

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

MARIO ARTHUR FAVRETTO

**RESTRIÇÃO A LOCAIS DE REPRODUÇÃO E SAZONALIDADE
DE *TACHURIS RUBRIGASTRA* (AVES: TACHURISIDAE) E
PHLEOCRYPTES MELANOPS (AVES: FURNARIIDAE) NO
LITORAL SUL DO BRASIL**

CURITIBA

2016

MARIO ARTHUR FAVRETTO

**RESTRIÇÃO A LOCAIS DE REPRODUÇÃO E SAZONALIDADE
DE *TACHURIS RUBRIGASTRA* (AVES: TACHURISIDAE) E
PHLEOCRYPTES MELANOPS (AVES: FURNARIIDAE) NO
LITORAL SUL DO BRASIL**

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação do Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação.

Orientador: Dr. Marcos Ricardo Bornschein

CURITIBA

2016



Ministério da Educação
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
Setor de Ciências Biológicas
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO



PARECER

Os abaixo-assinados, membros da banca examinadora da defesa da dissertação de mestrado, a que se submeteu **Mario Arthur Favretto** para fins de adquirir o título de Mestre em Ecologia e Conservação, são de parecer favorável à **APROVAÇÃO** do trabalho de conclusão do candidato.

Secretaria do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação.

Curitiba, 19 de janeiro de 2016.

BANCA EXAMINADORA:

Prof. Dr. Marcos Ricardo Borschein
Orientador e Presidente

Prof. Dr. André de Camargo Guaraldo
Membro

Prof. Dr. Alejandro Edward Jahn
Membro

Visto:
Prof. Dr. André Andrian Padial
Vice-Coordenador do PPG-ECO

"Não basta apreciar a beleza de um jardim, sem ter que imaginar que há fadas nele?"

Douglas Adams

“O mundo natural é um lugar para onde eu fujo: um lugar que segue seus negócios independentemente das diárias preocupações humanas individuais. É um lugar de beleza, mudança, diversidade e interminável fascínio. Como muitos que partilham estes sentimentos, nunca fiquei contente em apenas observar a natureza, eu tive que olhar, nomear, aprender e entender.”

Peter Mayhew

À Emili Bortolon dos Santos, por todo amor e
companheirismo durante esta jornada, dedico
essa dissertação

AGRADECIMENTOS

À minha namorada Emili Bortolon dos Santos, por todo carinho, conversas, companheirismo, apoio e incentivo durante a realização do mestrado, sem os quais tudo teria sido mais difícil.

À minha mãe Vania Miriam Brinkmann e minha irmã Valkiria Favretto, agradeço por todo o apoio e incentivo para que este mestrado se realizasse.

Aos amigos Elton Orlandin, vulgo “Bazuca”, e Monica Piovesan, pela nossa amizade tão produtiva e pelas “bazuqueadas” de críticas fundamentais. Também ao amigo Osvaldo Onghero Jr. pelo apoio nesse período, ao amigo Oscar A. Aguirre Obando pelas produtivas conversas.

Ao meu orientador Marcos Ricardo Bornschein, por ter aceitado me orientar e por todo conhecimento a mim repassado ao longo desse período.

Aos brejeiros Ailton Degues, Bianca Luiza Reinert, Cláudia Golec e Tiago Machado de Souza, por toda a ajuda, conversas e piadas a campo.

Ao programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação pelo suporte oferecido nesses anos.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal em Nível Superior (CAPES) pela bolsa de mestrado concedida.

Ao Programa de Apoio a Projetos Institucionais com a Participação de Recém-Doutores (PRODOC) pelo financiamento do projeto nº 2599/2010.

À Fundação Grupo Boticário de Proteção à Natureza - FGBPN (projetos de números 0682/20052, 0740/20071, 0908_20112, BL0001_20111 e 0004_2012), Fundo Nacional do Meio Ambiente - FNMA e ao Fundo Brasileiro para a Biodiversidade - FUNBIO (conta TFCA - Tropical Forest Conservation Act), que apoiaram parcialmente as

pesquisas, conduzidas via Mater Natura - Instituto de Estudos Ambientais. Helena Zarantonieli auxiliou na gestão financeira da maioria desses projetos.

SUMÁRIO

SUMÁRIO.....	VI
LISTA DE FIGURAS	VIII
LISTA DE TABELAS	XII
RESUMO GERAL	14
GENERAL ABSTRACT.....	16
INTRODUÇÃO GERAL	18
Capítulo 1: Status de ocorrência de <i>Tachuris rubrigastra</i> (Aves: Tachuridae) e <i>Phleocryptes melanops</i> (Aves: Furnariidae) em brejos subtropicais no Brasil e extrema restrição a áreas de nidificação	19
Resumo	20
Abstract.....	20
Introdução.....	21
Materiais e Métodos	24
Registro das espécies	24
Mapeamento de áreas	26
Resultados.....	28
Áreas de registro como residentes	28
Áreas de registro como migrantes	29
Discussão	30
Status de ocorrência.....	30
Extensão geográfica das populações residentes	32
Conservação.....	33
Referências	37
Agradecimentos	44
Capítulo 2: Seleção de habitat por <i>Tachuris rubrigastra</i> (Tachuridae) e <i>Phleocryptes melanops</i> (Furnariidae) em brejos salinos subtropicais, Brasil	49
Resumo	49
Abstract.....	51
INTRODUÇÃO.....	52
MATERIAIS E MÉTODOS.....	54
RESULTADOS	58
Fitofisionomias	58

Fitossociologia.....	59
Solo Exposto.....	62
Recursos alimentares	63
Invertebrados Sobre as Plantas	63
Invertebrados de Sedimento	64
Altitude	65
DISCUSSÃO	66
Sintetizando o Habitat Selecionado	66
Estrutura e Estratificação da Vegetação	69
Distribuição e Dinamismo dos Habitats Selecionados	72
Relação entre Micro-Topografia e Habitat Selecionados	73
Conservação e outras influências	74
AGRADECIMENTOS	75
LITERATURA CITADA	76
Capítulo 3: Sazonalidade de <i>Tachuris rubrigastra</i> (Tachuridae) e <i>Phleocryptes melanops</i> (Furnariidae) em brejos salinos subtropicais no sul do Brasil	107
Resumo	108
Abstract.....	108
Introdução.....	109
Materiais e métodos.....	111
Resultados.....	115
Discussão	117
Referências	122
Agradecimentos	128
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	139

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1. Área de trabalho, entre o litoral sul do estado de São Paulo (SP) e o litoral norte do estado de Santa Catarina (SC), sudeste e sul do Brasil, com a indicação dos locais de reprodução (1-3) e migração de *Tachuris rubrigastra* e *Phleocryptes melanops*. Legenda: 1 = interior da baía de Antonina; 2 = confluência dos rios dos Neves e Nhundiaquara; 3 = interior da baía de Guaratuba; PR = estado do Paraná. 46
- Figura 2. Populações residentes de *Tachuris rubrigastra* na região de estudo (polígonos brancos). A = interior da baía de Antonina (município de Antonina), estado do Paraná, sul do Brasil. B = confluência dos rios dos Neves e Nhundiaquara (municípios de Antonina e Morretes), estado do Paraná. C = interior da baía de Guaratuba (município de Guaratuba), estado do Paraná. Fonte: imagem orbital Google Earth, versão 7.1.5.1557. 47
- Figura 3. Populações residentes de *Phleocryptes melanops* na região de estudo (polígonos brancos). A = confluência dos rios dos Neves e Nhundiaquara (municípios de Antonina e Morretes), estado do Paraná, sul do Brasil. C = interior da baía de Guaratuba (município de Guaratuba), estado do Paraná. Fonte: imagem orbital Google Earth, versão 7.1.5.1557. 48
- Figura 4. Fitofisionomia denominada de Schoenoplectetum, pela dominância ou presença exclusiva de *Schoenoplectus californicus*, em brejos salinos subtropicais, baía de Guaratuba, sul do Brasil. As espécies não ocorrem em **A**, e em **B** ocorre *T. rubrigastra* e não *P. melanops*. 93
- Figura 5. Fitofisionomia denominada de Crinum-Schoenoplectetum, pela dominância de *Crinum americanum* (folhas curtas e flores) e *Schoenoplectus californicus* (folhas finas e longas), a qual caracteriza os brejos salinos subtropicais, no caso na baía de Guaratuba, sul do Brasil. As espécies não ocorrem em **B**, e em **A** ocorre *T. rubrigastra* e não *P. melanops*. 94
- Figura 6. Fitofisionomia denominada de Crinum-Cladietum, pela dominância de *Crinum americanum* e *Cladium jamaicense*, em brejos salinos subtropicais, baía de Guaratuba, sul do Brasil, **A** onde ocorre *Tachuris rubrigastra* e **B** onde não ocorre. *Phleocryptes melanops* não ocorre nesta fitofisionomia. 95
- Figura 7. Fitofisionomia denominada de Crinum-Typhetum, pela dominância de *Crinum americanum* (folhas curtas e flores) e *Typha domingensis* (folhas finas e longas), em brejos salinos subtropicais, baía de Guaratuba, sul do Brasil. Em **A**, tem-se ocorrência

de *Phleocryptes melanops* e em **B**, não. Ambos os locais, que tem áreas equivalentes e situação lado a lado, foram amostrados para seleção de habitat. *Tachuris rubrigastra* não ocorre nessa fitofisionomia..... 96

