fisionomia ambiental e a coloração da água. A salinidade e a profundidade da coluna d'água foram variáveis com forte correlação negativa, da mesma forma que a

salinidade e o pH. Apenas os valores de profundidade mínima e máxima foram positivamente correlacionados, de acordo com o primeiro componente. No entanto, optou-se por não excluir nenhuma dessas duas variáveis na análise de Marginalidade de Nicho (AMN), porque é esperado que elas influenciem diferentes grupos funcionais de aves aquáticas. As flutuações temporais de salinidade, pH e profundidade mínima da coluna d'água associadas as principais lagoas da área de estudo são apresentadas nos anexos II, III e IV.

Tabela 2-1. Resultados da Análise de Componentes Principais (ACP), com proporções cumulativas dos autovalores e coordenadas das variáveis ambientais nos dois primeiros eixos.

Variáveis de habitat	Comp1	Comp2
pH	0,51	-0,46
Salinidade	-0,78	0,18
Prof. min	0,85	-0,16
Prof. max	0,84	0,05
Fisionomia	-0,38	-0,55
Cor da água	0,35	0,73
Proporção cumulativa dos autovalores	0,43	0,61

Análise de marginalidade de Nicho (AMN)

Os dois primeiros eixos da AMN explicaram juntos 93% da variação total da abundância dos grupos funcionais de aves aquáticas em resposta as variáveis de habitat (Figura 2-5). Desse total, 88% da variação foi explicada pelo primeiro eixo. De acordo com esse eixo a variação na abundância de aves limícolas e catadoras esteve associada à salinidade, tipo de fisionomia predominante e à PMA. Já o segundo eixo explicou a variação na abundância de aves pescadoras em função da salinidade, pH e fisionomia ambiental. Aves pernaltas, mergulhadoras e vasculhadoras não demonstraram variação na abundância em função variáveis consideradas no presente estudo; ou seja, essas aves parecem se distribuir uniformemente ao longo da variação das condições de habitat aqui consideradas. Em adição, a profundidade máxima e a coloração da água não explicaram a variação de abundância de nenhum grupo funcional.

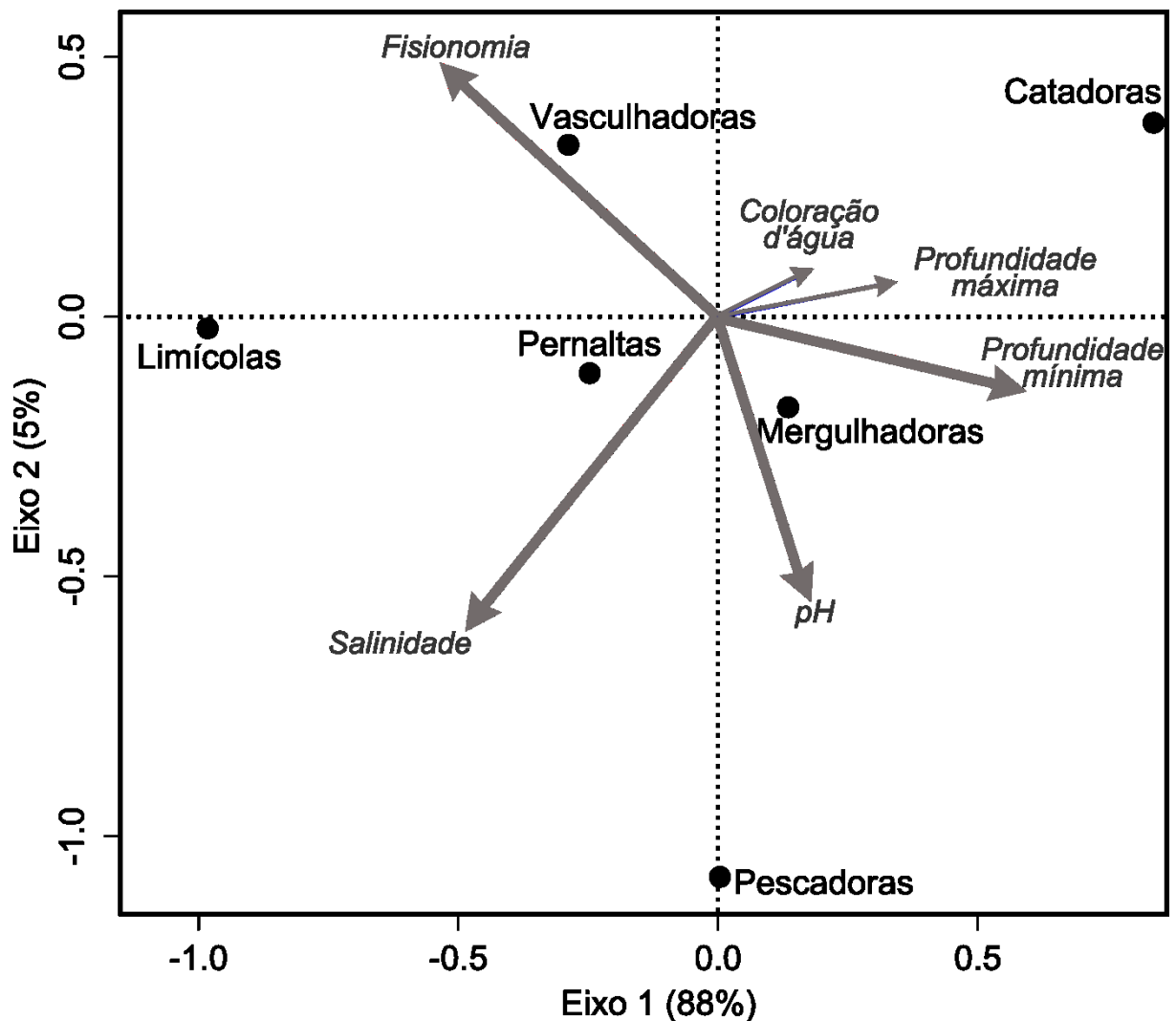


Figura 2-5. Dois primeiros eixos da Análise de Marginalidade de Nicho (AMN), com coordenadas das variáveis de habitat e grupos funcionais de aves aquáticas. Setas mais espessas indicam variáveis que explicam a variação na abundância de pelo menos um grupo funcional.

Disponibilidade de condições de habitat

Não houve diferenças na disponibilidade de diferentes classes de profundidade mínima da coluna d'água (ANOVA, $p = 0,8$) (Figura 2-6 A). Por outro lado, a disponibilidade de condições de salinidade, pH e fisionomia ambiental variaram significativamente (ANOVA, $p < 0,03$).

Com relação ao pH, a classe de valores entre 8-8,9 esteve mais disponível do que todas as demais classes, exceto a de 4-5,9 (valor mais ácido) (Teste de Tukey, $p < 0,006$) (Figura 2-6 C). Essa última esteve mais disponível que as classes de 7-7,9 e 9-9,9, mas igualmente disponível como outras classes (Teste de Tukey, $p < 0,05$). Já com relação à fisionomia e a salinidade, houve pouca diferença na disponibilidade. Apenas lagoas com predominância de vegetação subaquática foram mais disponíveis do que brejos (Teste de Tukey, $p = 0,009$) (Figura 2-6 D). A classe de salinidade de 51-80 esteve mais disponível do que a classe de 31-50 (Teste de Tukey, $p = 0,03$) (Figura 2-6 B).

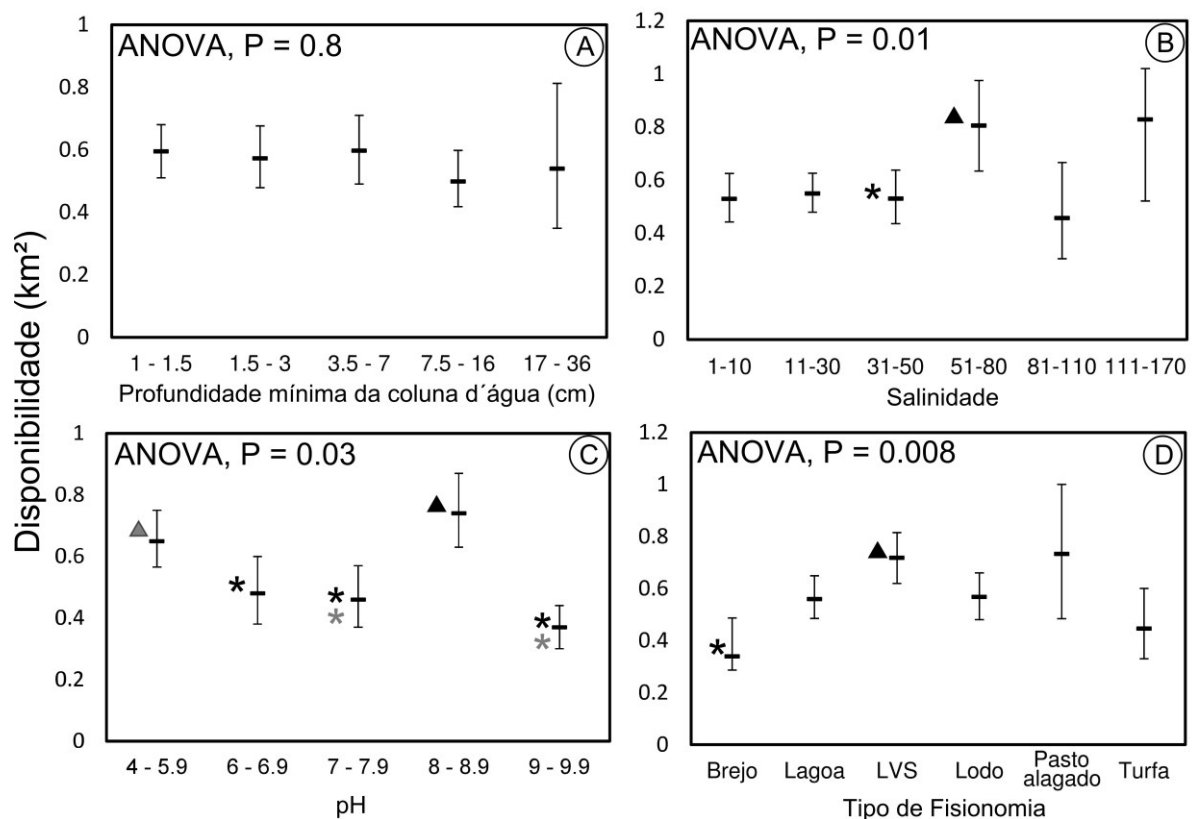


Figura 2-6. Disponibilidade das variáveis de habitat nas lagoas costeiras de Quissamã, norte fluminense, entre maio de 2012 e abril de 2013. A – profundidade mínima da coluna d'água; B – salinidade; C – pH; D – fisionomia ambiental. As classes marcadas com triângulos indicam valores significativamente superiores aos das classes marcadas com asteriscos da mesma cor. Barras verticais indicam intervalos BCa com 95% de confiança.

Padrões de utilização de habitat

A abundância de aves limícolas e catadoras variou significativamente entre diferentes classes de profundidade mínima da coluna d'água (ANOVA, $p < 0,01$). Mais especificamente, aves catadoras foram mais abundantes em ambientes com maiores profundidades d'água do que em ambientes com as duas menores classes de profundidade (Teste de Tukey, $p < 0,03$) (Figura 2-7). Por outro lado, aves limícolas foram muito mais abundantes em ambientes com coluna d'água inferiores à 3 cm de profundidade (Teste de Tukey, $p < 3 \cdot 10^{-7}$) (Figura 2-7).

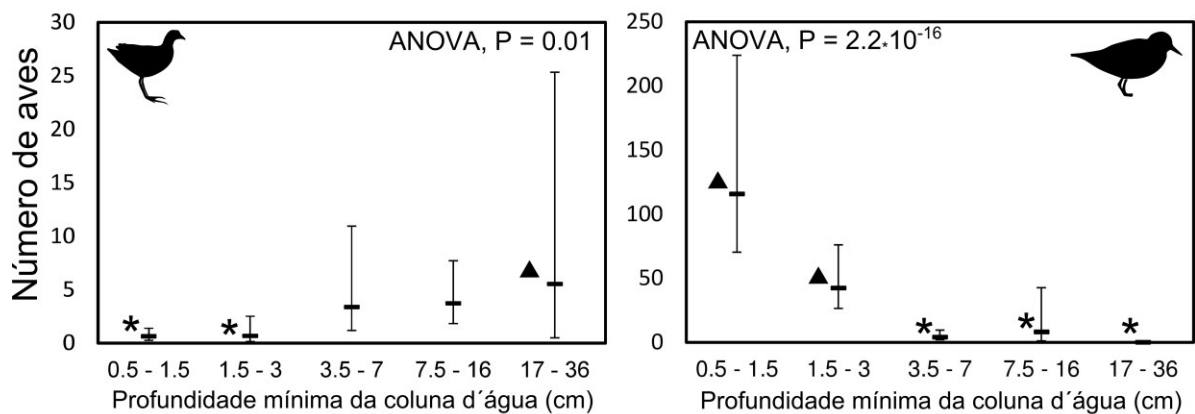


Figura 2-7. Abundância de grupos funcionais de aves catadoras e limícolas em diferentes amplitudes de profundidade mínima da coluna d'água, nas lagoas costeiras de Quissamã, Norte Fluminense, entre maio de 2012 e abril de 2013. À esquerda, aves catadoras; à direita, aves limícolas. As classes marcadas com triângulos indicam valores significativamente superiores aos das classes marcadas com asteriscos da mesma cor. Barras verticais indicam intervalos BCa com 95% de confiança.

Aves pescadoras, limícolas e catadoras não se distribuíram uniformemente entre diferentes unidades fisionômicas (ANOVA, $p < 0,007$) (Figura 2-8). De forma geral, essas aves apresentaram um padrão de menor abundância na fisionomia de pasto alagado (Teste de Tukey, $p < 0,01$). Além disso, aves pescadoras foram mais abundantes em ambientes de lagoa com e sem presença de vegetação subaquática do que em ambientes com predominância de vegetação brejosa e lodo (Teste de Tukey, $p < 0,05$) (Figura 2-8). Aves limícolas foram mais abundantes em ambientes

de lodo e turfa do que em outras categorias (Teste de Tukey, $p < 2 \cdot 10^{-5}$). Já as aves catadoras foram mais abundantes em ambientes brejosos do que em todas as outras unidades fisionômicas (Teste de Tukey, $p < 2.4 \cdot 10^{-7}$).

Com relação ao pH, aves pescadoras foram mais abundantes em classes de valores com características neutras, entre 7 e 8,9 (Teste de Tukey, $p < 0,05$), e menos abundantes em classes com pH mais ácido, entre 4 e 6,9 e mais básico, entre 9 e 9-9 (Figura 2-8).

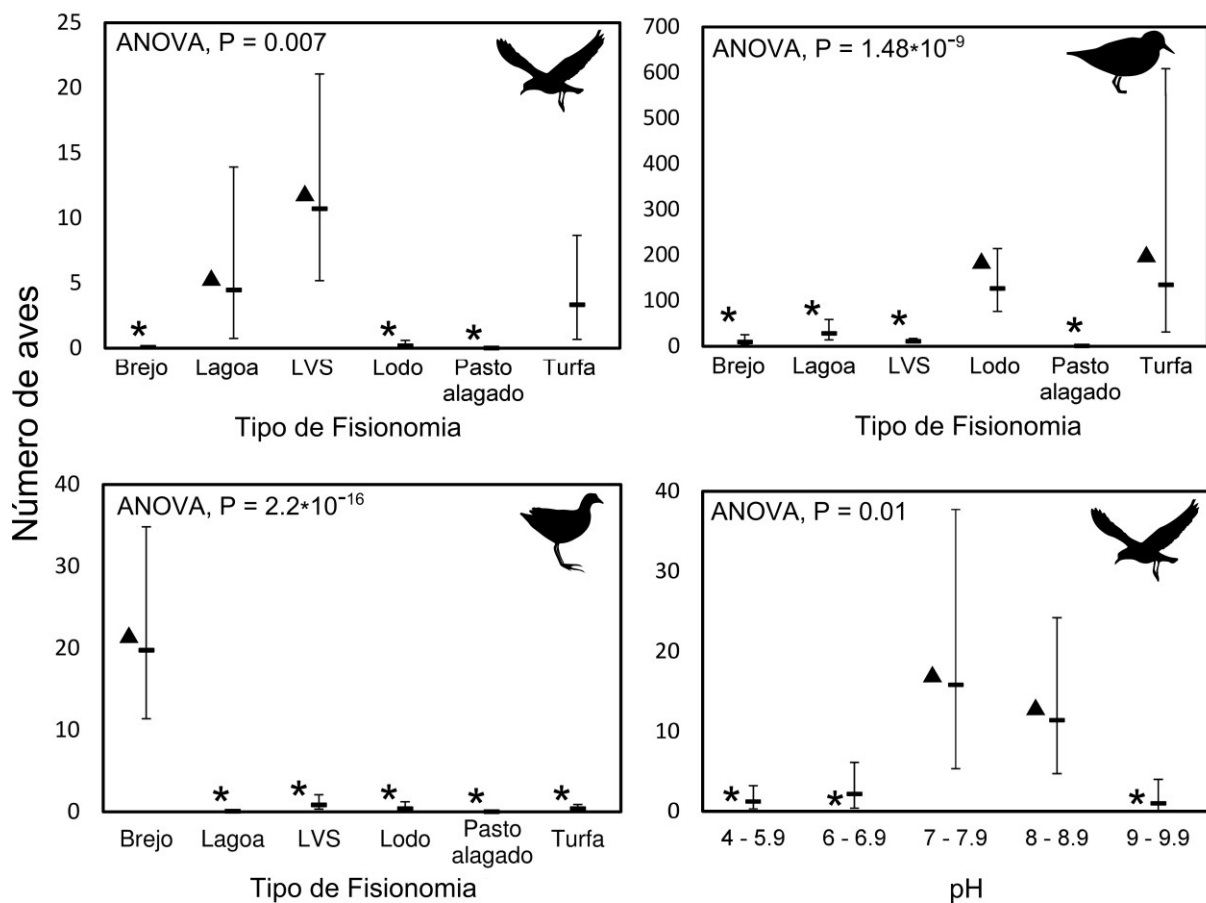


Figura 2-8. Abundância de grupos funcionais de aves em diferentes fisionomias ambientais de lagoas costeiras em Quissamã, norte fluminense, entre maio de 2012 e abril de 2013. O quadro inferior a direita apresenta os valores de abundância de aves pescadoras sob diferentes condições de pH. As classes marcadas com triângulos indicam valores significativamente superiores aos das classes marcadas com asteriscos da mesma cor. Barras verticais indicam intervalos BCa com 95% de confiança

A abundância de aves catadoras variou significativamente ao longo de diferentes condições de salinidade (ANOVA, $p = 4.5 \cdot 10^{-8}$) (Figura 2-9). Essas aves foram mais abundantes em valores entre 1-10 do que em todas as demais classes de valores (Teste de Tukey, $p < 0,04$). De fato, não foram registradas aves desse grupo funcional em lagoas com salinidade superior a 30. A abundância de aves limícolas também variou significativamente entre ambientes com diferentes características de salinidade (ANOVA, $p = 2.2 \cdot 10^{-16}$) (Figura 2-9). Porém, exibiram menor abundância justamente nas classes de salinidade entre 1-30 (Teste de Tukey, $p < 0,03$), diferente do que foi observado para aves catadoras. Embora sem significância estatística, a média de aves limícolas foi muito inferior sob os maiores valores de salinidade (111-170) do que sob valores intermediários (31-110) (Figura 2-9).