Figura 8. Schoenoplectetum em crescente percentual de cobertura vegetal (= densidade) e valor de sociabilidade (proximidade dos indivíduos) de **A** para **C** por *Schoenoplectus californicus* em áreas de ocorrência de *Tachuris rubrigastra* e *Phleocryptes melanops* em brejos salinos subtropicais, baía de Guaratuba, sul do Brasil, sendo a situação **B** mais frequente. Evidencia-se um ninho concluído (**A**, caído) e dois em construção de *P. melanops*..... 97

Figura 9. Crinum-Schoenoplectetum em variações sutis nos percentuais de cobertura vegetal (= densidade) e valores de sociabilidade (proximidade dos “indivíduos”) por *Schoenoplectus californicus* e *Crinum americanum* em brejos salinos subtropicais, baía de Guaratuba, sul do Brasil, das quais a que reflete o padrão mais frequente é a condição **A**. Todos os locais são áreas de ocorrência de *Tachuris rubrigastra* e *Phleocryptes melanops*. Evidencia-se um ninho em construção (**A**) e dois concluídos de *P. melanops* (o de **B**, caído). 98

Figura 10. **A**. Exemplo da estruturação da vegetação de brejos salinos subtropicais iniciais no processo de ocupação e sucessão ecológica: presença de somente poucas espécies de plantas arranjadas na forma de três estratos de densidade (um inferior, moderadamente denso, um médio, onde se concentra a maior densidade, e um superior, com reduzida densidade de vegetação). **B**. Aproximação do estrato inferior da vegetação, destacando-se o espaço entre as plantas (repare a presença de solo exposto). Perceba, em **B**, a forma de roseta de *Crinum americanum* e a quase ausência de folhas mortas contribuindo com uma reduzida densidade da vegetação, enquanto que em **A**, perceba a forma verticalizada da estrutura aérea de *Schoenoplectus californicus*, cujas folhas secas caídas contribuem com o incremento de densidade da vegetação do estrato médio. As fotos são da fitofisionomia Crinum-Schoenoplectetum, em área de ocorrência por *Tachuris rubrigastra* e *Phleocryptes melanops* (baía de Guaratuba, sul do Brasil). 99

Figura 11. Crinum-Cladietum em áreas onde ocorre *Tachuris rubrigastra* em brejos salinos subtropicais, baía de Guaratuba, sul do Brasil. São evidentes ninhos dessa espécie (concluído, em **A**, e em conclusão, em **B**). Em **A**, percebe-se *Cladium jamaicense*, dominando, além de *Crinum americanum* e *Schoenoplectus californicus*.

Em **B**, percebe-se *Cladium jamaicense*, com maior percentual de cobertura do solo do que em **A**, e *S. californicus*. *Phleocryptes melanops* não ocorre nessa fitofisionomia. 100
 Figura 12. *Crinum-Typhetum* em áreas amostradas para a seleção de habitat em que *Phleocryptes melanops* ocorre (**A**) e não ocorre (**B**) em brejos salinos subtropicais, baía de Guaratuba, sul do Brasil. Perceba especialmente a maior densidade (= maior cobertura do solo) de *Crinum americanum* em **A**. A área **B** ocorre ao lado da área **A** e tem área equivalente. Ainda se observa *T. domingensis* (folhas longas, verticalizadas).

..... 101

Figura 13. [Material Suplementar] Indicação de onde ocorrem as distintas fitofisionomias com ocorrência de *Tachuris rubrigastra* na baía de Guaratuba, sul do Brasil, amostradas para a seleção de habitat. Símbolos pretos significam locais amostrados sem ocorrência da espécie e brancos locais amostrados com ocorrência da espécie. O mapeamento em branco indica a totalidade da área de ocorrência da espécie na população do “interior da baía de Guaratuba” (Capítulo 1). **A** = Pontos amostrais da fitofisionomia *Crinum-Cladietum*. **B** = Pontos amostrais da fitofisionomia *Schoenoplectetum*. **C** = Pontos amostrais da fitofisionomia *Crinum-Schoenoplectetum*.
 Fonte: imagem orbital Google Earth, versão 7.1.5.1557..... 105

Figura 14. [Material Suplementar] Indicação de onde ocorrem as distintas fitofisionomias com ocorrência de *Phleocryptes melanops* na baía de Guaratuba, sul do Brasil, amostradas para a seleção de habitat. Símbolos pretos significam locais amostrados sem ocorrência da espécie e brancos locais amostrados com ocorrência da espécie. O mapeamento em branco indica a totalidade da área de ocorrência da espécie na população do “interior da baía de Guaratuba” (Capítulo 1). **A** = Pontos amostrais da fitofisionomia *Crinum-Typhetum*. **B** = Pontos amostrais da fitofisionomia *Crinum-Schoenoplectetum*. **C** = Pontos amostrais da fitofisionomia *Schoenoplectetum*. Fonte: imagem orbital Google Earth, versão 7.1.5.1557..... 106

Figura 15. Número de indivíduos de *Tachuris rubrigastra* registrados nos censos (em 12 pontos com 50 m de raio de inclusão) em brejos salinos sutropicais, sul do Brasil..... 129

Figura 16. Número de indivíduos de *Tachuris rubrigastra* registrados nas contagens (em duas transecções paralelas, amostradas simultaneamente) em brejos salinos subtropicais, sul do Brasil..... 130

Figura 17. Número de indivíduos de *Tachuris rubrigastra* anilhados vistos em brejos salinos subtropicais, sul do Brasil. 131

Figura 18. Análise de Correspondência da sazonalidade de exemplares anilhados de <i>Tachuris rubrigastra</i> em brejos salinos subtropicais, sul do Brasil.	132
Figura 19. Número de indivíduos de <i>Phleocryptes melanops</i> registrados nos censos (em 12 pontos com 50 m de raio de inclusão) em brejos salinos subtropicais, sul do Brasil.	133
Figura 20. Número de indivíduos de <i>Phleocryptes phleocryptes</i> registrados nas contagens (em duas transecções paralelas, amostradas simultaneamente) em brejos salinos subtropicais, sul do Brasil.	134
Figura 21. Número de indivíduos de <i>Phleocryptes melanops</i> anilhados vistos em brejos salinos subtropicais, sul do Brasil.	135
Figura 22. Análise de Correspondência da sazonalidade de exemplares anilhados de <i>Phleocryptes melanops</i> em brejos salinos subtropicais, sul do Brasil.....	136
Figura 23. Número de indivíduos de <i>Tachuris rubrigastra</i> registrados por sexo em brejos salinos subtropicais, sul do Brasil.....	137
Figura 24. Número de indivíduos de <i>Phleocryptes melanops</i> registrados por sexo em brejos salinos subtropicais, sul do Brasil.....	138

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Síntese dos resultados das variáveis analisadas que diferiram entre as fitofisionomias amostradas em que <i>Tachuris rubrigastra</i> e <i>Phleocryptes melanops</i> ocorrem e não ocorrem em brejos salinos subtropicais, sul do Brasil. Diferentes áreas amostrais são separadas por ponto e vírgula (;).....	83
Tabela 2. Resultados das amostragens fitossociológicas em áreas de Schoenoplectetum em que <i>Tachuris rubrigastra</i> e <i>Phleocryptes melanops</i> ocorrem e não ocorrem em brejos salinos subtropicais, sul do Brasil. A1 – área em que <i>T. rubrigastra</i> e <i>P. melanops</i> ocorrem; A2 – área em que <i>T. rubrigastra</i> ocorre e <i>P. melanops</i> não; A3 – área em que nenhuma das aves ocorrem.	85
Tabela 3. Resultados das amostragens fitossociológicas em áreas de Crinum-Schoenoplectetum em que <i>Tachuris rubrigastra</i> e <i>Phleocryptes melanops</i> ocorrem e não ocorrem em brejos salinos subtropicais, sul do Brasil. A1 e A2 – áreas com ocorrência das aves; A3 e A4 – áreas sem ocorrência das aves.	86
Tabela 4. Resultados das amostragens fitossociológicas em áreas de Crinum-Cladietum em que <i>Tachuris rubrigastra</i> ocorre e não ocorre em brejos salinos subtropicais, sul do Brasil. A1 – área de ocorrência de <i>T. rubrigastra</i> ; A2, A3 e A4 – área sem ocorrência de <i>T. rubrigastra</i>	87
Tabela 5. Resultados das amostragens fitossociológicas em áreas de Crinum-Typhetum em que <i>Phleocryptes melanops</i> ocorre e não ocorre em brejos salinos subtropicais, sul do Brasil. Valor expresso antes da barra (/) refere-se a resultado em área em que a espécie ocorre e após a áreas em que não ocorre. A1 – área de ocorrência de <i>P. melanops</i> ; A2 e A3– área sem ocorrência de <i>P. melanops</i>	88
Tabela 6. Resultados das amostragens de abundância de indivíduos de invertebrados sobre as plantas em áreas de Schoenoplectetum em que <i>Tachuris rubrigastra</i> e <i>Phleocryptes melanops</i> ocorrem e não ocorrem em brejos salinos subtropicais, sul do Brasil. A1 – área de ocorrência das duas espécies; A2 – área em que ocorre <i>T. rubrigastra</i> e não ocorre <i>P. melanops</i> ; A3 – área em que as espécies não ocorrem.	89
Tabela 7. Resultados das amostragens de abundância de indivíduos de invertebrados sobre as plantas em áreas de Crinum-Schoenoplectetum em que <i>Tachuris rubrigastra</i> e <i>Phleocryptes melanops</i> ocorrem e não ocorrem em brejos salinos subtropicais, sul do Brasil. A1 e A2 – áreas de ocorrência das aves; A3 e A4 – área sem ocorrência das espécies.....	90