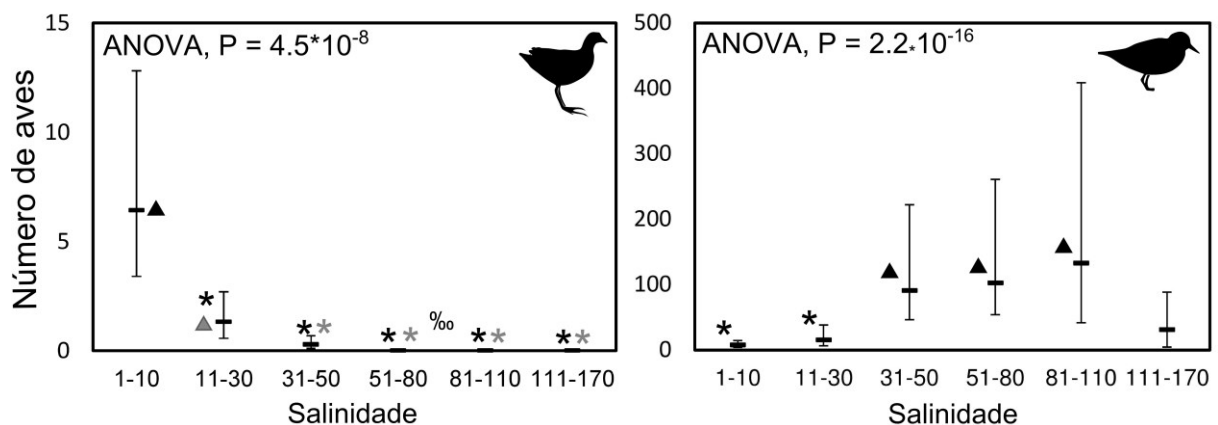


Figura 2-9. Abundância de grupos funcionais de aves sob diferentes amplitudes de salinidade nas lagoas costeiras de Quissamã, norte fluminense, entre maio de 2012 e abril de 2013. As classes marcadas com triângulos indicam valores significativamente superiores aos das classes marcadas com asteriscos da mesma cor. Barras verticais indicam intervalos BCa com 95% de confiança.

DISCUSSÃO

No Brasil há pouquíssima informação sobre uso de habitat por aves aquáticas que permita uma comparação com os resultados aqui obtidos. De forma geral, os estudos publicados são muito recentes e consideram apenas um pequeno número de espécies, ao longo de uma matriz de poucos dados ambientais (Martínez, 2004; Moreno *et al.*, 2004; Gimenes e Anjos, 2006; Pimenta *et al.*, 2007; Alves *et al.*, 2012; Lunardi *et al.*, 2012). O conjunto de variáveis de habitat consideradas por todos os estudos compõe: densidade de presas, cobertura de manguezal, distância de canais de drenagens, granulometria do sedimento, fisionomia vegetal, distância da margem, profundidade d'água (apenas duas categorias), presença de macrófitas e turbidez. Apenas um estudo avaliou o habitat de aves em função de uma matriz multivariada considerando características limnológicas, como a profundidade d'água, salinidade, entre outras (Kober e Bairlein, 2009). Em tempo, enfatiza-se que esse tipo de informação sobre uso de habitats é inexistente para lagoas costeiras no Brasil.

Associação entre padrões de utilização e disponibilidade de habitat

Com relação à profundidade mínima da coluna d'água, não houve diferenças significativas na disponibilidade de diferentes classes de valores. Logo, os padrões de abundância exibidos pelos grupos funcionais de aves catadoras e limícolas refletem a preferência pelas condições de PMA mais utilizadas.

Já a disponibilidade de diferentes condições de salinidade variou significativamente. Porém, apenas águas com valores entre 51-80 estiveram mais disponíveis do que as com valores entre 31-50. Todas as outras classes de salinidade foram igualmente disponíveis ao longo do estudo. Como as aves limícolas e catadoras utilizaram as classes entre 31-50 e 51-80 com a mesma intensidade, pode-se inferir que a menor abundância em outras classes reflete de fato um padrão de evitação. Da mesma forma, a maior abundância em outras classes reflete um padrão de preferência por condições específicas de habitat.

Com relação à fisionomia ambiental, houve apenas diferenças na disponibilidade entre brejos e LVS. O brejo foi o ambiente mais utilizado por aves catadoras, ou seja, evidenciando um padrão de preferência. O mesmo ocorreu para aves limícolas, que utilizaram principalmente ambientes lodosos e turfeiras, igualmente disponíveis a todos os outros tipos de ambientes. Pouquíssimas aves pescadoras foram avistadas em brejos. Por outro lado, esse tipo de ambiente é utilizado para reprodução pela espécie com a maior proporção nesse grupo funcional, a gaivota-de-capuz-cinza *Chroicocephalus cirrocephalus* (Tavares *et al.*, 2013a). Durante o período reprodutivo, essas gaivotas migram para áreas brejosas, provavelmente para reduzir a chance de predação e também devido ao aumento dos níveis d'água nas lagoas costeiras, que as tornam inadequadas para o forrageio (Tavares *et al.*, 2013a). Logo, embora a espécie tenha apresentado vasta preferência por LVS, não se pode desconsiderar que os brejos da região compõem um habitat importante para sua nidificação.

As diferentes classes de pH também diferiram quanto a sua disponibilidade. Porém, a menor abundância de aves pescadoras coincidiu com a classe de pH com o valor mais ácido (4-5,9), que esteve entre as mais disponíveis. Embora essas aves tenham sido muito abundantes em águas com pH entre 8-8,9, essa classe esteve mais disponível do que todas as outras, exceto a com pH mais ácido. Por outro lado, houve maior abundância de aves pescadoras na classe de pH caracteristicamente mais neutro (7-7,9), igualmente disponível como as demais classes. Ocorreu também um padrão de menor abundância sob pH mais alcalino (pH 9-9,9). Portanto, essas aves apresentaram preferência por águas mais neutras (pH entre 7-7,9), e evitaram valores extremos, entre 4-5,9 (pH ácido) e 9-9,9 (pH alcalino).

Padrões de utilização de habitat – unidades fisionômicas

Aves limícolas, pescadoras e catadoras evitaram áreas com predominância de pasto alagado. Nesse contexto, estudos conduzidos em diferentes regiões do planeta têm ressaltado os efeitos negativos da substituição de áreas úmidas naturais por ambientes antrópicos, como áreas de plantio e pastagem (Carney e Sydeman, 1999; Erwin, 2002; Quan *et al.*, 2002; Tavares *et al.*, 2013a). No Brasil, a

substituição de áreas úmidas por pastagens tem sido amplamente relatada e parece ser um problema generalizado para as aves (Rodrigues e Michelin, 2005; Tavares, 2010; Tavares *et al.*, 2012; Tavares e Siciliano, 2013a). Inclusive, essa situação implicou na recente colonização e expansão de áreas de pasto brasileiras, pela garça-vaqueira *B. ibis* (Sick, 1965), originária do continente africano. No estado do Rio de Janeiro, a situação crônica de desflorestamento e estabelecimento de pastagens tem resultado na recente expansão geográfica de algumas espécies, como a curicaca *Theristicus caudata* (Serpa *et al.*, 2010), a seriema *Cariama cristata* (Gonzaga *et al.*, 2000) e o cardeal-do-nordeste *Paroaria dominicana* (Willis, 1992).

O padrão de evitação de áreas de pasto alagado por aves catadoras, limícolas e pescadoras pode ser explicado de diferentes maneiras. O impacto mais claro e direto da substituição de áreas úmidas naturais por pastagens é a exposição de ninhos ao pisoteio pelo gado, com redução do sucesso reprodutivo (Burger *et al.*, 2004). A presença de gado traz também outras implicações negativas para as aves, como maior gasto de energia na vigilância e defesa de ninhos e imaturos (Otieno *et al.*, 2011). Obviamente, em longo prazo, esses distúrbios podem alterar os padrões de utilização espacial das aves, que passam a colonizar outras áreas. Esses impactos não são plausíveis para as aves limícolas nas lagoas amostradas no presente estudo. Isso porque a grande maioria é composta por espécies migratórias que se reproduzem no hemisfério norte; por outro lado, são perfeitamente plausíveis para aves catadoras e pescadoras, que nidificam na região (Tavares, 2010; Tavares *et al.*, 2013a). A presença de gado nas áreas de pasto pode ainda contribuir para o aumento da turbidez da água e resultar em condições pouco adequadas ao forrageio de aves catadoras e pescadoras. Isso porque a turbidez pode dificultar a detecção de presas por essas aves (Bellio *et al.*, 2009).

Outra forma pela qual as pastagens se tornam inadequadas para aves aquáticas é pela remoção direta de vegetação. A cobertura de vegetação é especialmente importante para aves catadoras, que incluem frangos d'água e saracuras (Richmond *et al.*, 2012), e também pescadoras, que utilizam esses ambientes para reprodução, como *C. cirrocephalus* (Tavares *et al.*, 2013a). Além disso, nas lagoas costeiras amostradas, é muito comum que a vegetação acumulada durante a estação úmida, se transforme em matéria vegetal em decomposição durante a estação seca, originando turfeiras. Esse tipo de ambiente apresenta elevada produtividade e cria condições apropriadas à intensa colonização de

invertebrados que são presas de aves limícolas (Callisto *et al.*, 1998; Gonçalves *et al.*, 2004; Santos *et al.*, 2006). Durante as amostragens foi possível observar grandes bandos de espécies limícolas se alimentando ativamente nessas turfeiras. De fato, esse foi o segundo ambiente mais utilizado por essas aves. Uma vez que a vegetação é removida pelo gado durante a estação úmida, ela passa a não estar disponível na forma de turfa durante a estação seca. Dessa forma, além da presença de gado acarretar efeitos diretos em aves aquáticas, como aumento de mortalidade e maior custo energético, resulta também em problemas de perda de habitat com relação à fisionomia ambiental.

A remoção de vegetação pelo gado pode ainda resultar na erosão do solo (Albon *et al.*, 2007; Smith, 2011). Nessa situação ocorre menor troca de carbono entre o solo erodido e a coluna d'água. Em vista disso, observa-se redução no carbono orgânico disponível como substrato para bactérias, que são responsáveis por grande parte da biomassa nas lagoas aqui amostradas (Farjalla *et al.*, 2001; Esteves *et al.*, 2008; Esteves, 2011). Portanto, esse fenômeno pode resultar no declínio da produtividade e conseqüentemente em um descompasso na cadeia trófica do ambiente, prejudicando as aves aquáticas.

Por outro lado, o pastejo também tem sido apontado como uma atividade benéfica para aves aquáticas em dois sentidos: incremento da heterogeneidade ambiental e redução da altura da vegetação (Wolters *et al.*, 2005; Durant *et al.*, 2008; Clausen *et al.*, 2013). Essa última condição parece ser mais adequada à alimentação de diversas espécies. No entanto, enfatiza-se que a grande maioria da informação é proveniente de áreas úmidas temperadas, intrinsecamente homogêneas em comparação a ambientes tropicais (Myers *et al.*, 2000; Simon *et al.*, 2013). Logo, existe a possibilidade de que o pastejo não aumente a heterogeneidade ambiental em áreas úmidas tropicais, mas de fato resulte em implicações muito negativas para aves aquáticas (*e.g.* Soka *et al.*, 2013). De qualquer forma, certamente a heterogeneidade de habitats é drasticamente afetada pelo pastejo intensivo (Eaton *et al.*, 2011; Ntongani e Andrew, 2013). Essa é a situação que ocorre na região estudada.

É possível ainda que aves limícolas não tenham utilizado áreas de pastagem também em face da grande capacidade de monopolização do nicho pela garça-

vaqueira *B. ibis* nesses ambientes (Fogarty e Hetrick, 1973). Estudos futuros podem averiguar essa possibilidade nas áreas de pastagem na região.

A evitação de áreas de pasto alagado por aves catadoras, limícolas e pescadoras tem grande interesse conservacionista. Isso porque a região norte fluminense tem experimentado a maior taxa de produtividade de bovinos no estado do RJ (Costa e Clemente, 2009). Contraditoriamente, apesar da sua relevância para aves aquáticas, Quissamã é o município onde a pecuária tem apresentado o maior crescimento.

Padrões de utilização de habitat – salinidade

Aves aquáticas podem evitar águas com elevada salinidade basicamente por dois motivos: a ingestão pode ocasionar problemas de desidratação (Hannam *et al.*, 2003); e o contato excessivo pode reduzir a impermeabilidade da plumagem, aumentando o custo energético com termorregulação (Rubega e Robinson, 1996). Existe ainda a possibilidade de danificação das penas devido à precipitação de carbonatos na região caudal (Euliss *et al.*, 1989). Em ambientes quentes e caracteristicamente áridos ou semi-áridos como o norte fluminense, o controle da perda d'água torna-se uma questão ainda mais importante para as aves (Vézina *et al.*, 2006; Gutiérrez *et al.*, 2012).

A moderada tolerância das espécies limícolas aos elevados valores de salinidade aqui constatados, ocorreu devido à plasticidade no desenvolvimento da glândula de sal dessas aves (Piersma e van Gils, 2011; Gutiérrez *et al.*, 2012). A glândula de sal localiza-se na parte superior da órbita ocular e está presente em alguns grupos de aves, especialmente naqueles que vivem no ambiente marinho (Schmidt-Nielsen, 1960). Essa glândula auxilia a excreção de sal pelo organismo, e permite a sobrevivência em ambientes com elevada salinidade (Sick, 1997). Rubega e Oring (2004) investigaram as diferenças no desenvolvimento da glândula de sal em filhotes de *Recurvirostra americana*, uma espécie de maçarico, em ambientes com diferentes condições de salinidade. Os filhotes que cresceram em ambientes salinos apresentaram glândulas de sal com tamanho comparável ao de adultos da mesma espécie e até mesmo de algumas espécies de aves marinhas.

Esses resultados evidenciam a plasticidade de aves limícolas para ocupar diferentes ambientes ao longo de um gradiente de salinidade. Ainda assim, enfatiza-se que essas aves evitaram valores de salinidade acima de 111.

O padrão de evitação de áreas com salinidade acima de 10 por aves catadoras teve relação indireta com a fisionomia vegetal das lagoas amostradas. Áreas brejosas, que constituíram o único tipo de ambiente utilizado por essas aves, possuem como espécie vegetal mais marcante a taboa *Typha domingensis*. Essa espécie de planta tem seu crescimento e reprodução negativamente afetados por águas com salinidade a partir de 8 (Zedler *et al.*, 1990; Glenn *et al.*, 1995; Esteves e Suzuki, 2008). Logo, a fisionomia de brejo teve sua formação quase que restrita a ambientes com salinidades inferiores a esse valor. De fato, conforme abordado anteriormente, sob maiores valores de salinidade, a fisionomia de brejo se converte em turfeiras.

Se por um lado as lagoas hipersalinas acarretam implicações negativas para aves aquáticas, por outro pode haver compensação em termos energéticos. Esses ambientes se tornam atrativos porque, devido à baixa taxa de colonização por peixes, algumas espécies de invertebrados se tornam muito abundantes e servem de presas para as aves, especialmente limícolas (Takekawa *et al.*, 2006). Esse fenômeno foi também relatado para Mono Lake, na Califórnia, EUA (Mohoney e Jr, 1985).

Não menos importante, a biomassa bacteriana desempenha um importante papel na cadeia trófica das lagoas aqui amostradas (Esteves *et al.*, 2008). Farjalla *et al.* (2001) relataram a ocorrência de maiores valores de biomassa bacteriana nas lagoas mais salinas, que durante o seu estudo apresentaram valores entre 40 – 70. Logo é esperado que esses ambientes apresentem cadeias tróficas mais largas, e conseqüentemente mais alimento disponível para predadores de topo, como as aves. De fato, aqui as aves limícolas ocorreram com maior abundância em valores intermediários de salinidade. Esse padrão também tem sido observado na Baía de São Francisco, EUA (Warnock *et al.*, 2002; Takekawa *et al.*, 2006). É inegável que a salinidade exerce grande influência na disponibilidade de presas para aves aquáticas (Ma *et al.*, 2010). No entanto, os custos da utilização de áreas salinas parecem ser mais importantes para as aves do que a disponibilidade de presas em diferentes condições de salinidade (Wilfred e Lovvorn, 1995).

Embora aves pernaltas, mergulhadoras e vasculhadoras não tenham apresentado variação ao longo do gradiente de salinidade, outros estudos tem relatado que a maior abundância dessas aves ocorre usualmente em valores inferiores à 60 (Warnock *et al.*, 2002; Stralberg *et al.*, 2009; Athearn *et al.*, 2012). A ausência na variação de espécies pernaltas pode ser atribuída ao hábito dessas aves se organizarem socialmente para obter alimento (Battley *et al.*, 2003). Esse fenômeno pode ter causado tendência nos dados.

Padrões de utilização de habitat – pH

De forma geral, a influência do pH em organismos aquáticos tem sido pouco estudada, em face do paradigma antigo de que a acidificação do corpos hídricos era decorrente principalmente de fontes antrópicas (Petrin *et al.*, 2007; Holland *et al.*, 2012). De fato, relativamente poucos estudos investigaram o papel do pH em aves aquáticas.

O padrão geral de distribuição uniforme dos grupos funcionais, exceto aves pescadoras, ao longo do gradiente de pH, corrobora os resultados obtidos por Halse *et al.* (1993) no sul da Austrália. Os autores constataram que diferentes grupos de aves variaram apenas em resposta à salinidade, tipo de vegetação e profundidade da coluna d'água. O mesmo foi constatado em salinas associadas ao estuário da Baía de São Francisco, no EUA (Takekawa *et al.*, 2006).

O padrão de evitação de águas com pH mais ácido por aves pescadoras pode ser explicado de diferentes maneiras. Em termos energéticos, alguns ambientes tem apresentado baixa biomassa de peixes em condições de pH mais ácido. Por exemplo, nas áreas úmidas de Maine, no EUA, a baixa abundância de peixes sob condições de pH mais ácido resultou em implicações negativas para aves piscívoras (Longcore *et al.*, 2006). De forma similar, um estudo que examinou a influencia do pH em comunidades de peixes e macroinvertebrados em 33 lagos da Califórnia, EUA, constatou que várias espécies foram raras ou ausente em águas mais ácidas (Bradford *et al.*, 1998). Logo, é plausível que nesses ecossistemas a disponibilidade de alimento seja um fator limitante para aves pescadoras (piscívoras). Já nas lagoas costeiras aqui amostradas, apenas sob condições de pH elevado, observa-se

declínio de abundância de algumas espécies de peixes (Hollanda-Carvalho *et al.*, 2003).

Ambientes naturalmente acidificados, como as lagoas aqui consideradas, em geral recebem elevado aporte de matéria orgânica e inorgânica alóctone, proveniente de ambientes marginais (Layer *et al.*, 2010). Nesse caso, a vegetação de restinga ao redor das lagoas pode contribuir consideravelmente com esse material (Esteves, 2011). A literatura mais recente tem destacado que as elevadas concentrações de matéria orgânica em ambientes naturalmente ácidos podem suportar largas cadeias alimentares, com notável biomassa de diferentes organismos (Hogsden e Harding, 2012). De fato, a acidificação natural em ambientes aquáticos é acompanhada do aumento de biomassa de macroinvertebrados filtradores, que se beneficiam da matéria orgânica particulada, e passam a suportar maiores biomassas de macroinvertebrados predadores e peixes (Wowor *et al.*, 2009; Hogsden e Harding, 2012). Esse fenômeno é inclusive relatado para lagoas costeiras ao norte do Rio de Janeiro (Branco *et al.*, 2000; Hollanda-Carvalho *et al.*, 2003). Nesse sentido, seria pouco plausível que o padrão de evitação de lagoas com pH mais ácido por aves pescadoras tenha ocorrido por escassez de alimento. Por outro lado, o aporte de carbono orgânico e inorgânico alóctones geralmente é acompanhado do aumento na turbidez da água (Holland *et al.*, 2012). Logo esses ambientes podem se tornar inapropriados para aves pescadoras, que em geral, necessitam do contato visual com as presas para obter sucesso na captura (Eriksson, 1985; Weller, 2003). No entanto, essa variável não foi considerada no presente conjunto de dados, e futuros estudos podem tentar avaliar o sucesso de captura de presas por aves pescadoras ao longo de um gradiente de pH e turbidez da água.

Padrões de utilização de habitat – profundidade mínima da coluna d'água

Estudos em diferentes regiões tem evidenciado a importância da profundidade da coluna d'água para aves aquáticas, principalmente devido a implicações energéticas. Isso porque a captura de presas depende de restrições morfológicas, como o comprimento do tarso e bico (Ntiamoá-Baidu *et al.*, 1998; Isola *et al.*, 2000; Darnell e Smith, 2004). Em áreas úmidas da Califórnia, EUA, as

profundidades mais adequadas para aves limícolas são aquelas abaixo de 15 cm (Taft *et al.*, 2002). Outros estudos mencionam profundidades ainda menores, entre 0-5 cm (Collazo *et al.*, 2002; Holm e Clausen, 2006). De fato, quanto menor a profundidade da coluna d'água, menor é a área vertical disponível para fuga de presas. Logo, há maior probabilidade de sucesso no forrageio. Reitera-se que as medidas de profundidade mínima coletadas no presente estudo não correspondem ao ponto exato utilizado por cada ave, e sim à menor medida nas margens de cada lagoa. Conquanto, essas medidas mantêm seu potencial comparativo entre os diferentes pontos de amostragem.

No presente estudo, as aves limícolas utilizaram principalmente áreas com profundidade mínima entre 0-5 cm. Explorar águas mais rasas pode significar um menor gasto energético com a locomoção, por essas aves com tamanho corporal limitado (Gawlik, 2002). Além disso, ao evitar o contato do corpo (barriga e peito) com a água, essas aves também reduzem desperdício de energia com a termorregulação. Conforme mencionado acima, quanto mais fina a coluna d'água, as presas ficam mais concentradas, e podem ser capturadas mais facilmente (Lantz *et al.*, 2010; Tavares *et al.*, 2013a; Tavares e Siciliano, 2013b). Juntos, esses fatores parecem compor a explicação mais plausível para o padrão de maior utilização das águas mais rasas entre as disponíveis na região, pelas aves limícolas.

A elevada abundância de aves catadoras em lagoas com os maiores valores de PMA esteve relacionada a maior disponibilidade de vegetação nesses ambientes (e.g. Lagoa do Carrilho e Lagoa do Canema). De fato, as áreas com maiores valores de profundidade mínima apresentavam os menores valores de salinidade (ver Tabela 2-1). Logo, nessas áreas predominava a vegetação de brejo, ambiente mais utilizado por aves catadoras. Isso porque o crescimento e reprodução de espécies vegetais típicas de brejos, como taboa *Typha domingensis*, depende de águas com baixa salinidade (Glenn *et al.*, 1995). Na região, outras espécies de plantas que servem potencialmente de alimento para aves catadoras, como *Nymphaea* sp. e *Eichlornia* sp., também tem seu crescimento inibido por elevadas concentrações de sal (Casabianca e Laugier, 1995; Taylor, 1996; Camargo e Florentino, 2000; Esteves e Suzuki, 2008). Logo, a maior abundância de aves catadoras nas maiores classes de PMA pode ser atribuída a essa condição ser mais propícia ao estabelecimento de áreas brejosas, mais utilizadas pelas espécies desse grupo funcional.

Implicações para o manejo e restauração de áreas úmidas

Grande parte das áreas úmidas do norte fluminense foi paulatinamente destruída. A Lagoa Feia, por exemplo, perdeu 50% de sua área ao longo do último século (Bidegain *et al.*, 2002; Soffiati, 2013). Esteves (1998a) mencionou ainda a extinção de pelo menos 29 grandes lagoas na região. Reitera-se a possibilidade de que a abundância de aves aquáticas seja positivamente correlacionada com o tamanho de áreas úmidas (Paracuellos, 2006). Logo, é muito plausível que um número significativo de aves aquáticas tenha deixado de utilizar o litoral norte fluminense, ao menos ao longo do último século.

De acordo com o presente estudo, a manutenção de ambientes adequados para diferentes grupos funcionais de aves aquáticas depende da heterogeneidade de habitats. Algumas das condições adequadas a determinadas espécies são muito prejudiciais a outras. Por exemplo, a presença de vegetação brejosa densa, dificulta a localização de presas por aves limícolas (Lantz *et al.*, 2011). Conseqüentemente, ocorre diminuição na taxa de obtenção de presas por essas aves. Por outro lado, esse tipo de ambiente parece ser essencial para aves catadoras. Em vista disso, a seguir são apresentadas sugestões para o manejo e restauração de lagoas costeiras, de acordo com os dados aqui obtidos. Recomenda-se a manutenção de áreas alagadas com profundidade mínima de até 0,5 cm e salinidade variando entre 30 - 100, para acomodar aves limícolas migratórias. Já os ambientes mais adequados a aves catadoras devem proporcionar áreas com vegetação brejosa e salinidade variando entre 0 – 10. Em adição, áreas úmidas com fisionomia típica de lagoas costeiras, com ou sem a presença de vegetação submersa, e pH caracteristicamente neutro (7-7,9) podem ser consideradas para acomodar espécies pescadoras.

Ressalta-se que a conservação e restauração das áreas úmidas aqui amostradas dependem intrinsecamente da redução de áreas de pasto. No Pantanal, a pastagem cíclica foi recentemente apontada como uma medida de manejo eficaz para recuperação de áreas úmidas (Eaton *et al.*, 2011). É interessante que estudos futuros avaliem qual a intensidade de pastejo pode ser suportada por lagoas costeiras, sem que ocorra a substituição de suas áreas naturais por pastos homogêneos. De qualquer forma, o pastejo intensivo e as práticas de aterramento a ele relacionadas são, certamente, muito prejudiciais às aves aquáticas na região.

Os resultados aqui obtidos são de grande relevância no contexto da abertura de barra artificial dessas lagoas. Em geral, essa prática ocorre quando ocupações urbanas são afetadas pelo aumento dos níveis de água das lagoas, durante o período úmido. De fato, essa situação pode resultar em problemas de saúde pública, devido a contaminação de águas utilizadas para atividades rotineiras pelo esgoto. Além disso, a abertura de barra artificial ocorre também com a finalidade de melhorar a atividade de pesca ao norte do estado do Rio de Janeiro (Saad, 1996; Suzuki *et al.*, 1998; Suzuki *et al.*, 2002). Porém, durante esse tipo de atividade, ocorrem alterações radicais nas características físico-químicas das lagoas (Kozlowsky-Suzuki, 1998; Esteves, 2011). Por exemplo, os valores de salinidade podem triplicar e resultar na mortalidade de vegetação (Suzuki *et al.*, 2002). Esse cenário pode ser muito prejudicial a aves catadoras, que parecem ser muito dependentes de ambientes com vegetação brejosa densa. Caso a abertura de barra coincida com o período reprodutivo dessas espécies, o impacto sofrido por elas pode ser ainda mais negativo. Além disso, aves pescadoras que nidificam em brejos na região, como *C. cirrocephalus* (Tavares *et al.*, 2013a), também podem ser drasticamente afetadas pela mortalidade de vegetação. Esse grupo também pode ser negativamente afetado pela falta de alimento, caso a salinidade alcance níveis suficientes para resultar na mortalidade e escassez de peixes. Por outro lado, aves limícolas, mais tolerantes a elevada salinidade, são provavelmente beneficiadas pela abertura artificial de barras. Isso porque essa prática é acompanhada pela diminuição da profundidade da coluna d'água, e resulta na maior disponibilidade de áreas de pouso para aves limícolas. Em adição, a mortalidade de vegetação pode ainda resultar na formação de turfeiras, o ambiente mais utilizado por essas aves, de acordo com os resultados aqui obtidos.

Outra atividade de manejo muito empregada na região é a abertura de canais de drenagem. Essa prática é utilizada com a principal finalidade de escoar água das lagoas para outras áreas, principalmente durante o período úmido. Há ainda fazendeiros que implantam esses canais para promover o ressecamento das lagoas e utilizar suas áreas para atividades de plantio, pecuária ou expansão imobiliária (Esteves, 2011). Em essência, os efeitos da abertura de canais de drenagem nas características físico-químicas da água parecem ser similares ao da abertura artificial de barras; entre elas a diminuição da profundidade da coluna d'água e aumento na salinidade. No entanto, os efeitos dos canais de drenagens são muito mais intensos

e prolongados. De fato, a resiliência das lagoas costeiras parece ser curta em resposta à abertura de barras, com padrões hidroquímicos retornando a valores usuais após aproximadamente 30 dias (Suzuki *et al.*, 2002). No entanto, os canais de drenagem permanecem abertos prolongadamente, com sua manutenção garantida por fazendeiros. Na região norte fluminense, embora não exista uma estimativa atualizada do número de canais implantados, o aumento desenfreado na sua quantidade é surpreendente. Portanto, presume-se que os efeitos dos canais de drenagem em aves aquáticas sejam mais intensos do que os de abertura de barras artificial.

Os efeitos de canais de drenagem foram claramente observados em campo e corroboram a discussão acima. Por exemplo, as lagoas de Ubatuba e do Canema, permaneceram com águas muito rasas e elevada salinidade devido à implantação de canais de drenagem em suas áreas. Além disso, essas condições levaram à formação de turfeiras, devido à mortalidade de matéria vegetal, ao final do período seco. Esse conjunto de condições de habitat fez com que essas lagoas fossem muito utilizadas por aves limícolas (Capítulo I, pág. 22). Por outro lado, aves catadoras e pescadoras evitaram essas lagoas. Essa circunstância reitera a importância da heterogeneidade de habitats para manutenção da diversidade de aves aquáticas nas lagoas costeiras da região. Essa conclusão pode ser estendida para a grande parte das lagoas costeiras tropicais, já que esses ambientes funcionam de forma similar (Kjerfve, 1986).

Considerações finais

A falta de variação na abundância de aves pernaltas ao longo de um gradiente de variáveis consideradas no presente estudo pode ter relação intrínseca com o hábito de forragear em grupo - ou seja - socialmente, exibido por essas espécies (Beauchamp e Heeb, 2001; Battley *et al.*, 2003). A distribuição dessas aves parece ser fortemente influenciada por outras variáveis não consideradas nesse estudo, como a disponibilidade de presas e tamanho das áreas úmidas (Gimenes e Anjos, 2006). De fato, espécies pernaltas se organizam socialmente para obter alimento. Além disso, algumas espécies pertencentes ao grupo são amplamente generalistas, especialmente a garça-branca *Ardea alba* e a garça-branca-pequena *Egretta thula*. Essas espécies representaram mais de 50% da abundância relativa do seu grupo funcional. É possível também que aves mergulhadoras e catadoras também não tenham exibido um padrão de preferência de habitat devido à influência da disponibilidade de presas e organização social para o forrageio (Elmberg *et al.*, 1993; Baschuk *et al.*, 2012).

Embora a análise em nível de grupos funcionais não tenha detectado variação na abundância de aves pernaltas, vasculhadoras e mergulhadoras ao longo do gradiente de variáveis ambientais, não se pode descartar a possibilidade de que algumas espécies apresentem variação. De fato, o agrupamento das espécies em grupos funcionais pode mascarar essa relação, em virtude do maior peso dado as espécies mais abundantes em determinado grupo. Porém, a análise em nível de espécies aumenta muito a dimensionalidade do estudo e dificulta a detecção de padrões gerais. Uma sugestão é que estudos futuros mantenham o enfoque em apenas um ou poucos grupos taxonômicos, ou em nível de grupos funcionais.