Tabela 8. Resultados das amostragens de abundância de indivíduos de invertebrados sobre as plantas em Crinum-Cladietum em que *Tachuris rubrigastra* ocorre e não ocorre em brejos salinos subtropicais, sul do Brasil. A1 – área com ocorrência de *T. rubrigastra*; A2, A3 e A4 – áreas sem ocorrência de *T. rubrigastra*. 91

Tabela 9. Resultados das amostragens de abundância de indivíduos de invertebrados sobre as plantas em áreas de Crinum-Typhetum em que *Phleocryptes melanops* ocorre e não ocorre em brejos salinos subtropicais, sul do Brasil. A1 – área com ocorrência de *P. melanops*; A2 e A3 – área sem ocorrência de *P. melanops*..... 92

Tabela 10. Coordenadas geográficas das áreas amostradas por fitofisionomia em que *Tachuris rubrigastra* e *Phleocryptes melanops* ocorrem (S) e não ocorrem (N) em brejos salinos subtropicais, sul do Brasil. Fornecemos a distância entre os limites de uma fitofisionomia amostrada sem ocorrência e uma mais próxima com ocorrência (A), independente de qual, e de sua respectiva fitofisionomia mais próxima com ocorrência (B). A localização dessas áreas pode ser observada nas Figuras 13 e 14..... 102

Tabela 11. Tamanho amostral de cada variável analisada em fitofisionomias em que *Tachuris rubrigastra* e *Phleocryptes melanops* ocorrem e não ocorrem em brejos salinos subtropicais, sul do Brasil. O primeiro valor de tamanho de amostra refere-se a fitofisionomias com ocorrência das espécies e o segundo a fitofisionomias sem ocorrência. Valor expresso antes da barra (/) refere-se a resultado em área em que as espécies ocorrem e após a áreas em que não ocorrem, ponto e vírgula (;) separar resultados de diferentes áreas amostrais..... 104

RESUMO GERAL

Tachuris rubrigastra e *Phleocryptes melanops* são pequenas aves de brejos, de regiões subtropicais e temperadas, especialmente andino-patagônicas, com populações residentes e migratórias, com informações biológicas fragmentadas e movimentações pouco estudadas. No Brasil, estas espécies ocorrem em um bastante restritivo para a ocupação pelas aves que são os brejos salinos subtropicais, ecossistema recentemente reconhecido e alvo do presente estudo, caracterizado pelo dinamismo da sucessão da vegetação e variações das marés. Para estudar a distribuição e restrição destas aves em parte do litoral do Brasil, realizamos observações fortuitas e sistemáticas, efetuadas entre 1994 e 2015, do litoral sul de São Paulo ao litoral norte de Santa Catarina, Brasil. Registramos três populações residentes de *T. rubrigastra* (totalizando 117,21 ha) e duas de *P. melanops* (totalizando 58,42 ha) em brejos salinos no estuário do interior de baías no estado do Paraná. Também registramos indivíduos migrantes na faixa costeira da região de estudo e no interior de baías. As populações residentes de *T. rubrigastra* e *P. melanops* ocupam uma pequena área do total de brejos existentes na região (5,64% e 2,81%, respectivamente). Ainda assim, registramos perda de área de residência de *T. rubrigastra* por invasão de uma planta nativa *Panicum mertensii* e por invasão de uma planta exótica *Urochloa arrecta*. Corroboramos a proposição de que as áreas de residência são um ecossistema à parte, que sugerimos estar sofrendo tropicalização da flora e ainda retração por avanço de manguezais. Para estudar a seleção de habitat por *T. rubrigastra* e *P. melanops*, caracterizamos as fitofisionomias em áreas que elas ocorrem e as mesmas onde elas não ocorrem no interior da baía de Guaratuba, estado do Paraná, sul do Brasil. Avaliamos características fitossociológicas, percentual de solo exposto, disponibilidade de recurso alimentar e altitude nestas fitofisionomias, entre os anos de 2014 e 2015. Com o objetivo de entender as variações sazonais das populações destas espécies em suas áreas como residentes no interior da baía de Guaratuba, realizamos amostragens de censos de abundância, marcação/recaptura, sexagem para avaliar a possibilidade de migração diferencial por sexo e procura por indivíduos anilhados, entre os final de 2011 e começo 2015. Em relação à seleção de habitat, as espécies ocorrem em um total de quatro fitofisionomias muito simplificadas quanto à flora, caracterizadas pelo domínio de uma ou duas plantas, entre *Schoenoplectus californicus*, *Crinum americanum*, *Cladium jamaicense* e *Typha domingensis*. A cobertura da vegetação (= densidade) é a principal variável para as áreas usadas pelas aves. As aves usaram fitofisionomias com as plantas de estrutura aérea

verticalizada em densidades intermediárias e a de estrutura aérea em forma de roseta (*C. americanum*) em densidade alta. A vegetação usada apresenta três estratos: um inferior, com densidade baixa à moderada, um médio, com densidade moderada à alta, e um superior, com densidade baixa. Densidade “intermediária” no estrato médio provavelmente protege contra predadores e ocultar ninhos, enquanto que menores densidades nos estratos inferior e superior permitiriam o forrageamento. As fitofisionomias selecionadas e não selecionadas pelas aves são os estágios iniciais no processo de formação e sucessão natural dos brejos da região. Os estágios iniciais ocupados pelas aves ocorrem em locais muito restritos, dependentes de deposição natural de sedimentos, assim destacando a vulnerabilidade das populações locais. Especialmente em função dos impactos da mudança climática que podem afetar a deposição de sedimentos. Em relação à sazonalidade, verificamos que ambas as espécies têm maiores abundâncias em dois picos e que os indivíduos anilhados tiveram sazonalidade, e a composição de indivíduos varia conforme os picos de abundância das espécies. Ambas as espécies são sazonais na área amostral, havendo migração parcial em dois turnos, um em período quente do ano e outro em período frio. Propomos que a variação na composição dos indivíduos durante os picos de abundância seja uma adaptação à alta restrição de habitat destas espécies na área de estudo, como forma de reduzir a competição por recursos alimentares e locais de nidificação. A redução em área dos brejos salinos subtropicais poderia ser condizente como um efeito gerador do padrão migratório em dois grupos, o qual seria um resultado para manter um contingente populacional em área de vida rapidamente reduzida.

Palavras-chave: brejo salino subtropical, mudança climática, sazonalidade, seleção de hábitat.

GENERAL ABSTRACT

Tachuris rubrigastra and *Phleocryptes melanops* are small marsh birds that inhabit subtropical and temperate regions, especially andean-patagonian ecosystems, with resident and migratory populations, and for which there exists little information about their life history and few studies on their movements. In Brazil, these species occur in a very restricted habitat, which is subtropical salt marsh, a recently recognized ecosystem and aim of this research, characterized by the dynamic succession and tidal variations. To study the distribution and restriction of these bird species on the Brazilian coast, we conducted incidental and systematic observations between 1994 and 2015, between the southern coast of São Paulo state to the north coast of Santa Catarina state, Brazil. We recorded three resident populations of *T. rubrigastra* (across 117.21 ha) and two of *P. melanops* (across 58.42 ha) in salt marshes inside of bays in the Paraná State. We also recorded migratory individuals in the coastal strip of sampling region and inside the bays. The resident populations of *T. rubrigastra* and *P. melanops* represent a small area of marshes within the region (5.64% and 2.81% respectively). We recorded loss of habitat used by *T. rubrigastra* due to invasion of a native plant and by an exotic plant. We corroborate the idea that the areas of residence of these species are a distinct ecosystem and we suggest that it is suffering a tropicalization of its flora and a retraction due to the advance of mangroves. To study habitat selection by *T. rubrigastra* and *P. melanops*, we characterized the phytophysionomies where the birds occur and where the birds do not occur in Guaratuba bay, state of Paraná, southern Brazil. We evaluated phytosociological features, percentage of exposed soil, food resources, and their availability and altitude in these phytophysionomies between late 2011 and early 2015. With the aim of understanding seasonal variation of the populations of these species in their areas of residence in the inner Guaratuba bay, we censused, ringed, sexed and searched for marked individuals, between 2011 and 2015. In terms of habitat selection, the species occur in four very simple habitats in terms of vegetation types, characterized by the dominance of one or two plants, including *Schoenoplectus californicus*, *Crinum americanum*, *Cladium jamaicense* and *Typha domingensis*. The vegetation cover (= density) is the key variable related to areas selected by the species. The birds selected phytophysionomies with vertical aerial structure of plants in intermediate densities and a rosette-shape aerial structure (*C. americanum*) in high densities. Selected habitat was characterized by three strata: a lower stratum with low to moderate density, a medium stratum with moderate to high density, and a

higher stratum with low density. The intermediate density in the medium stratum appears to protect against predators and for hiding nests, while lower densities in the lower and higher strata allow foraging. The habitat types selected and not selected by the birds are the early stages in the formation and natural succession of the marshes in the region. This may explain the apparent lack of importance of certain variables (e.g. food resources), because the vegetation types used and not used by the birds are all in their early stages, and may be typified by resource levels not selected by the birds. The early stages used by the birds occur in very restricted areas, dependent on natural sediment deposition, thus highlighting the vulnerability of local populations, especially due to the impacts of climate change. In relation to seasonality, we found that both species have the highest abundances in two periods and that ringed individuals were present only seasonally, with a composition that varies with species abundance. Both species are seasonal in the sampling area, with partial migration in two periods, one during the warmer season and another in the colder season. We propose that the replacement of individuals is an adaptation to the high habitat reduction of these species in the study area, in order to reduce competition for food resources and nesting sites. The presumed reduction of subtropical salt marshes in the area could drive the pattern of two periods of migration, which would be an adaptation to maintain the population in a rapidly diminishing area.

Keywords: climate change, habitat selection, seasonality, subtropical salt marsh.

INTRODUÇÃO GERAL

Ambientes de influência fluviomarinha, como brejos, restringem o acesso de pessoas e por essa característica são pouco conhecidos em comparação com outros ambientes, no Brasil, como as florestas. Estudos com brejos no sudeste e sul do país revelaram a presença de três aves desconhecidas da ciência, descritas em 1995 (*Formicivora acutirostris*), 1998 (*Scytalopus iraiensis*) e 2014 (*Formicivora paludicola*), pertencentes a duas famílias bem especiosas, as quais têm nessas espécies os únicos representantes de brejos. Essas descobertas foram feitas nos estados de São Paulo e Paraná, onde as áreas de brejo são bastante reduzidas. Todas são consideradas ameaçadas de extinção, uma delas na mais crítica das três categorias de ameaça e as demais na categoria intermediária. Ambientes antes omitidos e subestimados começaram a ser lembrados após as descrições dessas espécies.

Uma dessas aves recentemente descritas, o bicudinho-do-brejo (*Formicivora acutirostris*), tornou-se hoje uma das poucas espécies no Brasil com estudos de longo prazo. As pesquisas com ela se iniciaram após a sua descrição (1995), mas a partir de 2006 é que ela passou a ser estudada intensamente. Se acumularam 10 anos de pesquisas intensas, as quais também ampliaram o conhecimento sobre os ambientes muito particularizados onde ela vive. A partir do final de 2011, as pesquisas em brejos abrangeram outras espécies e estes ambientes continuaram a ser estudados, inclusive com mais profundidade.

Nestes ambientes, iniciaram-se os estudos envolvendo outras duas espécies de aves de brejos, o bonito-do-piri (*Tachuris rubrigastra*) e bate-bico (*Phleocryptes melanops*), cujas pesquisas foram intensificadas a partir de 2011. Estas aves paludícolas e parcialmente migratórias em diversos locais da América do Sul, são vulneráveis de extinção no estado do Paraná e, apesar de não terem sido descritas recentemente, ainda possuem poucas informações sobre sua distribuição, *status* de ocorrência e habitat que utilizam, enquanto que algumas das poucas informações conhecidas são contraditórias, principalmente as obtidas no Brasil.

O presente trabalho tem por objetivo analisar aspectos da biologia de *T. rubrigastra* e *P. melanops*. Identifica-se suas distribuições em um trecho entre o litoral sul de São Paulo e litoral norte de Santa Catarina, determina-se fatores que afetam a seleção de habitat e, por fim, define-se os padrões sazonais na área amostral.

Capítulo 1: Status de ocorrência de *Tachuris rubrigastra* (Aves: Tachuridae) e *Phleocryptes melanops* (Aves: Furnariidae) em brejos subtropicais no Brasil e extrema restrição a áreas de nidificação

[Revista alvo: *Wetlands*]

Mario Arthur Favretto^{1,7}, Bianca Luiza Reinert^{2,3}, Tiago Machado-de-Souza^{1,2,4}, Cláudia Golec⁵, Marcos Ricardo Bornschein^{2,6}

¹Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal do Paraná, Centro Politécnico, Jardim das Américas, CEP 81531-980, Curitiba, Paraná, Brazil.

²Mater Natura – Instituto de Estudos Ambientais, Rua Lamenha Lins 1080, CEP 80250-020, Curitiba, Paraná, Brazil.

³Laboratório de Biodiversidade, Conservação e Ecologia de Animais Silvestres, Departamento de Zoologia, Universidade Federal do Paraná, Centro Politécnico, Jardim das Américas, CEP 81531-980, Curitiba, Paraná, Brazil.

⁴Laboratório de Ecologia Vegetal, Departamento de Botânica, Universidade Federal do Paraná, Centro Politécnico, Jardim das Américas, Caixa Postal 19031, CEP 81531-980, Curitiba, Paraná, Brazil.

⁵Rua Salgado Filho 550, Ap. 4, CEP 84600-000, União da Vitória, Paraná, Brazil.

⁶Programa de Pós-Graduação em Zoologia, Universidade Federal do Paraná, Centro Politécnico, Jardim das Américas, CEP 81531-980, Curitiba, Paraná, Brazil.

⁷Autor para correspondência; e-mail: marioarthur.favretto@hotmail.com

Resumo. *Tachuris rubrigastra* e *Phleocryptes melanops* são pequenas aves de brejos, de regiões subtropicais e temperadas, especialmente andino-patagônicas. Apresentam populações residentes e migratórias, informações biológicas fragmentadas e movimentações pouco estudadas. Este trabalho tem por objetivo entender o *status* de ocorrência e a distribuição de suas populações em um ecossistema recentemente distinguido. Por meio de observações fortuitas e sistemáticas efetuadas entre 1994 e 2015 do litoral sul de São Paulo ao litoral norte de Santa Catarina (24°50'S-27°15'S), Brasil, registramos três populações residentes de *T. rubrigastra* (totalizando 117,21 ha) e duas de *P. melanops* (totalizando 58,42 ha) em brejos salinos no estuário do interior de baías no estado do Paraná. Também registramos indivíduos associados a migrações na faixa costeira da região de estudo e no interior de baías. As populações residentes de *T. rubrigastra* e *P. melanops* ocupam uma pequena área do total de brejos existentes na região (5,64% e 2,81%, respectivamente). Ainda assim, registramos perda de área usada por *T. rubrigastra* por invasão de uma planta nativa e por invasão de uma planta exótica. Corroboramos a proposição de que as áreas usadas pelas espécies estão sofrendo tropicalização da flora e ainda retração por avanço de manguezais. Essas condições tornam as espécies e o ecossistema estudados vulneráveis à mudança climática e prioritários para a conservação.

Palavras-chave: brejo salino subtropical, *Urochloa arrecta*, tropicalização, mudança climática, extinção local.

Occurrence status of *Tachuris rubrigastra* (Aves: Tachuridae) and *Phleocryptes melanops* (Aves: Furnariidae) in subtropical marshes in Brazil and extreme nesting areas restriction

Abstract. *Tachuris rubrigastra* and *Phleocryptes melanops* are small marsh birds that inhabit subtropical and temperate regions, especially typical of andean-patagonian ecosystems. They

have resident and migratory populations, fragmented biological information and their movements are poor known. We conducted incidental and systematic observations between 1994 and 2015 between the southern coast of São Paulo state to the north coast of Santa Catarina state (24°50'S-27°15'S), Brazil. We recorded three resident populations of *T. rubrigastra* (across 117.21 ha) and two of *P. melanops* (across 58.42 ha) in salt marshes inside of bays in the Paraná State. We also recorded migratory individuals in the coastal strip of sampling region and inside the bays. The resident populations of *T. rubrigastra* and *P. melanops* represent a small area of marshes within the region (5.64% and 2.81% respectively). We recorded loss of habitat used by *T. rubrigastra* due to invasion of a native plant and by an exotic plant. We corroborate the idea that the areas of residence of these species are a distinct ecosystem and we suggest that it is suffering a tropicalization of its flora and a retraction due to the advance of mangroves. These conditions make the bird species and the ecosystem researched vulnerable to the climate change and prior to conservation.

Keywords: climate change, local extinction, *Urochloa arrecta*, subtropical salt marsh, tropicalization.