CONCLUSÕES

- (i) Grupos funcionais de aves limícolas e catadoras tiveram sua distribuição espacial regulada por variações de salinidade, profundidade mínima da coluna d'água e fisionomia ambiental. Aves Pescadoras variaram sua abundância principalmente em função do pH e da fisionomia ambiental. Por outro lado, aves vasculhadoras, mergulhadoras e pernaltas se distribuíram uniformemente ao longo de diferentes condições de habitat. Portanto, a hipótese nula foi aceita para esses três grupos de aves e rejeitada para aves limícolas, catadoras e pescadoras. Porém, essa conclusão não descarta a possibilidade de que outras variáveis de habitat regulem a distribuição de todos esses grupos.
- (ii) Aves limícolas demonstraram preferência por ambientes com salinidade variando entre 30 e 110, profundidade mínima da coluna d'água inferior a 3 cm e fisionomias de lodo e turfeira. Aves catadoras tiveram preferência marcante por áreas de brejo, com salinidade inferior a 10. Por fim, aves pescadoras manifestaram preferência por lagoas com ou sem predominância de vegetação subaquática e pH caracteristicamente neutro. Esses três grupos funcionais evitaram áreas de pasto alagado. Os grupos de aves que dependem de condições de habitat opostas, como aves catadoras e limícolas, em relação a salinidade, estão entre as espécies mais afetadas pela perda de heterogeneidade de habitats.
- (iii) Os padrões de utilização de habitat não ocorreram em virtude da diferença na disponibilidade regional das variáveis de habitat aqui examinadas. Logo, os resultados fornecem fortes evidências de que aves limícolas, catadoras e pescadoras não se distribuem uniformemente ao longo do gradiente de variáveis ambientais aqui consideradas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Accordi, I.A. (2010). *Pesquisa e Conservação de aves em áreas úmidas*. In: Von Matter, S., Straube, F.C., Accordi, I.A., Piacentini, V., Cândido Júnior, J.F. (eds.) *Ornitologia e conservação: ciência aplicada, técnicas de pesquisa e levantamento*. Rio de Janeiro: Technical Books. p. 191-219.
- Accordi, I.A., Hartz, S.M. (2013). Aves em um mosaico de ambientes costeiros no sul do Brasil. *Atualidades Ornitológicas On-line*, 172: 49-59.
- Accordi, I.A., Hartz, S.M. (2006). Distribuição espacial e sazonal da avifauna em uma área úmida costeira do sul do Brasil. *Revista Brasileira de Ornitologia*, 2(14): 117-135.
- Aguirre, A.A., Aldrichi, A.D. (1983). *Catálogo das aves do Museu da Fauna, primeira parte*. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal. 143p.
- Aguirre, A.C., Aldrichi, A.D. (1987). *Catálogo das aves do Museu da Fauna*. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal. 83p.
- Albon, S.D., Brewer, M.J., Nolan, A.J., Cope, D. (2007). Quantifying grazing impacts associated with different rangeland herbivores. *Journal of Applied Ecology*, 44: 1176-1187.
- Alfaro, M., Sarroca, M. (2009). *Uruguay: informe anual. Censo neotropical de aves acuáticas 2008*. Buenos Aires: Wetlands International. 8p.
- Alves, M.A.S., Lagos, A.R., Vecchi, M.B. (2012). Uso do hábitat e táticas de forrageamento de aves aquáticas na Lagoa Rodrigo de Freitas, Rio de Janeiro, Brasil. *Oecologia Australis*, 16(3): 525-539.
- Alves, M.A.S., Pacheco, J.F., Gonzaga, L.A.P., Cavalcanti, R.B., Raposo, M.A., Yamashita, C., Maciel, N.C., Castanheira, M. (2000). Aves. In: Bergallo, H.G., Rocha, C.F.D., Alves, M.A.S., Sluys, M.V. (eds.) *A fauna ameaçada de extinção do estado do Rio de Janeiro*. Rio de Janeiro: edUERJ. p. 117-124.
- Alves, M.A.S., Pereira, E.F. (1998). Richness, abundance and seasonality of bird species in a lagoon of an urban area (Lagoa Rodrigo de Freitas) of Rio de Janeiro, Brazil. *Ararajuba*, 6(2): 110-116.
- Alves, M.A.S., Storni, A., Almeida, E.M., Gomes, V.S.M., Oliveira, C.H.P., Marques, R.V., Vecchi, M. (2004). *A comunidade de aves na restinga de Jurubatiba*. In: Rocha, C.F.D., Esteves, F.A., Scarano, F.R. (eds.) *Pesquisas de longa duração na restinga de Jurubatiba: ecologia, história natural e conservação*. Rio de Janeiro: Rima. p. 199-214.
- Alves, V.S., Soares, A.B.A., Ribeiro, A.B. (1997). *Birds of the Jequia Mangrove system, Ilha do Governador, Baía de Guanabara, Rio de Janeiro, Brazil*. In: Kjerfve, B., Larcercia, L.D., Diop, E.H.S. (eds.) *Mangrove ecosystem studies in Latin America and Africa*. Paris: United Nations Educational Scientific and Cultural Organizations. p. 163-170.
- Antas, P.T.Z., Silva, F., Alves, M.A.S., Lara-Resende, S.M. (1986). *Brazil*. In: Scott, D.A., Carbonell, M. (eds.) *A directory of neotropical wetlands*. Cambridge: International Union for Conservation of Nature and Natural Resources. p. 60-104.
- Araújo, D.S.D., Maciel, N.C. (1979). *Os manguezais do recôncavo da Baía de Guanabara*. Rio de Janeiro: Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente. 113p.
- Athearn, N.D., Takekawa, J.Y., Bluso-Demers, J.D., Shinn, J.M., Brand, L.A., Robinson-Nilsen, C.W., Strong, C.M. (2012). Variability in habitat value of commercial salt production ponds: implications for waterbird management and tidal marsh restoration planning. *Limnology and Aquatic Birds*, 697: 139-155.

- Azevedo-Júnior, S.M., Dias, M.M., Larrazábal, M.E., Telino-Júnior, W.R., Lyra-Neves, R.M. (2001). Recapturas e recuperações de aves migratórias no litoral de Pernambuco, Brasil. *Ararajuba*, 9: 33-42.
- Barbieri, E. (2007). Seasonal abundance of shorebirds at Aracaju, Sergipe, Brazil. *Wader Study Group Bulletin*, 113: 40-46.
- Barbieri, E., Hvenegaard, G.T. (2008). Seasonal occurrence and abundance of shorebirds at Atalaia Nova Beach in Sergipe State, Brasil. *Waterbirds*, 31: 636-644.
- Barbieri, E., Paes, E.T. (2008). The birds at Ilha Comprida beach (São Paulo state, Brazil): a multivariate approach. *Biota Neotropica*, 8(3): 41-50.
- Barbieri, E., Sato, T. (2000). Information analysis foraging behavior sequences of Colared Plover (*Charadrius collaris*). *Ciência e Cultura*, 52: 176-184.
- Baschuk, M.S., Koper, N., Wrubleski, D.A., Goldsborough, G. (2012). Effects of water depth, cover and food resources on habitat use of marsh birds and waterfowl in boreal wetlands of Manitoba, Canada. *Waterbirds*, 35(1): 44-55.
- Battley, P.F., Poot, M., Wiersma, P., Gordon, C., Ntiamoa-Baidu, Y., Piersma, T. (2003). Social foraging by waterbirds in shallow coastal lagoons in Ghana. *Waterbirds*, 26(1): 26-34.
- Beauchamp, G., Heeb, P. (2001). Social foraging and the evolution of white plumage. *Evolutionary Ecology Research*, 3: 703-720.
- Bellio, M.G., Kingsford, R.T., Kotagama, S.W. (2009). Natural versus artificial-wetlands and their waterbirds in Sri Lanka. *Biological Conservation*, 42: 3076-3085.
- Belton, W. (1984). Birds of Rio Grande do Sul, Brazil. Part 1. Rheidae though Furnariidae. *Bulletin of American Museum of Natural History*, 178: 371-361.
- Bencke, G.A., Dias, R.A., Bugoni, L., Agne, C.E., Fontana, C.S., Maurício, G.N., Machado, D.B. (2010). Revisão e atualização da lista das aves do Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia, Sér. Zool.*, 100(4): 519-556.
- Bencke, G.A., Maurício, G.N., Develey, P.F., Gerck, J.M. (2006). *Áreas importantes para a conservação das aves no Brasil: parte 1 - estados do domínio da Mata Atlântica*. São Paulo: SAVE Brasil. 494p.
- Bibby, C., Martin, J., Marsden, S. (2000). *Expedition field techniques: Bird surveys*. Cambridge: BirdLife International. 137p.
- Bidegain, P., Bizerril, C., Soffiati, A. (2002). *Lagoas do Norte Fluminense - Perfil Ambiental*. Rio de Janeiro: Semads. 148p.
- BirdLife International (2013). IUCN Red List for birds. Disponível em: <<http://www.birdlife.org>>. Acesso em: 30 dec. 2013.
- Block, W.M., Brennan, L.A. (1993). *The habitat concept in Ornithology - theory and applications*. In: Power, D.M. (ed.) Current Ornithology. New York: Plenum Press. p. 36-91.
- Blondel, J. (2003). Guilds or functional groups: does it matter? *Oikos*, 100: 223-231.
- Bolduc, F., Afton, A.D. (2004). Relationships between wintering waterbirds and invertebrates, sediments and hydrology of coastal marsh ponds. *Waterbirds*, 27: 333-341.
- Bove, C.P., Paz, J. (2009). *Guia de campo das plantas aquáticas do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba*. Rio de Janeiro: Museu Nacional. 176p.
- Bradford, D.F., Cooper, S.D., Jenkins, T.M., Kratz, K., Sarnelle, O., Brown, A.D. (1998). Influences of natural acidity and introduced fish on faunal assemblage in California alpine lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 55: 2478-2491.

- Branco, C.W.C., Esteves, F.D.A., Kozlowsky-Suzuki, B. (2000). The zooplankton and other limnological features of a humic coastal lagoon (Lagoa Comprida, Macaé, RJ) in Brazil. *Hydrobiologia*, 437: 71-81.
- Bressan, P.M., Kierulff, M.C.M., Sugieda, A.M. (2009). *Fauna ameaçada de extinção no estado de São Paulo - Vertebrados*. São Paulo: Fundação Parque Zoológico de São Paulo, Secretaria do Meio Ambiente. 645p.
- Bretz, F., Hothorn, T., Westfall, P. (2010). *Multiple comparisons using R*. Boca Raton: CRC Press. 182p.
- Buckland, S.T., Anderson, D.R., K.P., B., Laake, J.L. (1993). *Distance sampling: estimating abundance of biological populations*. London: Chapman & Hall. 432p.
- Burger, J., Jeitner, C., Niles, L.J. (2004). Effect of human activities on shorebirds: successful adaptive management. *Environmental Conservation*, 31: 283-288.
- Caldow, R.W.G., Goss-Custard, J.D., Stillman, R.A., Durell, S.E.A.V., Swinfen, R., Bregnballe, T. (1999). Individual variation in the competitive ability of interference-prone foragers: the relative importance of foraging efficiency and susceptibility to interference. *Journal of Animal Ecology*, 68: 869-878.
- Callisto, M., Gonçalves Jr, J.F., Leal, J.J.F., Petrucio, M.M. (1998). *Macroinvertebrados bentônicos nas lagoas Imboassica, Cabiúnas e Comprida*. In: Esteves, F.A. (ed.) Ecologia das lagoas costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do município de Macaé. Rio de Janeiro: Universidade Federal do Rio de Janeiro. p. 464.
- Camacho, I., Pimentel, L.M.S. (2012). Registros reprodutivos da asa-branca, *Dendrocygna autumnalis*, no estado do Rio de Janeiro, Brasil. *Atualidades Ornitológicas*, 169: 6-8.
- Camargo, A.F.M., Florentino, E.R. (2000). Population dynamics and net primary production of the aquatic macrophyte *Nymphaea rudgeana* C.F. Mey in a lotic environment of the Itanhaém River Basin (SP, Brazil). *Brazilian Journal of Biology*, 60(1): 83-92.
- Campos, C.E.C., Naiff, R.H., Araújo, A.S. (2008). Censo de aves migratórias (Charadriidae e Scolopacidae) da porção norte da Bacia Amazônica, Macaé, Amapá, Brasil. *Ornithologia*, 3(1): 38-46.
- Cardoso, T.A.L., Zeppelini, D. (2011). Migratory shorebirds during boreal summer and southward migration on the coast of Paraíba, Brazil. *Waterbirds*, 34(3): 369-375.
- Carlos, C.J., Straube, F.C., Pacheco, F.C. (2002). Conceitos e definições sobre a documentação de registros ornitológicos e critérios para a elaboração de listas de aves para os estados brasileiros. *Revista Brasileira de Ornithologia*, 18(4): 355-361.
- Carmouze, J.P., Knoppers, B., Vasconcelos, P. (1991). Metabolism of a subtropical Brazilian lagoon. *Biogeochemistry*, 14(2): 129-148.
- Carney, K.M., Sydeman, W. (1999). A review of human disturbance effects on nesting colonial waterbirds. *The International Journal of Waterbird Biology*, 22(1): 68-79.
- Casabianca, M.L., Laugier, T. (1995). *Eichornia crassipes* production on petroliferous wastewaters: effects of salinity. *Bioresource Technology*, 54(1): 39-43.
- CBRO (2011). Lista de aves do Brasil. Disponível em: <<http://www.cbro.org.br>>. Acesso em: 2011 October 20.
- Cenzano, C.S.S., Wurdig, N.L. (2006). Spatial and temporal variations of the benthic macrofauna in different habitats of a lagoon of the northern coastal system of Rio Grande do Sul State, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 18(2): 153-163.
- Cestari, C. (2008). O uso de praias arenosas com diferentes concentrações humanas por espécies de aves limícolas (Charadriidae e Scolopacidae) neárticas no sudeste do Brasil. *Biota Neotropica*, 8(1): 83-88.

- Chagas, G.G., Suzuki, M.S. (2005). Seasonal hydrochemical variation in a tropical coastal lagoon (Açu lagoon, Brazil). *Brazilian Journal of Biology*, 65(4): 597-607.
- Chapman, A.D. (2009). *Numbers of living species in Australia and the World*. Toowoomba, Australia: Australian Biodiversity Information Services. 80p.
- Clausen, K.K., Stjernholm, M., Clausen, P. (2013). Grazing management can counteract the impacts of climate-induced sea level rise on salt marsh-dependent waterbirds. *Journal of Applied Ecology*, 50: 528-537.
- Collazo, J.A., O'Harra, D.A., Kelly, C.A. (2002). Accessible habitat for shorebirds: factors influencing its availability and conservation implications. *Waterbirds*, 25: 13-34.
- Convention, R. (2009). Ramsar strategic plan 2009-2015. Disponível em: <http://www.ramsar.org/pdf/key_strat_plan_2009_e.pdf>. Acesso em: 10 fev. 2012.
- Costa, T.C., Clemente, T.A.C. (2009). *Dinâmica agropecuária dos municípios do estado do Rio de Janeiro*. In: Bergallo, H.G., Fidalgo, E.C.C., Rocha, C.F.D., Uzeda, M.C., Costa, B., Alves, M.A.S., Van Sluys, M., Santos, M.A., Costa, T.C., Cozzolino, A.C. (eds.) *Estratégias e ações para a conservação da biodiversidade no estado do Rio de Janeiro*. Rio de Janeiro: Instituto Biomas. p. 57-65.
- Crawley, M.J. (2007). *The R book*. Chichester: John Wiley & Sons. 942p.
- Cremer, M.J., Cercal, E.J., Age, E.C., Grose, A.V. (2011). A avifauna de planícies de maré sob influência antrópica na Baía da Babitonga, norte de Santa Catarina, Brasil. *Revista Brasileira de Ornitologia*, 19(4): 498-504.
- Crowley, P.H. (1992). Resampling methods for computational-intensive data analysis in ecology and evolution. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 23: 405-447.
- Crozariol, M.A. (2009). Primeiro registro do maçariquinho *Calidris minutilla* (Vieillot, 1819) (Scolopacidae) para o Estado de São Paulo. *Revista Brasileira de Ornitologia*, 17(2): 139-140.
- Czech, H.A., Parsons, K.C. (2002). *Agricultural wetlands and waterbirds: a review*. In: Parsons, K.C., Brown, S.C., Erwin, M.R., Czech, H.A., Coulson, J.C. (eds.) *Managing wetlands for waterbirds: integrating approaches*. vol. 25. *Waterbirds*. p. 5-12.
- Dajoz, R. (1973). *Ecologia Geral*. São Paulo: EDUSP. 474p.
- Darnell, T., Smith, E.H. (2004). Avian use of natural and created salt marsh in Texas, USA. *Waterbirds*, 27: 355-361.
- Davison, A.C., Hinkley, D.V. (1997). *Bootstrap methods and their application*. Cambridge: Cambridge University Press. 582p.
- Dias, R.A., Gianuca, D., Gianuca, A.T., Junior, A.G., Chiaffitelli, R., Ferreira, W.L.S. (2011). *Estuário da Lagoa dos Patos*. In: Valente, R.M., Silva, J.M.C., Straube, F.C., Nascimento, J.L.X. (eds.) *Conservação de aves migratórias neárticas no Brasil*. Belém: Conservação Internacional. p. 335-341.
- Diccio, T.J., Efron, B. (1996). Bootstrap confidence intervals. *Statistical Science*, 11: 189-228.
- Dolédec, S., Chessel, D., Gimaret-Carpentier, C. (2000). Niche separation in community analysis: a new method. *Ecology and Society*, 81(10): 2914-2927.
- Droege, S., Cyr, A., Larivée, J. (1998). Checklists: an underused tool for the inventory and monitoring of plants and animals. *Conservation Biology*, 12(5): 1134-1138.
- Durant, D., Tichit, M., Kernéis, E., Fritz, H. (2008). Management of agricultural wet grasslands for breeding waders: integrating ecological and livestock system perspectives - a review. *Biodiversity and Conservation*, 17: 2275-2295.