Introdução

Saber onde vivem espécies de aves e quais são os seus *status* de ocorrência nas áreas onde vivem é uma das questões mais básicas do conhecimento de suas biologias. Pela grande mobilidade das aves e existência de comportamentos migratórios, se faz necessário averiguar se em uma determinada área de ocorrência as espécies são residentes o ano todo (se reproduzem durante um período do ano e permanecem na área mesmo após a reprodução), residentes de verão (se reproduzem e migram para outras regiões), migratórias (ocorrem de passagem ou por um período de tempo sem se reproduzir, o que o fazem noutra região) ou, ainda, acidentais (registros originados de indivíduos perdidos e deslocados de suas rotas

migratórias, por exemplo) (Sick 1985; Belton 1994; Newton 2008). Tais informações precisas são desconhecidas de muitas espécies de aves, em particular da região Neotropical, ou parcialmente desconhecidas, no caso de espécies com populações dispersas em vastas áreas e que podem ter distintos status de ocorrência ao longo do seu gradiente latitudinal de ocorrência (Fjeldså e Krabbe 1990; Fitzpatrick 2004).

De espécies residentes, a extensão geográfica da área de reprodução é uma das variáveis mais utilizadas (e.g. BirdLife International 2000) para a classificação de espécies sob risco de extinção, tanto no âmbito global quanto regional (IUCN 2012). As espécies migratórias, por sua vez, além das ameaças que sofrem em suas áreas de reprodução, ainda estão sujeitas a outras restrições impostas pela migração, como o estado nutricional para a migração (McWilliams et al. 2004) e supressão de habitats em áreas de descanso (Buler e Moore 2011). Recentemente, a mudança climática surge como nova frente de impactos às espécies, afetando as fenologias reprodutivas (Dunn e Winkler 1999; Møller et al. 2010) e migratórias (Marra et al. 2005; Gordo 2007), alterando competição e outras relações entre aves residentes e migratórias (Ahola et al. 2007) e declinando as populações das migratórias que não adaptam as suas fenologias (Møller et al. 2008).

Desse modo, conhecer os *status* de ocorrência de populações é essencial para a compreensão da biologia das espécies e dos eventuais efeitos que sofram pela mudança climática, para, assim, propor medidas conservacionistas efetivas que visem evitar extinções locais. Em situação semelhante de distribuições geográficas fragmentadas e considerável desconhecimento sobre os *status* regionais de ocorrência de populações se encontram o bonito-do-piri *Tachuris rubrigastra* e bate-bico *Phleocryptes melanops*, pequenos Passeriformes paludícolas neotropicais que habitam áreas de vegetação herbácea e são parcialmente migratórios (Ridgely e Tudor 1994; Remsen 2003; De la Peña 2006). Ambas as espécies têm distribuições similares, essencialmente em regiões subtropicais e temperadas

andino-patagônicas, embora as distribuições de cada qual diverjam dependendo das fontes (e.g. Clock [2004] e Remsen et al. [2014] *versus* Schulenberg [2010a; b]). *Tachuris rubrigastra* ocorre em parte do Peru e da Bolívia, em diversas partes da Argentina, Chile, sul do Paraguai, Uruguai e em parte do Brasil (Fjeldså e Krabbe 1990; Ridgely e Tudor 1994). *Phleocryptes melanops* ocorre no Chile e Argentina ao norte até parte do Brasil, Paraguai, Peru (tanto na costa como no altiplano) e, raramente, no leste da Bolívia (Fjeldså e Krabbe 1990; Schulenberg et al. 2007). Em ambas as espécies, populações do sul migram ao norte durante o inverno, mas pouco é conhecido sobre estas movimentações, assim como sobre a origem exata dos indivíduos e seu destino (Clock 2004; Schulenberg 2010a; b; Remsen et al. 2014).

No Brasil, *T. rubrigastra* e *P. melanops* são pouco conhecidos quanto a sua biologia e ecologia. Na literatura geral, são citados como ocorrentes do Rio Grande do Sul até o Rio de Janeiro (Sick 1985). Para Ridgely e Tudor (2009), somente indivíduos vagantes de *T. rubrigastra* ocorreriam no Brasil e para Ridgely et al. (2015), no sudeste, a espécie seria errante casual sulino. Enquanto que, para Sick (1985), apenas os registros dessa espécie mais ao norte do país (Rio de Janeiro) estariam relacionados com migrações. Há ainda um registro antigo de *T. rubrigastra* para o interior do país, no estado do Mato Grosso do Sul (Weinberg 1984), omitido da literatura geral. *Phleocryptes melanops* é residente no Rio de Janeiro (Sick 1962), enquanto que, para Ridgely e Tudor (2009), ele ocorreria ao norte apenas até o litoral de Santa Catarina e, para Ridgely et al. (2015), no sudeste seria um visitante sulino de inverno.

Consultando fontes de âmbito mais regional, no litoral do Brasil *T. rubrigastra* é espécie residente (Maurício e Dias, 1994; Belton 1994) e também migratória austral (Belton 1994) no Rio Grande do Sul, de *status* desconhecido em Santa Catarina (Bege e Marterer 1991), migratória no Paraná (Reinert e Bornschein 1997), residente em São Paulo (Ihering

1898; 1899; 1902; 1914; Ihering e Ihering 1907) e migratória austral no Rio de Janeiro (Sick 1985; Nacinovic et al. 1988; Pacheco 1988). *Phleocryptes melanops*, no litoral do Brasil, é residente no Rio Grande do Sul (Belton 1994), de *status* desconhecido em Santa Catarina (Bege e Marterer 1991), migratório austral no Paraná (Reinert e Bornschein 1997), residente em São Paulo (Ihering 1898; 1899; 1900; 1902) e residente no Rio de Janeiro (Sick 1985; Mallet-Rodrigues 2012).

Evidencia-se o cenário de informações conflitantes na literatura e, mais relevante, de informações fragmentadas sobre a migração e o *status* de ocorrência dessas espécies, não se permitindo compreender aonde de fato reproduzem e migram, e com que regularidade migram, merecendo confirmação o suposto padrão de populações residentes muito distantes umas das outras. No presente estudo, nosso objetivo é entender o *status* de ocorrência de *T. rubrigastra* e *P. melanops* em uma grande região do sudeste e sul do Brasil e estimar a extensão da área de populações residentes encontradas.

Materiais e Métodos

Registro das espécies

Para o registro de *T. rubrigastra* e *P. melanops*, efetuamos esforços fortuitos e sistematizados de campo. Os fortuitos, realizamos de 1997 até junho de 2015, desde o litoral sul do estado de São Paulo até o litoral norte do estado de Santa Catarina, abrangendo os extremos de 24°50'S-27°15'S. Efetuamos de uma a 10 campanhas por ano, com três a 12 dias de duração, cada uma. Por esse método, totalizamos ao menos três campanhas em São Paulo, 10 em Santa Catarina e 15 no Paraná. Os esforços sistematizados, efetuamos em duas regiões do litoral do estado do Paraná: entre Pontal do Sul e Matinhos (25°34'S-25°47'S) e na baía de Guaratuba (25°50'S-25°55'S). Entre Pontal do Sul e Matinhos, trabalhamos durante os anos de 1994 e 1996, com amostragens mensais, normalmente de três dias, mas também com

até 60 dias consecutivos de campo (cerca de 1300 h de observações). Na baía de Guaratuba, trabalhamos durante janeiro de 2006 até dezembro de 2015, com amostragens mensais, de um a seis dias de campo, mas também com até 170 dias consecutivos de campo (cerca de 8400 h de observações).

Realizamos as buscas por *T. rubrigastra* e *P. melanops* nos deslocando de carro ou de barco para os locais com ocorrência ou potencial ocorrência de brejos; uma vez localizados os ambientes alvo, nos deslocamos a pé na vegetação. Por vezes, também nos deslocamos de barco e remo ao lado da vegetação de brejos. Durante estas diferentes formas de deslocamento, realizamos observações por meio de binóculos e atração de indivíduos com *playback* de suas vocalizações. Para auxiliar na localização de áreas de brejos, efetuamos pesquisas em imagens de satélite e fotografias aéreas em diferentes escalas. Também procuramos por áreas com potencial ocorrência de brejos em cartas topográficas de diferentes escalas.

Dos locais de registro de indivíduos e ninhos concluídos das espécies, anotamos as coordenadas geográficas por meio de GPS (Datum WGS84), a quantidade de indivíduos avistados (e se jovens estavam presentes) e descrevemos detalhadamente a vegetação dos locais. Marcamos todos os registros de indivíduos e ninhos das espécies que obtivemos ainda no campo, sobre cartas topográficas na escala 1:50.000 ou em fotografias aéreas na escala 1:25.000, nesse caso com uso de lápis dermatográficos. Eventualmente, coletamos espécies de plantas para posterior envio a especialistas para a obtenção da identificação. Preparamos o material botânico em campo e, posteriormente, o exsicatamos. Depositamos as exsicatas nos herbários do Departamento de Botânica (UPCB) e de Ciências Florestais (EFC) da Universidade Federal do Paraná. Identificamos os diferentes tipos de ambientes segundo a classificação de Reinert et al. (2007).

Mapeamento de áreas

Utilizamos os dados de campo para definir áreas com reprodução das espécies e sem reprodução. Para tal, consideramos áreas com registros de ninhos, registros de indivíduos juvenis e com registros de vários indivíduos adultos como sendo áreas de reprodução (= áreas de residentes). Por sua vez, consideramos áreas sem ocorrência de ninhos, sem ocorrência de juvenis e com registros de poucos indivíduos adultos como sendo áreas de migração das espécies (de passagem de indivíduos em migração; = áreas de migrantes). Após a impressão do mapeamento das áreas de residentes (vide abaixo), consideramos os polígonos mapeados mais próximos entre si e distantes pelo menos 10 km de outros polígonos como pertencentes a uma população residente da espécie.

Dos locais que consideramos como áreas de residentes, efetuamos o mapeamento de cada fitofisionomia com registro de indivíduos e ninhos até o limite de continuidade dessas fitofisionomias, ou seja, até o momento em que eram interrompidas por rios ou vegetação arbórea. Em um primeiro momento, fizemos esse mapeamento com os registros obtidos até meados de 2001, iniciando com digitalização de fotografias aéreas pancromáticas (escala 1:25.000; vide abaixo), interpretação das fitofisionomias e vetorização dos seus perímetros (até o limite da continuidade, conforme acima) no programa Auto CAD 14.0, nesses casos com ampliação de cada fotografia até aproximadamente a escala 1:8.000. Após, os arquivos das fotografias e das vetorizações foram georreferenciados no programa ENVI 3.2, por empresa contratada, com a inserção de coordenadas UTM utilizando-se no mínimo de três pontos notáveis, cujas coordenadas foram tomadas da base cartográfica (1:25.000 e 1:50.000). Na sequência, efetuou-se a mosaicagem das fotografias e seus respectivos vetores, utilizando-se dos programas ENVI 3.2 para o mosaico das fotos (base de dados Raster) e ArcView 3.2 para o mosaico dos dados vetoriais. Com o uso desse último programa, ainda se

realizou o processo de edição, que consistiu em dar integridade a todos os polígonos vetorizados. A partir de então, obteve-se a área (em ha) dos polígonos.

As fotografias aéreas que utilizamos foram as do voo de 1980 do estado do Paraná, a nós reveladas pela empresa AEROSUL – Levantamentos Aeroespaciais e Consultoria S.A., detentora dos negativos. Efetuamos conferências em campo dos padrões de fitofisionomias mapeados, com alto grau de acerto (quase 100%).

Utilizamos os dados obtidos após 2001 para refazer o mapeamento das áreas das populações residentes de cada espécie em uma região (baía de Guaratuba). Efetuamos os mesmos procedimentos em campo e de mapeamento citados acima, mas, nesse caso, mapeando as fitofisionomias diretamente no programa Google Earth (versão 7.1.5.1557) e medindo os polígonos no programa GE Patch (versão 1.4.6). A quantificação de área das populações residentes de ambas as espécies nesse mapeamento resultou valores menores em comparação com o mapeamento prévio (anterior a 2001). Por julgarmos que essa redução se deveu a uma melhor capacidade de reconhecer fitofisionomias nas imagens orbitais do Google Earth, ao invés de se tratar de eventuais alterações nas distribuições das populações, utilizamos dos dados do mapeamento recente dessa região nos resultados.

De todas as populações residentes, verificamos se houve perda de área (levantada pelos dados até 2001) por invasão da exótica *Urochloa arrecta* (Poaceae), que tem ampliado sua ocorrência e dominância nos brejos, impedindo a ocorrência de aves (e.g. *Formicivora acutirostris*) nas áreas invadidas (Reinert et al. 2007). Para tal, digitalizamos o mapeamento de 2001 no Google Earth, repassando o resultado desse mapeamento impresso em fotocartas na escala 1:20.000. Áreas mapeadas como de ocorrência e atualmente dominadas por *U. arrecta* consideramos como áreas subtraídas, em acordo com Reinert et al. (2007). Essa subtração de áreas ocorreu entre 1980, ano de obtenção das fotografias aéreas usadas para o

primeiro mapeamento, e outubro de 2014, data das imagens orbitais do Google Earth usadas para as comparações.

Resultados

Áreas de registro como residentes

Registramos três populações residentes de *T. rubrigastra* e duas de *P. melanops* entre o litoral sul de São Paulo e o litoral norte de Santa Catarina, especificamente em brejos de maré sujeitos à variação diária das marés, situados no estado do Paraná (Fig. 1). As populações residentes de *T. rubrigastra* situam-se no interior da baía de Antonina (município de Antonina; 25°21'21"S, 48°44'31"W; Fig. 2A), confluência dos rios dos Neves e Nhundiaquara (municípios de Antonina e Morretes; 25°29'07"S, 48°44'27"W; Fig. 2B) e interior da baía de Guaratuba (município de Guaratuba; 25°51'28"S, 48°44'28"W; Fig. 2C). As populações residentes de *P. melanops* situam-se nas mesmas regiões das de *T. rubrigastra* (Figs. 3A, B), com exceção da baía de Antonina, onde não registramos população residente de *P. melanops*. Confirmamos haver reprodução dessas espécies na confluência dos rios dos Neves e Nhundiaquara e no interior da baía de Guaratuba pelo encontro de ninhos; inferimos haver reprodução de *T. rubrigastra* no interior da baía de Antonina pela quantidade de indivíduos registrados (ver adiante).

A maior parte das áreas com populações residentes de *T. rubrigastra* são dominadas por *Schoenoplectus californicus* (Cyperaceae) e por essa espécie e *Crinum americanum* (Amaryllidaceae); as demais, o são por *Cladium jamaicense* (Cyperaceae) e *C. americanum*. A maior parte das áreas com populações residentes de *P. melanops* são, igualmente, dominadas por *S. californicus* e por essa espécie e *C. americanum*; as demais, o são por *Typha domingensis* (Typhaceae) e *C. americanum*.

Estimamos a área de ocorrência das populações residentes de *T. rubrigastra* em 117,21 ha, sendo 40,68 ha no interior da baía de Antonina, 55,29 ha na confluência dos rios dos Neves e Nhundiaquara e 21,24 ha no interior da baía de Guaratuba. Comparando os mapeamentos (de antes e após 2001), verificamos que houve perda de área por invasão da exótica *U. arrecta* na população do interior da baía de Antonina (11,26 ha). Restringimos o início da invasão dessa exótica para após o ano de 2000, pois nos campos que efetuamos imediatamente antes, não detectamos áreas invadidas. Estimamos a área de ocorrência das populações residentes de *P. melanops* em 58,42 ha, sendo 44,31 ha na confluência dos rios dos Neves e Nhundiaquara e 14,11 ha na baía de Guaratuba.

Áreas de registro como migrantes

As demais áreas com ocorrência de ambas as espécies entre o litoral sul de São Paulo e litoral norte de Santa Catarina referem-se a locais com registros de indivíduos isolados, sem evidência de reprodução. Na região de estudo, efetuamos registros de *T. rubrigastra* como migrante no acrescido de marinha em Pontal do Sul (25°35'07"S, 48°21'40"W; Fig. 1), município de Pontal do Paraná, estado do Paraná, com a observação de um indivíduo em 08 de setembro de 1992, 25 de setembro de 1993, 20 a 23 de junho de 1995, 12 de agosto de 1995 e, recentemente, um indivíduo por meio de registro visual em 7 de julho de 2015. Um indivíduo também foi observado nesse local por F. Sagot, em maio de 1993. Ainda ouvimos e gravamos um indivíduo no rio Palmital (26°03'01"S, 48°48'25"W), município de Garuva, estado de Santa Catarina, em data não anotada de 1999. Um indivíduo foi observado por P. Scherer-Neto em 26 de agosto de 1993 na Barra do Superagui (25°27'44"S, 48°12'58"W), ilha do Superagüi, município de Guaraqueçaba, estado do Paraná, local que procuramos intensivamente pela espécie em meses de verão e inverno, sem sucesso.

Efetuamos registros de *P. melanops* como migrante no acrescido de marinha em Pontal do Sul, com a observação de um a seis indivíduos nos meses de março, maio, junho e setembro, entre 1993 e 1996, especificamente nas seguintes datas: 29 e 30 de maio de 1993, 02 de junho de 1993, 18 e 19 de setembro de 1993, 26 de março de 1994, 05 de setembro de 1994, 02 a 06 de maio de 1995, 19 de abril de 1995 e 19 de abril de 1996. Recentemente, vimos dois indivíduos nessa localidade em 7 de julho de 2015. Também observamos um indivíduo no balneário Ipacaray (25°45'15"S, 48°30'26"W), município de Matinhos, estado do Paraná, em 10 de agosto de 1995, um indivíduo na margem esquerda do rio Guaraguaçu (25°37'32"S, 48°28'45"W), município de Paranaguá, estado do Paraná, em data não anotada de 1996, um indivíduo na margem esquerda do rio Itajaí-Açu (26°53'06"S, 48°41'02"W), município de Navegantes, estado de Santa Catarina, em data não anotada de 1999, e um indivíduo no rio Tagaçaba (25°14'23"S, 48°26'17"W), Reserva Particular do Patrimônio Natural do Papagaio-de-Cara-Roxa, município de Guaraqueçaba, estado do Paraná, em 28 de maio de 2001.

Na Barra do Superagui, acrescido de marinha em Pontal do Sul e balneário Ipacaray, observamos uma ou ambas as espécies em brejos intercordões dominados por *T. domingensis* ou *C. jamaicense*. No rio Tagaçaba, observamos *P. melanops* em um brejo de maré dominados por *S. californicus* e *C. americanum*.