- Eaton, D.P., Santos, S.A., Santos, M.C.A., Lima, J.V.B., Keuroghlian, A. (2011). Rotational grazing of native pasturelands in the Pantanal: an effective conservation tool. *Tropical Conservation Science*, 4(1): 39-52.
- Efron, B. (1981). Nonparametric estimates of standard error: the jackknife, the bootstrap and other methods. *Biometrika*, 68(3): 589-599.
- Elliott, A. (1992). *Family Ciconiidae (Storks)*. In: del Hoyo, J., Elliott, A., Sargatal, J. (eds.) Handbook of the birds of the world. volume 1. Ostrich to ducks. Barcelona: Lynx Edicions. p. 436-465.
- Elmberg, J., Nummi, P., Poysa, H., Sjoberg, K. (1994). Relationships between species number, lake size and resource diversity in assemblages of breeding waterfowl. *Journal of Biogeography*, 21: 75-84.
- Elmberg, J., Nummi, P., Poysa, H., Sjoberg, K. (1993). Factors affecting species number and density of dabbling duck guilds in North Europe. *Ecography*, 16(3): 251-260.
- Elphick, C.S., Oring, L.W. (1998). Winter management of Californian Rice Fields for Waterbirds. *Journal of Applied Ecology*, 35: 95-108.
- Enrich-Prast, A., Bozelli, R.L., Esteves, F.A., Meirelles, F.P. (2004). *Lagoas costeiras da Restinga de Jurubatiba: descrição de suas variáveis limnológicas*. In: Rocha, C.F.D., Esteves, F.A., Scarano, F.R. (eds.) Pesquisas de longa duração na Restinga de Jurubatiba. São Carlos: RiMa. p. 245-253.
- Eriksson, M.O.G. (1985). Prey detectability for fish-eating birds in relation to fish density and water transparency. *Ornis Scandinavica*, 16: 1-7.
- Ersan, E., Altindag, A., Ahiska, S., Alas, A. (2009). Zoobenthic fauna and seasonal changes of mamasin dam lake (Central part of Turkey). *African Journal of Biotechnology*, 8(18): 4702-4707.
- Erwin, R.M. (2002). Integrated management of waterbirds: beyond the conventional. *Waterbirds*, 25(94): 17-29.
- Esteves, B.E., Suzuki, M.S. (2008). Efeito da salinidade sobre as plantas. *Oecologia Australis*, 12(4): 662-679.
- Esteves, F.A. (2011). *Do índio goitacá à economia do petróleo: uma viagem pela história e ecologia da maior restinga protegida do Brasil*. Campos dos Goytacazes: Essentia Editora. 232p.
- Esteves, F.A. (1998a). *Lagoas costeiras: origem, funcionamento e possibilidades de manejo*. In: Esteves, F.A. (ed.) Ecologia das Lagoas Costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ). Rio de Janeiro: Universidade Federal do Rio de Janeiro. p. 63-87.
- Esteves, F.A. (1998b). *Fundamentos de Limnologia*. Rio de Janeiro: Interciência. 226p.
- Esteves, F.A., Caliman, A., Santangelo, J.M., Guariento, R.D., Farjalla, V.F., Bozelli, R.L. (2008). Neotropical coastal lagoons: an appraisal of their biodiversity, functioning, threats and conservation management. *Brazilian Journal of Biology*, 68(4): 967-981.
- Euliss, N.H., Jarvis, R.L., Gilmer, D.S. (1989). Carbonate deposition on tail feathers of Ruddy Ducks using evaporation ponds. *Condor*, 99: 803-806.
- Farjalla, V.F., Faria, B.M., Esteves, F.A., Bozelli, R.L. (2001). *Bacterial density and biomass and relations with abiotic factors, in 14 coastal lagoons of Rio de Janeiro State*. Rio de Janeiro: Oecologia Brasiliensis. 65-76p.
- Fedrizzi, C.E., Carlos, C.J. (2011). *Planície costeira central do Rio Grande do Sul*. In: Valente, R.M., Silva, J.M.C., Straube, F.C., Nascimento, J.L.X. (eds.) Conservação de aves migratórias neárticas no Brasil. Belém: Conservação Internacional. p. 400.

- Fieker, C.Z., Reis, M.G., Dias Filho, M.M. (2013). Structure of bird assemblages in dry and seasonally flooded grasslands in Itirapina Ecological Station, São Paulo state. *Brazilian Journal of Biology*, 73(1): 91-101.
- Fièvet, E., Dolédec, S., Lim, P. (2001). Distribution of migratory fishes and shrimps along multivariate gradients in tropical island streams. *Journal of Fish Biology*, 59: 390-402.
- Fisher, R.A. (1938). The statistical utilization of multiple measurements. *Annals of Eugenics*, 8: 376-386.
- Fisher, R.A. (1936). The use of multiple measurements in taxonomic problems. *Annals of Eugenics*, 7: 179-188.
- Fisher, R.J., Davis, S.K. (2011). Post-fledging dispersal, habitat use, and survival of Sprague's Pipits: are planted grasslands a good substitute for native? *Biological Conservation*, 144: 263-271.
- Fogarty, M.J., Hetrick, W.M. (1973). Summer foods of cattle egrets in north central Florida. *The Auk*, 90(2): 268-280.
- Freesz, N.P., Novelli, R., Junior, L.S.A.C. (2005). Dinâmica da avifauna da Lagoa do Açú, Norte Fluminense, RJ. *VII Congresso de Ecologia do Brasil, Caxambu, Minas Gerais, 20-25 novembro 2005*.
- Gagliardi, R. (2011). Lista de aves do estado do Rio de Janeiro. Disponível em: <http://www.ceo.org.br/listas_de_aves/RJ-Gagliardi.pdf>. Acesso em: 2011 January 03.
- Gaston, K.J., Williams, P.H. (1996). *Spatial patterns in taxonomic diversity*. Cambridge: Blackwell Scientific. 202-229p.
- Gawlik, D.E. (2002). The effects of prey availability on the numerical response of wading birds. *Ecological Monography*, 72: 329-346.
- Gimenes, M.R., Anjos, L. (2006). Influence of lagoons size and prey availability on the wading birds (Ciconiiformes) in the upper Paraná River floodplain, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 49(3): 463-473.
- Glass, K.A., Watts, B.D. (2009). Osprey diet composition and quality in high- and low- salinity areas of lower Chesapeake Bay. *Journal of Raptor Research*, 43(1): 27-36.
- Glenn, E., Thompson, T.L., Frye, R., Riley, J., Baumgartner, D. (1995). Effects of salinity on growth and evapotranspiration of *Typha domingensis* Pers. *Aquatic Botany*, 52: 75-91.
- Gomes, V.S.M., Louiselle, B.A., Alves, M.A.S. (2008). Birds foraging for fruits and insects in shrubby restinga vegetation, southeastern Brazil. *Biota Neotropica*, 8(4): 21-30.
- Gonçalves, J.F., Santos, A.M., Esteves, F.A. (2004). The influence of the chemical composition of *Typha domingensis* and *Nymphaea ampla* detritus on invertebrate colonization during decomposition in a Brazilian coastal lagoon. *Hydrobiologia*, 527(1): 125-137.
- Gonzaga, L.P., Castilgioni, G.D.A., Reis, H.B.R. (2000). *Avifauna das restingas do Sudeste: estado do conhecimento e potencial para futuros estudos*. In: Esteves, F.A., Lacerda, L.D. (eds.) *Ecologia de restingas e lagoas costeiras*. Macaé: NUPEM/UFRRJ. p. 151-163.
- González, J.A. (1996). Densidad y dinamica espacio-temporal de las poblaciones de cigüenas (Ciconiidae) em los llanos inundables de Venezuela. *Neotropical Ornithology*, 7: 177-183.
- Graaf, R.M., Tilghman, N.G., Anderson, S.H. (1985). Foraging guilds of North American Birds. *Environmental Management*, 9(6): 493-536.

- Granadeiro, J.P., Santos, C.D., Dias, M.P., Palmeirim, J.M. (2007). Environmental factors drive habitat partitioning in birds feeding in intertidal flats: implications for conservation. *Hydrobiologia*, 587: 291-302.
- Guadagnin, D.L., Maltchik, L. (2007). Habitat and landscape factors associated with neotropical waterbird occurrence and richness in wetland fragments. *Biodiversity Conservation*, 16: 1231-1244.
- Guadagnin, D.L., Peter, A.S., Perello, L.F.C., Maltchik, L. (2005). Spatial and temporal patterns of waterbird assemblages in fragmented wetlands of southern Brazil. *Waterbirds*, 28(3): 261-272.
- Guimarães, M.A. (2001). Levantamento da avifauna do complexo lagunar de Araruama, Rio de Janeiro, Brasil. *Atualidades Ornitológicas*, 101: 12.
- Gutiérrez, J.S., Dietz, M.W., Masero, J.A., Jr, R.E.G., Dekinga, A., Battley, P., Sánchez-Guzmán, J.M., Piersma, T. (2012). Functional ecology of saltglands in shorebirds: flexible responses to variable environmental conditions. *Functional Ecology*, 26: 236-244.
- Haig, S.M., Wehlman, D.W., Oring, L.W. (1998). Avian movements and wetland connectivity in landscape conservation. *Conservation Biology*, 12: 749-758.
- Halse, S.A., Williams, M.R., Jaensch, R.P., Lane, J.A.K. (1993). Wetland characteristics and waterbird use of wetlands in south-western Australia. *Wildlife Research*, 20(1): 103-125.
- Hannam, K.M., Oring, L.W., Herzog, M.P. (2003). Impacts of salinity on growth and behavior of American Avocet chicks. *Waterbirds*, 26: 119-125.
- Harrington, B.A., Antas, P.T.Z., Silva, F. (1986). Northward shorebird migration on the Atlantic coast of southern Brazil. *Vida Silvestre Neotropical*, 1: 45-54.
- Hart, P.K., Woodworth, B.L., Camp, R.J., Turner, K., McClure, K., Goodall, K., Henneman, C., Spiegel, C., LeBrum, J., Tweed, E., Samuel, M. (2011). Temporal variation in bird and resource abundance across an elevational gradient in Hawaii. *The Auk*, 128(1): 113-126.
- Hesterberg, T., Monaghan, S., Moore, D., Clipson, A., Epstein, R. (2003). *Bootstrap methods and permutation tests*. New York: W.H. Freeman and Company. 85p.
- Hillebrand, H. (2004). On the generality of the latitudinal diversity gradient. *The American Naturalist*, 163(3): 192-211.
- Hogsden, K.L., Harding, J.S. (2012). Anthropogenic and natural sources of acidity and metals and their influence on the structure of stream food webs. *Environmental Pollution*, 162: 466-474.
- Holland, A., Duivenvoorden, L.J., Kinnear, S.H.W. (2012). Naturally acidic waterways: conceptual food webs for better management and understanding of ecological functioning. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 22(6): 836-847.
- Hollanda-Carvalho, P., Sánchez-Botero, J.I., Pellegrini-Caramaschi, E., Bozelli, R.L. (2003). Temporal variation of fish community richness in coastal lagoons of the Restinga de Jurubatiba National Park, Rio de Janeiro, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 15(3): 31-40.
- Holm, T.E., Clausen, P. (2006). Effects of water level management on autumn staging waterbird and macrophyte diversity in three Danish coastal lagoons. *Biodiversity and Conservation*, 15: 4399-4423.
- Hutto, R.L. (1985). *Habitat selection by nonbreeding, migratory land birds*. In: Cody, M.L. (ed.) *Habitat selection in birds*. New York: Academic Press. p. 455-476.

- Hutto, R.L., Plietschet, S.M., Hendricks, P. (1986). A fixed-radius point count method for nonbreeding and breeding season use. *The Auk*, 103(3): 593-602.
- IBAMA (2005). *Plano de Manejo do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba*. 181p.
- Ihaka, R., Gentleman, R. (1996). R: a language for data analysis and graphics. *Journal of Computational and Graphical Statistics*, 5: 299-314.
- Isola, C.R., Colwell, M.A., Taft, O.W., Safran, R.J. (2000). Interspecific differences in habitat use of shorebirds and waterfowl foraging in managed wetlands of California's San Joaquin Valley. *Waterbirds*, 23(2): 196-203.
- IUCN (2012). The International Union for Conservation of Nature Red List of Threatened Species. Disponível em: <<http://www.iucnredlist.org>>. Acesso em: 2012 September 08.
- Johnson, S.R., Herter, D.R. (1990). *Bird migration in the Arctic: a review*. In: Gwinner, E. (ed.) *Bird migration: physiology and ecophysiology*. Berlin: Springer-Verlag. p. 22-43.
- Jones, J. (2001). Habitat selection studies in avian ecology: a critical review. *The Auk*, 118(2): 557-562.
- Kadye, W.T., Booth, A.J. (2012). Movement patterns and habitat selection of invasive African sharptooth catfish. *Journal of Zoology*, 289: 41-51.
- Kiers, H.A.L. (1994). Simple structure in component analysis techniques for mixtures of qualitative and quantitative variables. *Psychometrika*, 56: 197-212.
- King, J., Jackson, D. (1999). Variable selection in large environmental data sets using principal components analysis. *Environmetrics*, 10: 67-77.
- Kjerfve, B. (1994). *Coastal lagoons*. In: Kjerfve, B. (ed.) *Coastal lagoon processes*. Amsterdam: Elsevier. p. 1-8.
- Kjerfve, B. (1986). *Comparative oceanography of coastal lagoons*. In: Wolfe, D.A. (ed.) *Estuarine variability*. New York: Academic Press. p. 63-81.
- Kleyer, M., Dray, S., Bello, F., Leps, J., Pakeman, R., Strauss, B., Thuiller, W., Lavorel, S. (2012). Assessing species and community functional responses to environmental gradients: which multivariate methods? *Journal of Vegetation Science*, 23: 805-821.
- Knoppers, B. (1994). *Aquatic primary production in coastal lagoons*. In: Kjerfve, B. (ed.) *Coastal lagoon processes*. Amsterdam: Elsevier Oceanography. p. 243-286.
- Kober, K., Bairlein, F. (2009). Habitat choice and niche characteristics under poor food conditions. A study on migratory nearctic shorebirds in the intertidal flats of Brazil. *Netherlands Ornithologists' Union*, 97(1): 31-42.
- Kozłowsky-Suzuki, B. (1998). *O efeito do enriquecimento artificial e das aberturas de barra sobre a dinâmica das variáveis abióticas e sobre a estrutura da comunidade zooplanctônica na Lagoa Imboacica, Macaé, RJ*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 94p.
- Kozłowsky-Suzuki, B., Branco, C.W.C., Bozelli, R.L. (1998). Comparison of the composition and the temporal variation of the zooplanktonic community of two brazilian coastal lagoons. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 26(3): 1487-1490.
- Krabbe, N. (2007). Birds collected by P.W. Lund and J.T. Reinhardt in south-eastern Brazil between 1825 and 1855, with notes on P.W. Lund's travels in Rio de Janeiro. *Revista Brasileira de Ornitologia*, 15(3): 331-357.
- Lamego, A.R. (1945). *O homem e o brejo*. Rio de Janeiro: Conselho Nacional de Geografia. 204p.

- Lantz, S.M., Gawlik, D.E., Cook, M.I. (2011). The effects of water depth and emergent vegetation on foraging success and habitat selection of wading birds in the Everglades. *Waterbirds*, 34(4): 439-447.
- Lantz, S.M., Gawlik, D.E., Cook, M.I. (2010). The effects of water depth and submerged aquatic vegetation on foraging habitat selection and foraging success of wading birds. *Condor*, 112: 460-469.
- Larrazábal, M.E., Azevedo-Júnior, S.M., Pena, O. (2000). Monitoramento de aves limícolas na salina Diamante Branco, Galinhos, Rio Grande do Norte, Brasil. *Revista Brasileira de Ornitologia*, 19(4): 1081-1089.
- Layer, K., Riede, J.O., Hildrew, A.G., Woodward, G. (2010). Food web structure and stability in 20 streams across a wide pH gradient. *Advances in Ecological Research*, 42: 265-299.
- Leu, M., Thompson, C.W. (2002). The potential of migratory stopover sites as flight feather molt staging areas: a review for neotropical migrants. *Biological Conservation*, 106: 45-46.
- Levy, M.P., Girão, W., Albano, C. (2008). Primeiro registro documentado de *Jabiru mycteria* (Lichtenstein, 1819) para o estado do Ceará. *Revista Brasileira de Ornitologia*, 16(2): 175-177.
- Lewinsohn, T.M. (2005). *Avaliação do estado do conhecimento da biodiversidade brasileira - volumes I e II*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente. 520p.
- Lomolino, M.V. (2000). Ecology's most general, yet protean pattern: the species-area relationship. *Journal of Biogeography*, 27: 17-26.
- Longcore, J.R., McAuley, D.G., Pendelton, G.W., Bennatti, C.R., Mingo, T.M., Stromborg, K.L. (2006). Macroinvertebrate abundance, water chemistry, and wetland characteristics affect use of wetlands by avian species in Maine. *Hydrobiologia*, 567: 143-167.
- López-Sepulcre, A., Hokko, H. (2005). Territorial defense, territory size and population regulation. *The American Naturalist*, 166(3): 317-325.
- Lourenço, P.M., Granadeiro, J.P., Palmeirim, J.M. (2005). Importance of drainage channels for waders foraging on tidal flats: relevance for the management of estuarine wetlands. *Journal of Applied Ecology*, 42: 477-486.
- Lunardi, V.O., Macedo, R.H., Granadeiro, J.P., Palmeirim, J.M. (2012). Migratory flows and foraging habitat selection by shorebirds along the northeastern coast of Brazil: the case of Baía de Todos os Santos. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 96: 179-187.
- Luz, J.L., Mangolin, R., Esbérard, C.E.L., Bergallo, H.G. (2011). Morcegos (Chiroptera) capturados em lagoas do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, Rio de Janeiro, Brasil. *Biota Neotropica*, 11(4): 161-168.
- Ma, Z., Cai, Y., Li, B., Chen, J. (2010). Managing Wetland Habitats for Waterbirds: An International Perspective. *Wetlands*, 30(1): 15-27.
- MacArthur, R.H., Wilson, N.J. (2001). *The theory of island biogeography*. Princeton: Princeton University Press. 203p.
- Mace, G.M. (2004). The role of taxonomy in species conservation. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 359: 711-719.
- Macedo-Soares, P.H.M., Petry, A.C., Farjalla, V.F., Camaraschi, E.P. (2010). Hydrological connectivity in a coastal inland systems: lessons from a Neotropical fish metacommunity. *Ecology of Freshwater*, 19(1): 7-18.
- Machado, N., Loyola, R.D. (2013). A comprehensive quantitative assessment of bird extinction risk in Brazil. *PLoS ONE*, 8(8): e72283.