Discussão

Status de ocorrência

Os registros de *T. rubrigastra* e *P. melanops* na região de estudo indicam que essas espécies apresentam dois *status* de ocorrência localmente: o de residentes, onde há evidência de reprodução, e o de migrantes, durante o período frio (outono ao começo da primavera – março a setembro). Registros associados com migração ocorreram em brejos na faixa costeira

próximo ao mar e em estuário mais interiorizado. A sobreposição de populações migratórias em região com populações residentes é esperada, pois as populações migratórias austrais dessas espécies (Blendinger e Alvarez 2002; Cardoni et al. 2008; Llanos et al. 2011) migram ao norte passando por áreas onde se tem somente populações residentes ao longo do ano (Clock 2004; Remsen et al. 2014). Não se pode descartar a possibilidade de que em algumas das regiões onde se presume haver essa sobreposição de populações migratórias com residentes (vide Clock 2004; Remsen et al. 2014) se tenha, na verdade, substituição de populações, com as migratórias chegando do sul enquanto as residentes, neste caso residentes de verão, estão migrando para o norte. Nessas regiões, a presença das espécies ao longo dos meses do ano dificultaria perceber a substituição de populações, o que poderia ser confirmado com anilhamento e/ou censos com evidência de flutuações populacionais e, principalmente, com trabalhos de diferenças genéticas (Pérez-Tris et al. 2004).

Desconhecemos a regularidade dos indivíduos migratórios na região de estudo ao longo dos anos e as suas origens, que tanto poderiam ser de regiões austrais como emigrações das próprias áreas de nidificação da região de estudo. Nesse caso, seria esperada uma migração de parte da população, apenas, uma vez que as duas espécies estão presentes todo o ano nas regiões de nidificação. Migração de uma parte apenas da população em área de residência foi verificada em *P. melanops* no centro-oeste da Argentina (Blendinger e Alvarez 2002). *Tachuris rubrigastra* é considerado como migrante austral em certas áreas do Rio Grande do Sul (Belton 1994) e como migrante austral no Rio de Janeiro (Pacheco 1988), demonstrando que ao menos essa espécie migra em larga escala pela costa brasileira, passando pela região de estudo.

Extensão geográfica das populações residentes

As áreas de ocorrência das populações residentes de *T. rubrigastra* e de *P. melanops* representam 5,64 e 2,81 %, respectivamente, do que existe de brejos na região englobada por essas populações (entre a baía de Antonina e baía de Guaratuba). A extensão de brejos nessa região, que totaliza 2.077,96 ha (Bornschein 2001), já representa uma área reduzida, mas os percentuais ocupados pelas espécies são valores extremamente reduzidos. As populações residentes das duas espécies ocorrem em brejos de maré, uma formação aberta dominada por herbáceas, presente em áreas que sofrem influência direta ou indireta do nível d'água originado do regime de marés (Reinert et al. 2007). Estes brejos totalizam 1.345,25 ha entre a baía de Antonina e de Guaratuba (Bornschein 2001). Desse valor, as áreas de ocorrência das populações residentes de *T. rubrigastra* e *P. melanops* representam 8,71% e 4,34%, respectivamente.

Ambas as espécies ocorrem em brejos de maré com o domínio de uma ou apenas duas espécies de plantas, e essas situações ocorrem onde há maior salinidade na água. Em amostragens de flora em 50 m² na baía de Guaratuba, registraram-se de uma a quatro espécies de plantas por parcela de 1 m², com um total de cinco espécies de plantas registradas, em local com até 11% de salinidade, de uma a oito espécies por parcela, com um total de 12, em local com até 5% de salinidade, e de cinco a 17 espécies por parcela, com um total de 26, em local sem salinidade, mas ainda com influência diária do regime das marés (Reinert et al. 2007; MRB et al. dados inéditos – sobre salinidade). Densidades reduzidas de plantas podem oferecer maior condição de deslocamento para as aves se alimentarem e maior acesso ao material para construir ninho, por exemplo (Bradbury e Bradter 2004; Darolová et al. 2014). Ambas as espécies de aves, ao menos localmente, usam especialmente *S. californicus* para a construção de seus ninhos (MAF et al. dados inéditos) e *T. rubrigastra* utiliza exclusivamente fibras da bráctea foliar dessa planta para a estrutura do seu ninho, usando de outros vegetais

apenas para forrar a câmara incubatória (MRB et al. dados inéditos). Como a bráctea fica próxima ao solo, se faz necessário espaço para *T. rubrigastra* acessar o solo e se deslocar rente ao solo; mais espaço livre rente ao solo se verifica comumente em brejos com reduzida densidade de espécies de plantas (MAF et al. dados inéditos).

A fitofisionomia de brejos de maré com domínio de poucas espécies foi denominada de brejo salino subtropical (Bornschein et al. no prelo). Brejos salinos subtropicais são um ecossistema que ocorre em associação com manguezais, que é o ambiente das planícies de marés de áreas de clima tropical (Doody 2001), e que apresentam reduzida representatividade de áreas com *Spartina* spp. (Poaceae), espécie que predomina nos brejos de maré de clima temperado (Doody 2001). Os brejos salinos subtropicais ocorrem entre o litoral centro-norte do estado de São Paulo e o litoral central do estado de Santa Catarina (23°54'S-27°30'S), tem reduzida representatividade em área (< 20.000 ha) (Bornschein et al. no prelo) e são caracterizados pela fitofisionomia dominada por *S. californicus* e *C. americanum* (MRB, dados inéditos).

Conservação

A reduzida quantidade de populações residentes das aves estudadas e a alta restrição em área dessas populações, as quais se situam em um tipo particular de ecossistema (brejo salino subtropical), igualmente muito restrito geograficamente, ressaltam a vulnerabilidade natural dessas populações. Ainda, a invasão dos brejos salinos subtropicais por plantas exóticas, especialmente *U. arrecta*, é contínua e progressiva (MRB et al. dados inéditos). Quando muito intensa, a contaminação biológica por essa planta pode ser considerada como um impacto supressor de área, tal qual ratificamos aqui, visto que as plantas nativas desaparecem em função do sombreamento e sufocamento provocado pelo acúmulo de

estolões da exótica, culminando na consequente inutilização das áreas por certas espécies de aves (Flanders et al. 2006; Reinert et al. 2007).

Os brejos salinos subtropicais também estão sendo modificados pelo incremento em riqueza e densidade de plantas. Isso está ocorrendo ao longo de toda a região acima especificada, com vastas áreas de *S. californicus* e *C. americanum* sendo substituídas por *Panicum mertensii* (Poaceae) e *Eichhornia crassipes* (Pontederiaceae), por exemplo (MRB dados inéditos). Quatro áreas de nidificação de *T. rubrigastra* na população do interior da baía de Guaratuba, totalizando 1,44 ha, utilizada pela espécie pelo menos de 2007 até 2011, deixaram de ser ocupadas, a partir de então. Uma delas (0,62 ha na ilha do Jundiaquara, 25°52'24"S, 48°45'28"W) em função da substituição de *S. californicus* por *P. mertensii*, como planta dominante (MRB dados inéditos). (Este total de 1,44 ha não foi incluso no mapeamento apresentado). Essa substituição na dominância de *S. californicus* por *P. mertensii* também se verificou em todas as demais áreas outrora dominadas por *S. californicus* na ilha do Jundiaquara, e a população residente de *T. rubrigastra* está gradualmente reduzindo ali, como evidenciam censos mensais realizados pelos autores desde outubro de 2011 até março de 2016 (MRB et al. dados inéditos).

Provavelmente ocorreu outra situação de desaparecimento local de populações residentes de *T. rubrigastra* e *P. melanops*, em Iguape, litoral do estado de São Paulo, possivelmente pela modificação da vegetação. Apesar de a região estar fora da área de estudo, também se encontram ali brejos salinos subtropicais (Bornschein et al. no prelo). A nidificação de *T. rubrigastra* em Iguape foi confirmada por Ihering (1898; 1899; 1902; 1914) por meio da coleta de ninhos e ovos (obtidos possivelmente por R. Krone). Um exemplar juvenil no Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo – MZUSP (MZUSP 1950), coletado na mesma localidade por R. Krone em 12 de dezembro de 1898 (vide Pinto 1944; Schneider e Sick 1962), também indica a sua atividade reprodutiva na área naquela época. A

nidificação de *P. melanops* em Iguape – ou somente genericamente “São Paulo”, mas referindo-se a Iguape – foi confirmada por Ihering (1898; 1899; 1900; 1902). Os dados de Ihering devem fundamentar-se, ao menos em parte, em dois ninhos no MZUSP, um deles coletado por R. Krone e doado ao museu em 1900 e o segundo em exposição, sem dados adicionais. Há ainda outro ninho no MZUSP que foi encontrado por Olalla na margem do rio Ribeira de Iguape, em 6 de junho de 1969, vazio (segundo dados do rótulo). O ninho acha-se fixo em algumas hastes de *S. californicus* e no caule de *Polygonum* sp. (Polygonaceae; MRB obs. pess.). A permanência de populações residentes dessas espécies em Iguape não é confirmada, apenas a presença de indivíduos nas estações frias. No MZUSP, existem 24 exemplares de *T. rubrigastra* obtidos nessa localidade por Olalla, Krone e outros entre os meses de maio e agosto, no caso nos anos de 1893 (um exemplar), 1936 (um exemplar), 1946 (um exemplar) e 1969 (21 exemplares). De *P. melanops*, o MZUSP possui 11 peles coletadas em Iguape em 1969 por Olalla, das quais oito nas datas de 21 de maio, 31 de maio e 2 de junho e as demais sem anotação do dia e mês de coleta. Tentativas dos presentes autores em encontrar populações residentes dessas duas espécies em Iguape, entre 7 e 12 de fevereiro de 2000 e em 28 e 29 de abril de 2015, falharam. Apenas um indivíduo de *P. melanops* foi encontrado nas duas datas. Verificou-se que ainda hoje *S. californicus* é uma espécie abundante em Iguape, mas em situações com muita densidade de outras plantas, inclusive da exótica *U. arrecta*, e não em situações de dominância, tal qual verificado nas populações residentes estudadas. *Polygonum* sp. foi encontrado em Iguape pelos autores em 2015, em uma das raras situações onde *C. americanum* foi visto consorciado com *S. californicus* como espécies dominantes, tal qual nas populações residentes no Paraná, mas as manchas dessa fitofisionomia eram muito pequenas e ilhadas por brejos com grande densidade de plantas, incluindo a exótica *U. arrecta*.