- Maciel, E. (2009). *Aves do município do Rio de Janeiro*. Rio de Janeiro: Technical Books. 407p.
- Maciel, N.C. (1984). Fauna das restingas do estado do Rio de Janeiro: levantamento histórico. *Anais do Simpósio sobre Restingas Brasileiras*. Niterói.
- Mäder, A. (2011). *Litoral norte do Rio Grande do Sul*. In: Valente, R.M., Silva, J.M.C., Straube, F.C., Nascimento, J.L.X. (eds.) *Conservação de aves migratórias no Brasil*. Belém: Conservação Internacional. p. 317-324.
- Magalhães, C.A. (1990). Hábitos alimentares e estratégia de forrageamento de *Rosthramus sociabilis* no Pantanal de Mato Grosso, Brasil. *Ararajuba*, 1: 95-98.
- Magnanini, A., Coimbra Filho, A.F. (1964). Avifauna da Reserva Biológica de Jacarepaguá (Est. da Guanabara-Brasil). *Vellozia*, 1(4): 147-166.
- Mallet-Rodrigues, F. (2012). O estado do Rio de Janeiro como limite sul e norte de distribuição de algumas espécies de aves. *Iheringia, Sér. Zool.*, 102(4): 438-447.
- Mallet-Rodrigues, F., Alves, V.S., Noronha, M.L.M.N., Serpa, G.A., Soares, A.B.A., Couto, G.S., Maciel, E., Madeira, S., Draghi, J. (2008). Aves da Baixada de Jacarepaguá, Município do Rio de Janeiro, Estado do Rio de Janeiro. *Revista Brasileira de Ornitologia*, 16(3): 221-231.
- Marotta, H., Duarte, C.M., Pinho, L., Enrich-Prast, A. (2010). Rainfall leads to increased pCO_2 in Brazilian coastal lakes. *Biogeosciences*, 7: 1607-1614.
- Martínez, C. (2004). Food and niche overlap of the scarlet ibis and the yellow-crowned night heron in a tropical mangrove swamp. *Waterbirds*, 27: 1-8.
- Masero, J.A. (2003). Assessing alternative anthropogenic habitats for conserving waterbirds: salinas as buffer areas against the impact of natural habitat loss for shorebirds. *Biodiversity and Conservation*, 12: 1157-1173.
- McGowan, A.W., Cresswell, W., Ruxton, G.D. (2002). The effects of daily weather variation on foraging and responsiveness to disturbance in overwintering Red Knot *Calidris canutus*. *Ardea*, 90: 229-236.
- Mestre, L.A.M., Roos, A.L., Nunes, M.F. (2010). Análise das recuperações no Brasil de aves anilhadas no exterior entre 1927 e 2006. *Ornithologia*, 4(1): 15-35.
- Millan-Nuñez, R., Alvarez-Borrego, S., Nelson, D.M. (1982). Effects of physical phenomena on the distribution of nutrients and phytoplankton productivity in a coastal lagoon. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 15(3): 317-335.
- Mohoney, S.A., Jr, J.R.J. (1985). Adaptations of migratory shorebirds to highly saline and alkaline lakes: wilson's phalarope and american avocet. *The Condor*, 87(4): 520-527.
- Moreno, A.B., Lagos, A.R., Alves, M.A.S. (2004). Water depth selection during foraging and efficiency in prey capture by the egrets *Casmerodius albus* and *Egretta thula* (Aves: Ardeidae) in urban lagoon in Rio de Janeiro State, Brazil. *Iheringia, Série Zoologia*, 95: 107-109.
- Morrison, R.I.G. (1984). *Migration systems of some New World shorebirds*. In: Burger, J., Olla, B.L. (eds.) *Behavior of marine animals*. New York: Plenum Press. p. 125-202.
- Morrison, R.I.G., Harrington, B.A. (1992). The migration system of the Red Knot *Calidris canutus rufa* in the New World. *Wader Study Group Bulletin*, 64: 71-84.
- Morrison, R.I.G., Ross, R.K., Niles, L.J. (2004). Declines in wintering populations of Red Knots in southern South America. *The Condor*, 106(1): 60-70.
- Motta-Junior, J.C. (1990). Estrutura trófica e composição das avifaunas de três habitats terrestres na região central do estado de São Paulo. *Ararajuba*, 1: 65-71.

- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Fonseca, G.A.B., Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(24): 853-858.
- Naidoo, R., Balmford, A., Ferraro, P.J., Polasky, S., Ricketts, T.H., Rouget, M. (2006). Integrating economic costs into conservation planning. *Trends in Ecology and Evolution*, 21(12): 681-687.
- Nascimento, J.L.X. (2001). *Brasil*. In: Blanco, D.E., Carbonell, M. (eds.) El censo neotropical de aves acuáticas - los primeros 10 años: 1990-1999. Buenos Aires: Wetlands International. p. 53-59.
- Navedo, J.G., Sauma-Castillho, L., Fernández, G. (2012). Foraging activity and capture rate of large Nearctic shorebirds wintering at a tropical coastal lagoon. *Waterbirds*, 35(2): 301-311.
- Nessimian, J.L. (1995). Composição da fauna de invertebrados bentônicos em um brejo entre dunas no litoral do estado do Rio de Janeiro, Brasil. *Limnológica Brasiliensis*, 7: 41-59.
- Newton, I. (2007). *The migration ecology of birds*. London: Academic Press/Elsevier. 976p.
- Newton, I. (2006). Can conditions experienced during migration limit the population levels of birds? *Journal of Ornithology*, 147: 146-166.
- Niles, L.J., Sitters, H.P., Dey, A.D., Atkinson, P.W., Baker, A.J., Bennett, K.A., Carmona, R., Clark, K.E., Clark, N.A., Espoz, C., González, P.M., Harrington, B.A., Hernández, D.E., Kalasz, K.S., Lathrop, R.G., Matus, R.N., Minton, C.D.T., Morrison, R.I.G., Peck, M.K., Pitts, W., Robinson, R.A., Serrano, I.L. (2008). Status of the Red Knot, *Calidris canutus rufa*. *Studies on Avian Biology*, 36: 1-185.
- Nores, M. (2011). Long-Term Waterbird Fluctuations in Mar Chiquita Lake, Central Argentina. *Waterbirds*, 34(3): 381-388.
- Novelli, R. (1997). *Aves marinhas costeiras do Brasil (identificação e biologia)*. Porto Alegre: Cinco Continentes. 90p.
- Ntiamoa-Baidu, Y., Piersma, T., Wiersma, P., Poot, M., Battley, P., Gordon, C. (1998). Water depth selection, daily feeding routines and diets of waterbirds in coastal lagoons in Ghana. *IBIS*, 140: 89-103.
- Ntongani, W.A., Andrew, S.M. (2013). Bird species composition and diversity in habitats with different disturbance histories at Kilombero wetland, Tanzania. *Open Journal of Ecology*, 3: 482-488.
- Nudds, T.D. (1992). *Patterns in breeding waterfowl communities*. In: Batt, B.D.J., Afton, A.D., Anderson, M.G., Ankney, C.D., Johnson, D.H., Kadlec, J.A., Krapu, G.L. (eds.) Ecology and management of breeding waterfowl. Minneapolis: University of Minnesota Press. p. 540-567.
- Nummi, P., Paasivaara, A., Suhonen, S., Pöysä, H. (2013). Wetland use by brood-rearing female ducks in a boreal forest landscape: the importance of food and habitat. *IBIS*, 155: 68-79.
- O'Brien, M., Crossley, R., Karlson, K. (2006). *The shorebird guide*. New York: Houghton Mifflin. 477p.
- Odum, E.P. (1988). *Ecologia*. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan. 434p.
- Oliveira, A.H., Pacheco, J.F. (2010). Primeiro registro documentado para o município do Rio de Janeiro e comentários sobre *Dendrocygna autumnalis* (Anseriformes: Anatidae) acerca de sua recente expansão geográfica. *Atualidades Ornitológicas*, 158: 14-15.
- Olmos, F., Silva, R.S. (2001). The avifauna of a southeastern Brazilian mangrove swamp. *International Journal of Ornithology*, 4(3/4): 137-207.

- Otieno, N.E., Oyieke, H., Ogoma, M., Kochev, J. (2011). Bird density and distribution patterns in relation to anthropogenic habitat modification around an east african estuary. *Western Indian Ocean Journal of Marine Science*, 10(2): 191-200.
- Pacheco, J.F. (1988). Acréscimos à lista de aves do município do Rio de Janeiro. *Boletim FBCN*, 23: 104-120.
- Pacheco, J.F., Astor, I.N.C., Cesar, C.B. (2010). Avifauna da Reserva Biológica de Poço das Antas, Silva Jardim, RJ. *Atualidades Ornitológicas*, 157: 55-74.
- Pacheco, J.F., Bauer, C. (2001). *A lista de aves do Espírito Santo de Augusto Ruschi (1953): uma avaliação crítica*. In: Albuquerque, J.L.B., Cândido Júnior, J.F., Straube, F.C., Roos, A.L. (eds.) *Ornitologia e conservação: da ciência às estratégias*. Tubarão: Editora Unisul. p. 261-278.
- Pacheco, J.F., Parrini, R., Fonseca, P.S.M., Whitney, B.M., Maciel, N.C. (1996). Novos registros de aves para o estado do Rio de Janeiro: região norte. *Atualidades Ornitológicas*, 72: 10-12.
- Papavero, N., Teixeira, D.M., Figueiredo, J.L., Pujol-Luz (2009). Os capítulos sobre animais dos "Dialogos geograficos, chronologicos, politicos e naturaes" (1769) de Joseph Barboza de Saa e a primeira monografia sobre a fauna de Mato Grosso. *Arquivos de Zoologia*, 40(2): 75-154.
- Paracuellos, M. (2006). How can habitat selection affect the use of a wetland complex by waterbirds? *Biodiversity and Conservation*, 15: 4569-4582.
- Paracuellos, M., Tellería, J.L. (2004). Factors affecting the distribution of a waterbird community: the role of habitat configuration and bird abundance. *Waterbirds*, 27(4): 446-453.
- Petrin, Z., Laudon, H., Malmqvist, B. (2007). Does freshwater macroinvertebrate diversity along a pH-gradient reflect adaptation to low pH? *Freshwater Biology*, 52: 2172-2183.
- Pianka, E.R. (1966). Latitudinal gradients in species diversity: a review of concepts. *American Naturalist*, 100: 33-46.
- Piersma, T., van Gils, J.A. (2011). *The flexible phenotype - A body-centred integration of ecology, physiology, and behaviour*. Oxford: Oxford University Press. 248p.
- Pimenta, F.E., Drummond, J.C.P., Lima, A.C. (2007). Aves aquáticas da Lagoa da Pampulha: seleção de habitats e atividade diurna. *Lundiana*, 8(2): 89-96.
- Pinto, O.M.O. (1945). Cinquenta anos de investigação ornitológica. *Arquivos de Zoologia*, 4: 261-340.
- Piratelli, A., Andrade, V.A., Filho, M.L. (2005). Aves de fragmentos florestais em área de cultivo de cana-de-açúcar no sudeste do Brasil. *Iheringia, Sér. Zool.*, 95(2): 217-222.
- Pison, G., Struyf, A., Rousseeuw, P.J. (1999). Displaying a clustering with clusplot. *Computational Statistics and Data Analysis*, 30: 381-392.
- Platteeuw, M., Foppen, R.P.B., Eerden, M.R. (2010). The need for future wetland bird studies: scales of habitat use as input for ecological restoration and spatial water management. *Ardea*, 98(3): 403-416.
- Purcell, J., Vasconcellos-Neto, J., Gonzaga, J.V.G., Fletcher, J.A., Avilés, L. (2012). Spatio-temporal differentiation and sociality in spiders. *PLoS ONE*, 7(4): e34592.
- Quan, R., Wen, X., Yang, X. (2002). Effects of human activities on migratory waterbirds at Lashihai Lake, China. *Biological Conservation*, 108: 273-279.
- Quissamã-RJ (1994). *Zoneamento Agroecológico da Restinga - Contribuição ao Plano Diretor de Ocupação: estudos do Meio Biótico*. Quissamã: Secretaria Municipal de Agricultura e Meio Ambiente. 234p.

- Ramsar Convention (2009). *Strategic framework and guidelines for the future development of the list of wetlands of international importance of the convention on wetlands (Ramsar, Iran, 1971)*.
- Randa, L.A., Yunger, J.A. (2006). Carnivore occurrence along an urban-rural gradient: a landscape-level analysis. *Journal of Mammalogy*, 87(6): 1154-1164.
- Rao, C.R. (1964). the use and interpretation of principal correspondence analysis in applied research. *Sankhya*, 26: 329-359.
- Reis, H.B.R., Gonzaga, L.P. (2000). *Análise da distribuição geográfica das aves das restingas do estado do Rio de Janeiro*. In: Esteves, F.A., Lacerda, L.D. (eds.) *Ecologia de Restingas e Lagoas Costeiras*. Macaé: NUPEM/UFRJ. p. 165-178.
- Reiss, F. (1977). Qualitative and quantitative investigations on the macrobenthic fauna of Central Amazon lakes. *Amazoniana*, 4(2): 203-235.
- Reys, M.M.C. (1997). *Manuscritos de Manoel Martinz do Couto Reys, 1785*. Rio de Janeiro: Arquivo Público do Estado do Rio de Janeiro. 88p.
- Richmond, O.M.W., Tecklin, J., Beissinger, S.R. (2012). Impact of cattle grazing on the occupancy of a cryptic threatened rail. *Ecological Applications*, 22: 1655-1164.
- Roberts, R.L., Donald, P.F., Green, R.E. (2007). Using simple species lists to monitor trends in animal populations: new methods and a comparison with independent data. *Animal Conservation*, 10: 332-339.
- Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, A., Chapin, F.S., Lambin, E., Lenton, T.M., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H.J., Nykvist, B., Wit, C.A., Hughes, T., Van der Leeuv, S., Rodhe, H., Sörlin, S., Snyder, P.K., Constanza, R., Svedin, U., Falkenmark, M., Karlberg, L., Corell, R.W., Fabry, V.J., Hansen, J., Walker, B., Liverman, D., Richardson, K., Crutzen, P., Foley, J. (2009). Planetary boundaries: exploring the safe operating space for humanity. *Ecology and Society*, 14(2): 32.
- Rodrigues, A.A.F. (2007). Priority Areas for Conservation of Migratory and Resident Waterbirds on the Coast of Brazilian Amazonia. *Revista Brasileira de Ornitologia*, 15(2): 209-218.
- Rodrigues, A.A.F. (2000). Seasonal abundance of nearctic shorebirds in the Gulf of Maranhão, Brazil. *Journal of Field Ornithology*, 71(4): 665-675.
- Rodrigues, A.A.F., Lopes, A.T.L. (2000). The occurrence of Red Knots *Calidris canutus* on the north-central coast of Brazil. *Bulletin of British Ornithologists Club*, 120(4): 251-259.
- Rodrigues, A.E.M. (2012). Lagoa Rodrigo de Freitas/RJ: história de uma ocupação desordenada. *Oecologia Australis*, 16(3): 339-352.
- Rodrigues, M., Michelin, V.B. (2005). Riqueza e diversidade de aves aquáticas de uma lagoa natural no sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 22(4): 928-935.
- Rogers, D.I., Piersma, T., Hassell, C.J. (2006). Roost availability may constrain shorebird distribution: exploring the energetic costs of roosting and disturbance around a tropical bay. *Biological Conservation*, 133(2): 225-235.
- Rosselli, L., Stiles, F.G. (2012). Wetland habitats of the Sabana de Bogotá andean highland plateau and their birds. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 22: 303-317.
- Rubega, M.A., Oring, L.W. (2004). Excretory organ growth and implications for salt tolerance in hatchling American avocets *Recurvirostra americana*. *Journal of Avian Biology*, 35: 13-15.
- Rubega, M.A., Robinson, J.A. (1996). Water salinization and shorebirds emerging issues. *International Wader Studies*, 9: 45-54.

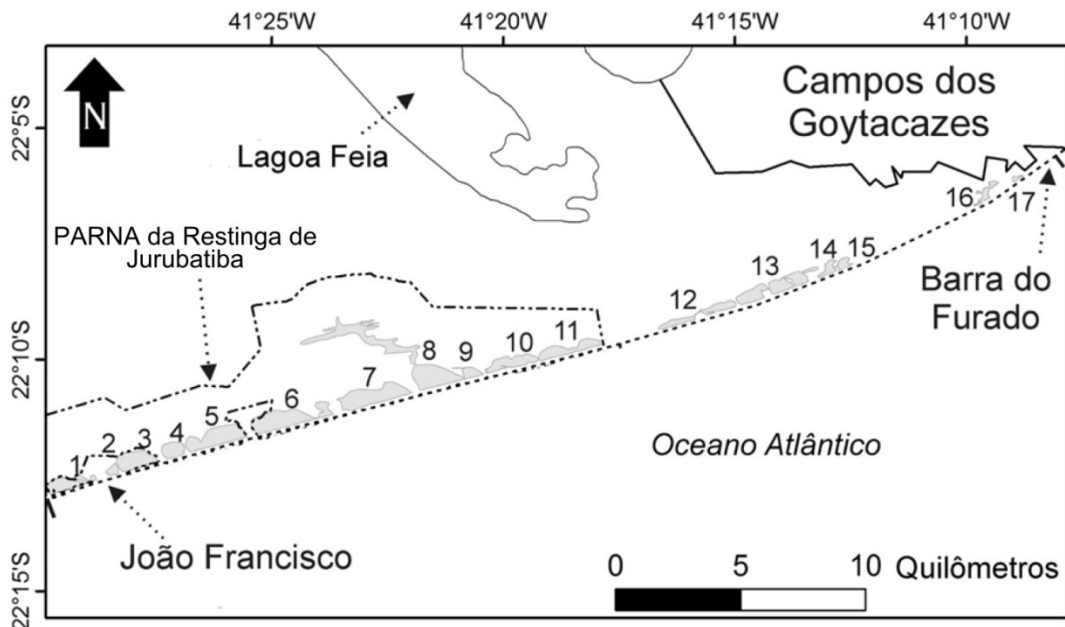
- Rubim, P. (2013). Sazonalidade na assembleia de aves aquáticas em uma lagoa marginal do rio Mogi Guaçu, estado de São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Ornitologia*, 21(1): 10-15.
- Ruschi, A. (1953). Lista das Aves do Estado do Espírito Santo. *Bol. Mus. Biol. Mello. Leitão, sér. Zool.*, 11: 1-21.
- Saad, A.M. (1996). *Influência da abertura da barra sobre a comunidade de peixes da lagoa Imboacica, Macaé, RJ*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 130p.
- Santos, A.M., Amado, A.M., Minello, M., Farjalla, V.F., Esteves, F.A. (2006). Effects of the sand bar breaching on *Typha domingensis* (Pers.) in a tropical coastal lagoon. *Hydrobiologia*, 556: 61-68.
- Santos, T.R., Alves, M.A. (2011). *Região costeira do Rio de Janeiro, no corredor da Serra do Mar*. In: Valente, R.M., Silva, J.M.C., Straube, F.C., Nascimento, J.L.X. (eds.) *Conservação de aves migratórias neárticas no Brasil*. Belém: Conservação Internacional. p. 251-263.
- Scherer, A.L., Petry, M.V. (2012). Seasonal variation in shorebird abundance in the state of Rio Grande do Sul, Southeastern Brazil. *The Wilson Journal of Ornithology*, 124(1): 40-50.
- Schmidt-Nielsen, K. (1960). The salt-secreting gland of marine birds. *Circulation*, 21: 955-967.
- Serpa, G.A., Costa, R.A.G., Gagliardi, R.L., Stenzel, R., Thomson, N., Oliveira, A.H., Mello, F.A.P. (2013). Registros relevantes de aves para o município do Rio de Janeiro, RJ. *Atualidades Ornitológicas*, 172: 11-13.
- Serpa, G.A., Pacheco, J.F., Lima, L.M.L., Parrini, R., Pimentel, L.S.P., Pinto, M.F.R., Antonini, R.D., Rajão, H., Oliveira, A.H., Tavares, D.C., Siciliano, S., Mallet-Rodrigues, F., Luz, H.R., Ribenboim, L.C., Soares, B.R., Crud, N. (2010). A curicaca, *Theristicus caudatus* (Ciconiiformes: Threskiornithidae) no estado do Rio de Janeiro: uma revisão dos registros e novas observações. *Atualidades Ornitológicas On-line*, 153: 62-68.
- Serpa, G.A., Pacheco, J.F., Sá, R.C., Quental, J.G. (2008). Primeiro registro documentado do mergulhão-grande *Podiceps major* (Boddaert, 1783) no Estado do Rio de Janeiro. *Atualidades Ornitológicas*, 146: 14-15.
- Sick, H. (1997). *Ornitologia Brasileira*. Rio de Janeiro: Nova Fronteira. 912p.
- Sick, H. (1984). *Migrações de aves da América do Sul Continental*. Brasília: CEMAVE. 86p.
- Sick, H. (1965). *Bulbucus ibis* L. na Ilha de Marajó, Pará: garça ainda não registrada no Brasil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 37: 567-570.
- Sick, H. (1962). Die Buntschnepfe, *Nycticryphes semicollaris* in Brasilien. *Journal für Ornithologie*, 103(1): 102-107.
- Sick, H., Pabst, L.F. (1968). As aves do Rio de Janeiro (Guanabara), lista sistemática anotada. *Arquivo do Museu Nacional*, 53: 99-160.
- Silveira, L., Straube, F.C. (2005). Aves. In: Machado, A.B.M., Martins, C.S., Drummond, G.M. (eds.) *Lista da fauna brasileira ameaçada de extinção*. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas. p. 378-678.
- Silveira, L.F., Ribon, R., Luiz, E.R., Silva, G.B.M., Lopes, L.E., Brandt, L., Andrade, M.A., Diniz, M.G., Neto, S.D. (2008). Aves In: Drummond, G.M., Machado, A.B.M., Martins, C.S., Mendonça, M.P., Stehmann, J.R., eds. *Listas Vermelhas das Espécies da Fauna e da Flora Ameaçadas de Extinção em Minas Gerais*. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas.

- Simon, J.E., Lima, S.R., Novaes, T.D., Alves, A. (2005). Primeiro registro de *Podiceps major* (Boddaert, 1783) (Aves: Podicipedidae) para o estado do Espírito Santo, Brasil. *Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão*, 18: 59-63.
- Simon, M.F., Grether, R., Queiroz, L.P., Skema, C., Pennington, R.T., Hugues, C.E. (2013). Recent assembly of the Cerrado, a neotropical plant diversity hotspot, by in situ evolution of adaptations to fire. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 106(48): 20359-20364.
- Sinclair, A.R.E. (1989). *The regulation of animal populations*. In: Cherret, J. (ed.) *Ecological Concepts*. Oxford: Blackwell Scientific Publications. p. 197-241.
- Smith, A. (2011). Waterbirds and their habitat on the Clarence River floodplain: a history. *Australian Zoologist*, 35(3): 788-809.
- Soares, R.K.P., Rodrigues, A.A.F. (2009). Distribuição espacial e temporal da avifauna aquática no Lago de Santo Amaro, Parque Nacional dos Lençóis Maranhenses, Maranhão, Brasil. *Revista Brasileira de Ornitologia*, 17(3-4): 173-182.
- Soffiati, A. (2013). *As lagoas do Norte Fluminense*. Campos dos Goytacazes: Essentia Editora. 203p.
- Soffiati, A.A. (1985). A agonia das lagoas do Norte Fluminense. *Ciência e Cultura*, 37(10): 1627-1638.
- Soka, G.E., Munish, P.K.T., Thomas, M.B. (2013). Species diversity and abundance of avifauna in and around Hombolo wetland in central Tanzania. *International Journal of Biodiversity and Conservation*, 5(11): 782-790.
- Sokal, R.R., Rohlf, F.J. (2011). *Biometry*. New York: W.H. Freeman & Co. 887p.
- Stawarczyk, T. (1984). Aggression and its suppression in mixed-species wader flocks. *Nordic Society Oikos*, 15(1): 23-37.
- Stillman, R.A., Caldow, R.W.G., Goss-Custard, J.D., Alexander, M.J. (2000). Individual variation in intake rate: the relative importance of foraging efficiency and dominance. *Journal of Animal Ecology*, 69: 484-493.
- Stralberg, D., Applegate, D.L., Phillips, S.J., Herzog, M.P., Nur, N., Warnock, N. (2009). Optimizing wetland restoration and management for avian communities using a mixed integer programming approach. *Biological Conservation*, 142(1): 94-109.
- Straube, F.C. (2000). Questões linguísticas em Ornitologia, IV: a carta de Ferreira Penna e os nomes populares dos Ciconiidae brasileiros. *Atualidades Ornitológicas*, 98: 10-11.
- Suzuki, M.S., Figueiredo, R.O., Castro, S.C., Silva, C.F., Pereira, E.A., Silva, J.A., Aragon, G.T. (2002). Sand bar opening in a coastal lagoon (Iquipari) in the northern region of Rio de Janeiro state, hydrological and hydrochemical changes. *Brazilian Journal of Biology*, 62(1): 51-62.
- Suzuki, M.S., Ovalle, A.R.C., Pereira, E.A. (1998). Effects of sand bar openings on some limnological variables in a hypertrophic tropical coastal lagoon of Brazil. *Hydrobiologia*, 368: 111-122.
- Taft, O.W., Colwell, M.A., Isola, C.R., Safran, R.J. (2002). Waterbird responses to experimental drawdown: implications for the multispecies management of wetland mosaics. *Journal of Applied Ecology*, 39(6): 987-1001.
- Takekawa, J.Y., Miles, A.K., Schoellhamer, D.H., Athearn, N.D., Saiki, M.K., Duffy, W.D., Kleinschmidt, S., Shellenbarger, G., Jannusch, C.A. (2006). Trophic structure and avian communities across a salinity gradient in evaporation ponds of the San Francisco Bay estuary. *Hydrobiologia*, 567: 307-327.
- Takekawa, J.Y., Woo, I., Gardiner, R., Casazza, M., Ackerman, J.T., Nur, N., Liu, L., H., S. (2011). Avian communities in tidal salt marshes of San Francisco Bay: a review of

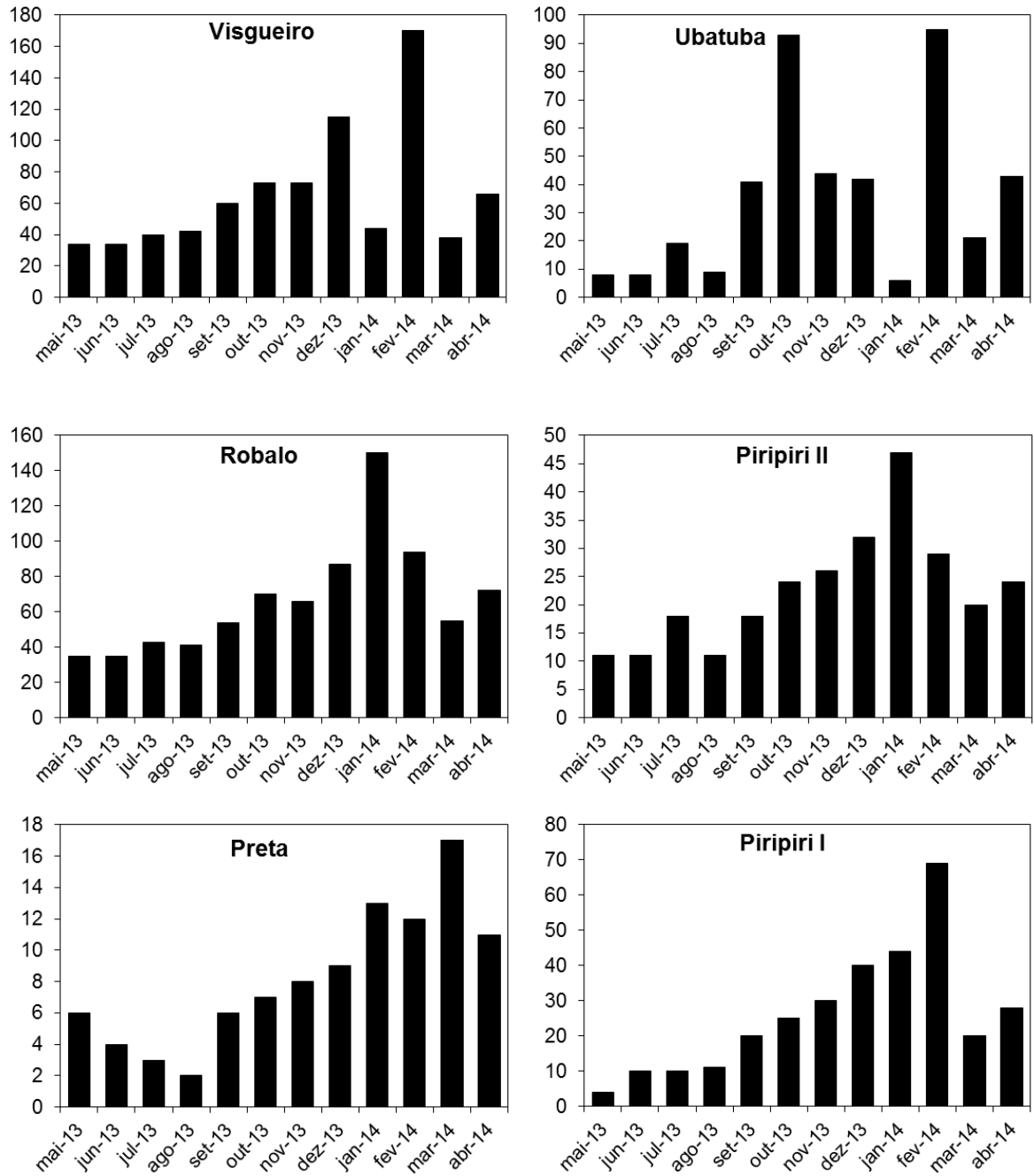
- functional groups by foraging guild and habitat association. *San Francisco Estuary and Watershed Science*, 9(3): 1-24.
- Tavares, D.C. (2010). *Comunidade de aves da Lagoa da Ribeira, Quissamã, RJ*. Monografia de Bacharelado em Biologia. Universidade Gama Filho, Rio de Janeiro, 69p.
- Tavares, D.C., Lima, L.M.L., Rennó, B.C.R., Siciliano, S. (2010). A Year Long Survey for Aquatic Birds in a Coastal Lagoon at Northern Rio de Janeiro, Brazil. *25th International Ornithological Congress*. Campos do Jordão.
- Tavares, D.C., Moura, J.F., Amorim, C.E., Siciliano, S. (2013a). Distribution and abundance of the Grey-headed Gull *Chroicocephalus cirrocephalus* (Vieillot, 1818) in Rio de Janeiro, Southeastern Brazilian coast. *Brazilian Journal of Ornithology*, 21(3): 168-175.
- Tavares, D.C., Moura, J.F., Siciliano, S. (2013b). First documented record of the Roseate Tern *Sterna dougallii* Montagu, 1813 (Aves: Sternidae) in southeast Brazil. *Check List*, 9(4): 806-808.
- Tavares, D.C., Moura, J.F., Siciliano, S. (2012). As aves das áreas úmidas. *Ciência Hoje*, 50(299): 42-47.
- Tavares, D.C., Siciliano, S. (2013a). Registro documentado de cabeça-seca *Mycteria americana* no Norte Fluminense após 18 anos sem relatos de ocorrência. *Atualidades Ornitológicas*, 172: 18-21.
- Tavares, D.C., Siciliano, S. (2013b). An inventory of wetland non-passerine birds along a southeastern Brazilian coastal area. *Journal of Threatened Taxa*, 5(11): 4586-4597.
- Taylor, P.B. (1996). *Family Rallidae (rails, gallinules and coots)*. In: Del Hoyo, J., Elliott, A., Sargatal, J. (eds.) *Handbook of the birds of the world. vol 3. Hoatzin to Auks*. Barcelona: Lynx Edicions. p. 108-209.
- Teixeira, D.M., Papavero, N., Kury, L.B. (2010). As aves do Pará segundo as "memórias" de Dom Lourenço Álvares Roxo de Potflis (1752). *Arquivos de Zoologia*, 41(2): 97-131.
- Telino-Júnior, W.R., Azevedo-Júnior, S.M., Lyra-Neves, R.M. (2003). Censo de aves migratórias (Charadriidae, Scolopacidae e Laridae) na Cora do Avião, Igarassu, Pernambuco, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 20(3): 451-456.
- ter Braak, C.J.F. (1986). Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology and Society*, 67: 1167-1179.
- Tews, J.B., Rose, U., Tielborger, K., Wichmann, M.C., Schwager, M., Jeltsch, F. (2004). Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography*, 31: 79-92.
- Thioulouse, J., Dray, S. (2007). Interactive multivariate data analysis in R with the Ade4 and ade4TkGUI packages. *Journal of Statistical Software*, 22(5): 1-14.
- Thomas, B.T. (1986). The behavior and breeding of adult maguari storks. *The Condor*, 88: 26-34.
- Thomas, B.T. (1984). Maguari Stork nesting: juvenile growth and behavior. *The Auk*, 101(4): 812-823.
- Thuiller, W., Lavorel, S., Araújo, M.B. (2005). Niche properties and geographical extent as predictors of species sensitivity to climate change. *Global Ecology and Biogeography*, 14: 347-357.
- Toral, G.M., Aragonés, D., Bustamante, J., Figuerola, J. (2011). using Landsat images to map habitat availability for waterbirds in rice fields. *IBIS*, 153: 684-694.
- Tozetti, A.M., Fontana, C.S., Oliveira, R.B., Fontes, G.M.F. (2011). Diet of a Maguari Stork (*Ciconia maguari*, Aves, Ciconiidae) in southern Brazil: the opportunist predation of snake like preys? *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 6(1): 65-67.

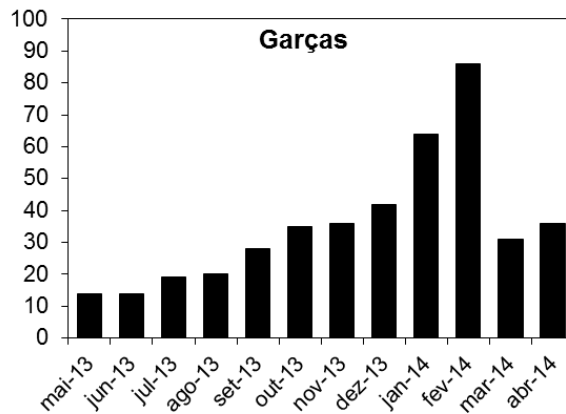
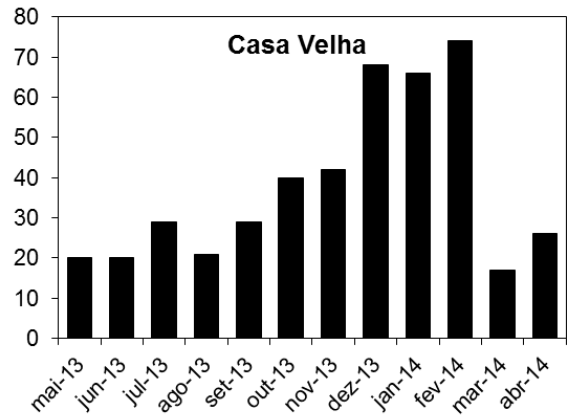
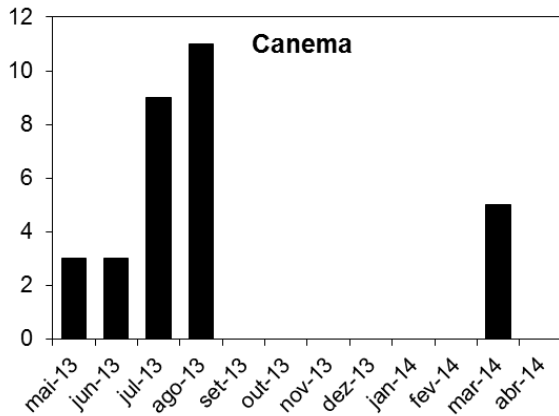
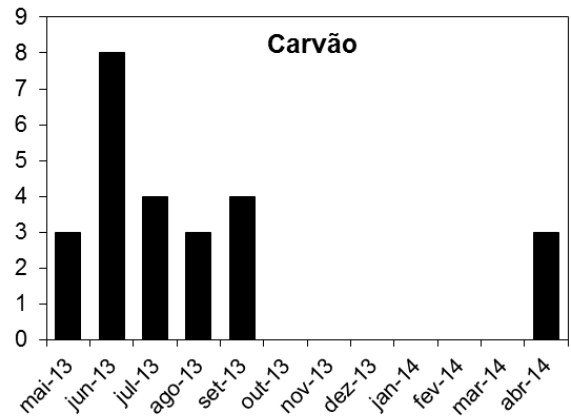
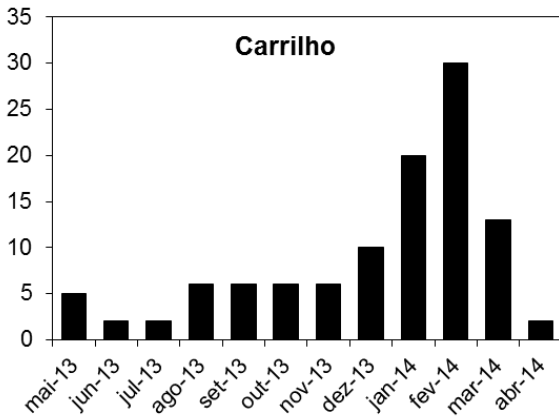
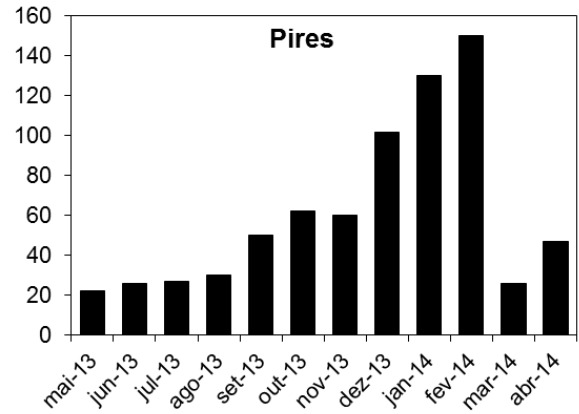
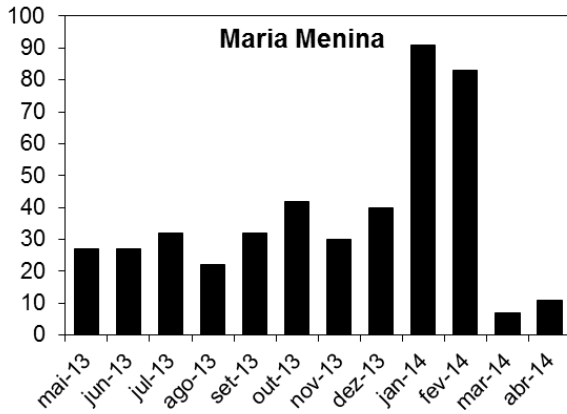
- Vahl, W.K., Meer, J., Weissing, F.J., Dullemen, D., Piersma, T. (2005). The mechanisms of interference competition: two experiments on foraging waders. *Behavioral Ecology*, 16(5): 845-855.
- Valente, R.M., Silva, J.M.C., Straube, F.C., Nascimento, J.L.X. (2011). *Conservação de aves migratórias neárticas no Brasil*. Belém: Conservação Internacional. 400p.
- Vallejos, M.A.V., Lanzer, M., Aurélio-Silva, M., Meijer, A.A.R., Carrano, E., Straube, F.C. (2011). *Parque Regional do Iguaçu e adjacências*. In: Valente, R.M., Silva, J.M.C., Straube, F.C., Nascimento, J.L.X. (eds.) *Conservação de aves migratórias neárticas no Brasil*. Belém: Conservação Internacional. p. 292-297.
- Veloso, R.B., Rangel Filho, A.L.R., Lima, J.C.A. (1991). *Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal*. Rio de Janeiro: IBGE. 123p.
- Venturini, A.C., Paz, P.R. (2003). Registros documentados de aves inéditas ou de ocorrência rara no Espírito Santo. *Ararajuba*, 11(1): 95-99.
- Vernables, W.N., Ripley, B.D. (2002). *Modern applied statistics with S*. New York: Springer. 495p.
- Vézina, F., Jalvingh, K.M., Dekinga, A., Piersma, T. (2006). Acclimation to different thermal conditions in a northerly wintering shorebird is driven by body mass-related changes in organ size. *Journal of Experimental Biology*, 209: 3141-3154.
- Vooren, C.M., Chiaradia, A. (1990). Seasonal abundance and behavior of coastal birds on Cassino beach, Brazil. *Ornitologia Neotropical*, 1: 9-24.
- Warnock, N., Page, G.W., Ruhlen, T.D., Nur, N., Takekawa, J.Y., Hanson, J.T. (2002). Management and Conservation of San Francisco Bay Salt Ponds: Effects of Pond Salinity, Area, Tide, and Season on Pacific Flyway Waterbirds. *Waterbirds*, 25 (Special Publication 2): 79-92.
- Weller, M.W. (2003). *Wetland birds*. Cambridge: Cambridge University Press. 269p.
- Wied-Neuwied, M. (1832). *Beiträge zur Naturgeschichte von Brasilien. IV Band*. Weimar: Im Verlage des Landes-Industrie-Comptoirs. 944p.
- Wied-Neuwied, M. (1821). *Reise nach Brasilien in den Jahren 1815 bis 1817*. Frankfurt: Heinrich Ludwig Bronner. 345p.
- Wilfred, M.W., Lovvorn, J.R. (1995). Salinity effects on macroinvertebrate assemblages and waterbird food webs in shallow lakes of the Wyoming High Plains. *Hydrobiologia*, 310: 207-223.
- Willis, E.O. (1992). Zoogeographical origins of Eastern Brazilian birds. *Ornitologia Neotropical*, 3(1): 1-15.
- Wolters, M., Garbut, A., Bakker, J.P. (2005). Salt-marsh restoration: evaluating the success of de-embankments in north-west Europe. *Biological Conservation*, 123: 249-268.
- World Resources Institute (2005). *Ecosystems and human well-being: biodiversity synthesis*. Washington DC: World Resources Institute. 86p.
- Wowor, D., Muthu, V., Meier, R., Balke, M., Cai, Y., Ng, P.K.L. (2009). Evolution of life history traits in Asian freshwater prawns of the genus *Macrobrachium* (Crustacea: Decapoda: Palaemonidae) based on multilocus molecular phylogenetic analysis. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 52: 340-350.
- Zedler, J.B., Paling, E., McComb, A. (1990). Differential responses to salinity help explain the replacement of native *Juncus kraussii* by *Typha orientalis* in Western Australian salt marshes. *Australian Journal of Ecology*, 15(15): 57-72.

Anexo 1. Indicação das lagoas costeiras de Quissamã, situadas entre a praia de João Francisco e a Barra do Furado. (1) Garças; (2) Piripiri I; (3) Piripiri II; (4) Maria-menina; (5) Robalo; (6) Visgueiro; (7) Pires; (8) Preta; (9) Barrinha; (10) Casa Velha; (11) Ubatuba; (12) Carrilho; (13) Canema; (14) Carvão, (15) Chica; (16-17) Alagado e Mangue de São Miguel.

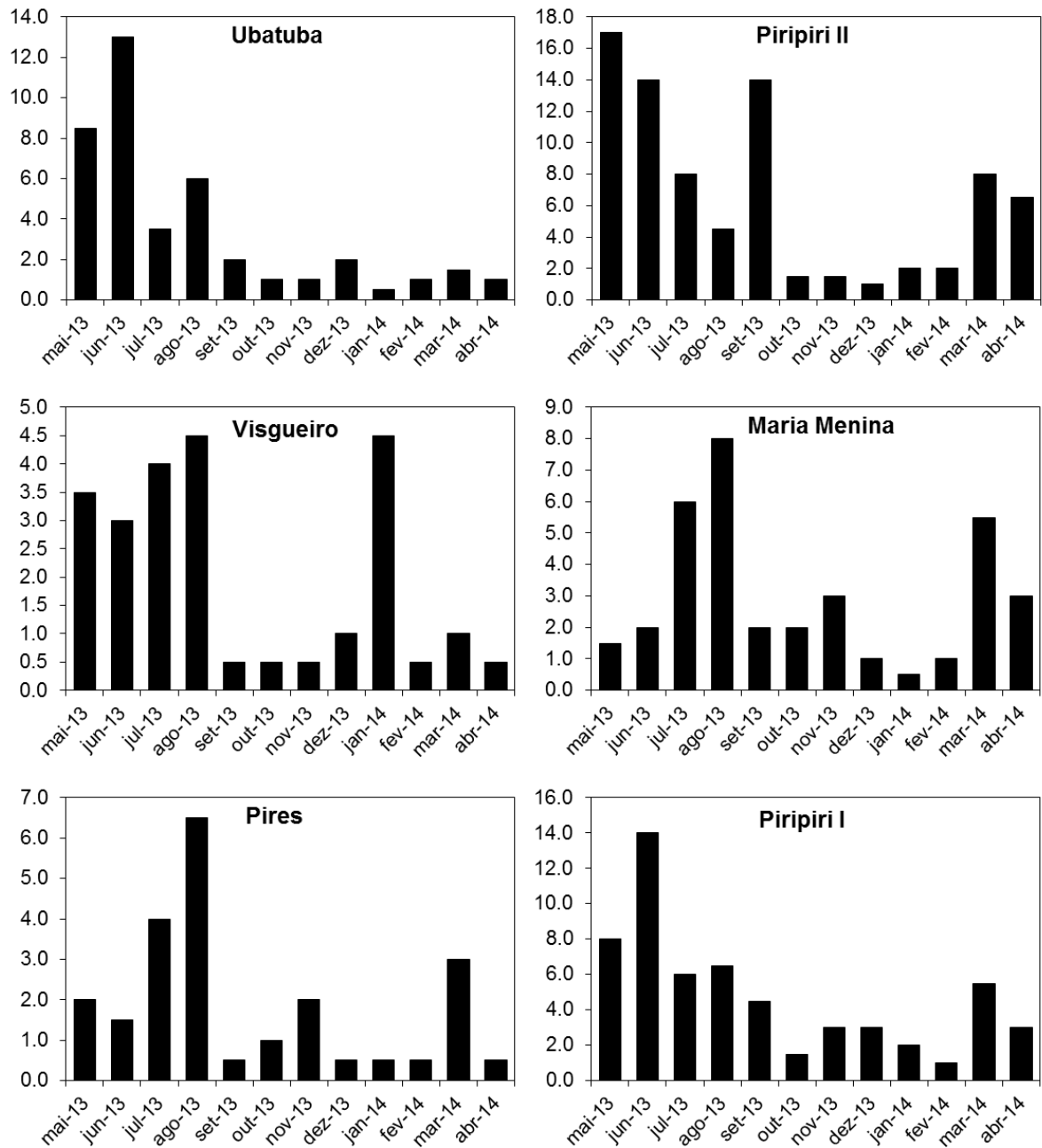


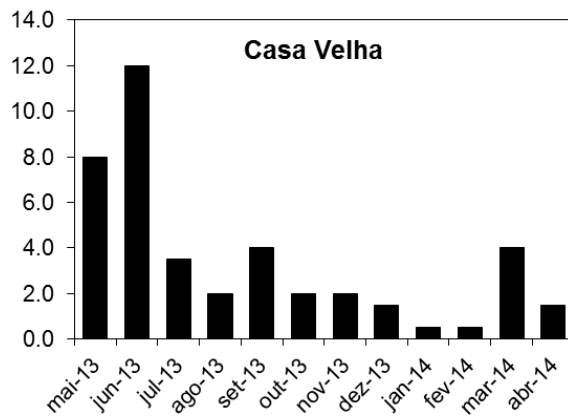
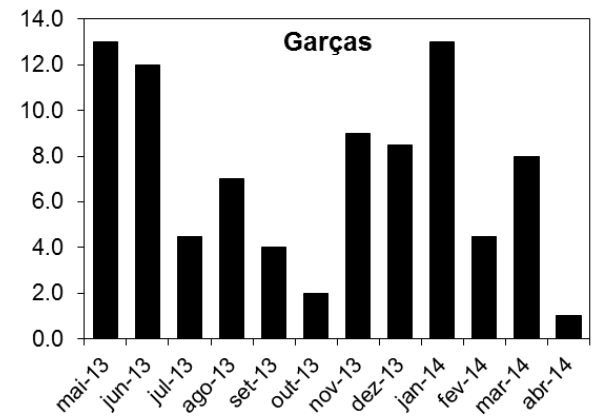
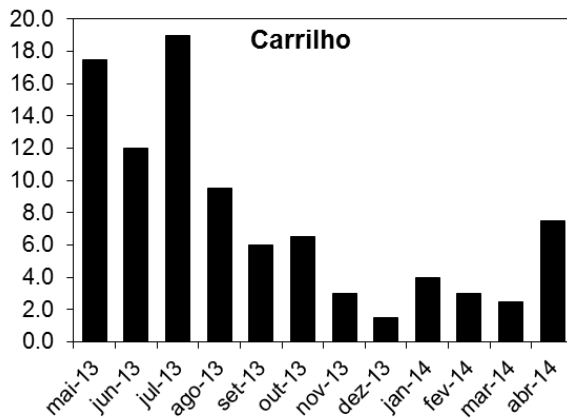
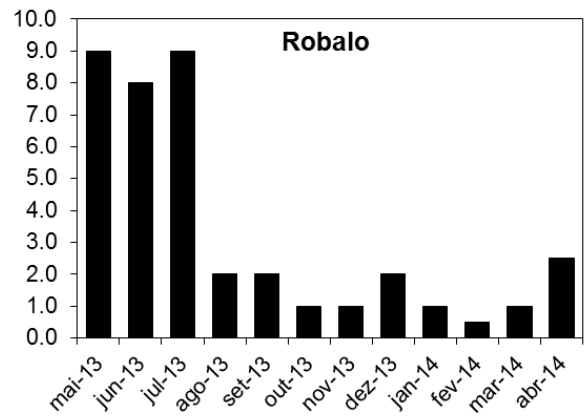
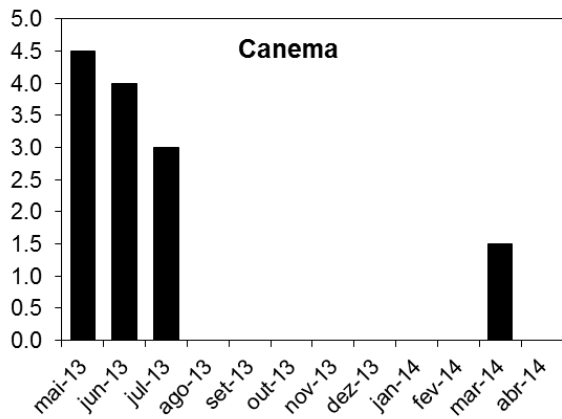
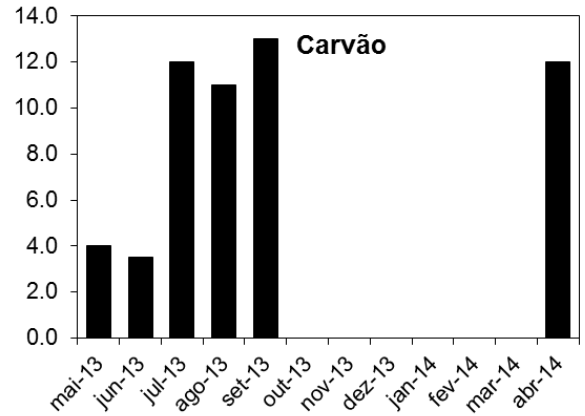
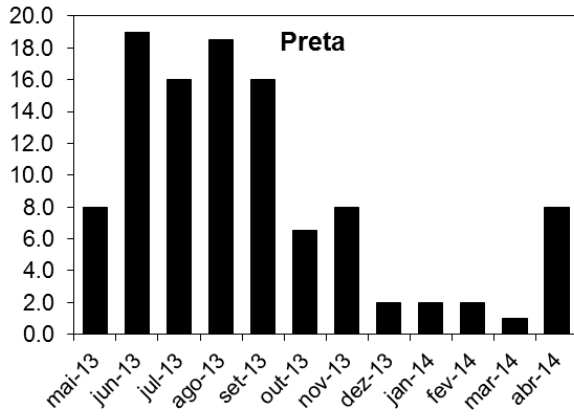
Anexo 2. Variação temporal nos valores de salinidade nas principais lagoas costeiras do litoral de Quissamã. Dados obtidos entre maio de 2012 e abril de 2013.





Anexo 3. Variação temporal nos valores de profundidade mínima da coluna d'água nas principais lagoas costeiras do litoral de Quissamã. Dados obtidos entre maio de 2012 e abril de 2013. O eixo vertical indica valores de profundidade mínima da coluna d'água (cm).





Anexo 4. Variação temporal nos valores de pH nas principais lagoas costeiras do litoral de Quissamã. Dados obtidos entre maio de 2012 e abril de 2013.