Brejos salinos subtropicais também estão retraindo em área pelo avanço de manguezais de *Laguncularia racemosa* (Combretaceae) e *Rhizophora mangle* (Rhizophoraceae) em todas as populações das espécies de aves na área de estudo (MRB et al., dados inéditos). Isso é bastante relevante, visto serem os manguezais típicos de clima tropical (Doody 2001) e *R. mangle* ser uma provável espécie colonizadora recente no sudeste e sul do Brasil (Pil et al. 2011).

Ainda destacamos que os brejos salinos, que são talvez o mais importante, mas incompreendido, dos principais ecossistemas do mundo (Gedan et al. 2011), estão vulneráveis a vários impactos da mudança climática (Hartig et al. 2002; Gedan et al. 2009; Woodrey et al. 2012; Smith 2014). A elevação do nível do mar, aumento na temperatura e mudanças na precipitação e vazão dos rios representarão impactos significativos nos ambientes estuarinos (onde se concentram brejos salinos) e criarão novas ondas de inundação (Marengo 2006). Modelos de mudança climática predizem um aumento no nível do mar em até 0,74 m entre 2080 e 2100 (IPCC 2014; ver também IPCC 2001; 2007; Church e White 2006), o que poderá acarretar uma drástica redução no habitat de espécies estuarinas, mais suscetíveis e vulneráveis à subida do nível do mar (Erwin et al. 2006; IPCC 2007). A elevação do nível do mar, que já totalizou 0,19 m entre 1901 e 2010 (IPCC 2014), pode eliminar aproximadamente 1% dos manguezais ao ano (Marengo 2006), mas o impacto pode ser ainda mais severo se a sedimentação nos estuários não elevar a altura do solo em proporção equivalente (Erwin et al. 2006; Takekawa et al. 2006).

Finalizando, destacamos que o gradual enriquecimento em espécies de plantas e adensamento das fitofisionomias dos brejos salinos subtropicais e a subtração em área pelo avanço de manguezais são sugestivos de que está havendo uma tropicalização da flora dos brejos salinos subtropicais e avanço de ecossistema tropical (manguezal) sobre um subtropical. Se confirmado, pode-se esperar ocorrerem impactos sobre as populações de aves

migratórias e pode-se esperar a gradual retração das populações residentes de *T. rubrigastra* e *P. melanops* na região estudada, com possibilidade de novas extinções locais. As espécies de caráter mais subtropical em suas distribuições geográficas, como as estudadas, são uma oportunidade de pesquisa para se avaliar os efeitos da suposta tropicalização da região e da mudança climática, pois tenderiam a ser mais suscetíveis, respondendo mais rapidamente a impactos e, assim, evidenciando antecipadamente possíveis ações de manejo necessárias.

Referências

- Ahola MP, Laaksonen T, Eeva T, Lehtikoinen E (2007) Climate change can alter competitive relationships between resident and migratory birds. *Journal of Animal Ecology* 76: 1045-1052
- Bege LAR, Marterer BTP (1991) Conservação da avifauna na região sul do Estado de Santa Catarina - Brasil. Fundação do Meio Ambiente – FATMA, Florianópolis
- Belton W (1994) Aves do Rio Grande do Sul: distribuição e biologia. Ed. UNISINOS, São Leopoldo
- BirdLife International (2000) Threatened birds of the world. Lynx Edicions e BirdLife International, Barcelona e Cambridge
- Blendiger PG, Alvarez ME (2002) Ensembles de aves de los bañados de Carilauquen (Laguna Llanquanelo, Mendoza, Argentina): consideraciones para su conservación. *El Hornero* 17: 71-83
- Bornschein MR (2001) Formações pioneiras no litoral centro-sul do Paraná: identificação, quantificação de áreas e caracterização ornitofaunística. Dissertation, Universidade Federal do Paraná

- Bornschein MR, Reinert BL, Machado-de-Souza T, Golec C, Whitney BM, Favretto MA. Abundance, seasonality, and conservation of the Subtropical Doradito *Pseudocolopteryx acutipennis* on the coast of Brazil. *The Wilson Journal of Ornithology* (*submitted*)
- Bradbury RB, Bradter U (2004) Habitat associations of Yellow Wagtails *Motacilla flava flavissima* on lowland wet grassland. *Ibis* 146: 241-246
- Buler JJ, Moore FR (2011) Migrant-habitat relationships during stopover along an ecological barrier: Extrinsic constraints and conservation implications. *Journal of Ornithology* 152: 101-112
- Cardoni DA, Favero M, Isacch JP (2008) Recreational activities affecting the habitat use by birds in Pampa's wetlands, Argentina: Implications for waterbird conservation. *Biological Conservation* 141: 797-806
- Church JA, White NJ (2006) A 20th century acceleration in global sea-level rise. *Geophysical Research Letters*. 33: L01602
- Clock B (2004). Many-colored Rush-tyrant (*Tachuris rubrigastra*). In: del Hoyo J, Elliott A, Sargatal J, Christie DA, de Juana E (eds) (2014) *Handbook of the birds of the world alive*. Lynx Edicions, Barcelona. Available <http://www.hbw.com/node/57253> Accessed 27 Nov 2015
- Darolová A, Křištofik J, Hoi H (2014) Vegetation type variation in marsh habitats: does it affect nest site selection, reproductive success, and maternal investment in Reed Warblers? *Journal of Ornithology* 155: 997-1008
- De la Peña MR (2006) Observaciones de campo en la forma de capturar el alimento por algunas aves. *Revista FAVE – Ciencias Veterinarias* 5(1-2): 25-35
- Donnelly A, Cooney T, Jennings E, Buscardo E, Jones M (2009) Response of birds to climatic variability; evidence from the western fringe of Europe. *International Journal of Biometeorology* 53: 211-220.

- Doody JP (2001) Coastal conservation and management: An ecological perspective. Kluwer Academic Publishers, Massachusetts
- Dunn PO, Winkler DW (1999) Climate change has affected the breeding date of tree swallows throughout North America. *Proceedings of the Royal Society of London B* 266: 2487-2490
- Erwin RM, Sanders GM, Prosser DJ, Cahoon DR (2006) High tides and rising seas: Potential effects on estuarine waterbirds. In: Greenberg R, Maldonado JE, Droege S, McDonald MV (eds) *Terrestrial vertebrates of tidal marshes: Evolution, ecology, and conservation Studies in Avian Biology* 32: 214-228
- Fitzpatrick J (2004) Tyrant-flycatchers (Tyrannidae). In: del Hoyo J, Elliott A, Sargatal J, Christie DA, de Juana E (eds) (2014) *Handbook of the Birds of the World Alive*. Lynx Edicions, Barcelona. Available <http://www.hbw.com/node/52297> Accessed 4 Dec 2015
- Fjeldså J, Krabbe N (1990) *Birds of the high Andes*. Apollo Books, Denmark
- Flanders AA, Kuvlesky Jr. WP, Ruthven III DC, Zaiglin RE, Bingham RL, Fulbright TE, Hernández F, Brennan LA (2006) Effects of invasive exotic grasses on south Texas rangeland breeding birds. *The Auk* 123: 171-182
- Gedan KB, Altieri AH, Bertness MD (2011) Uncertain future of New England salt marshes. *Marine Ecology Progress Series* 434: 229-237
- Gedan KB, Silliman BR, Bertness MD (2009) Centuries of human-driven change in salt marsh ecosystem. *Annual Review of Marine Science* 1: 117-141.
- Gordo O (2007) Why are bird migration dates shifting? A review of weather and climate effects on avian migratory phenology. *Climate Research* 35: 37-58
- Hartig EK, Gornitz V, Kolker A, Mushacke F, Fallon D (2002) Anthropogenic and climate-change impacts on salt marshes of Jamaica Bay, New York city. *Wetlands* 22: 71-89
- Ihering H von (1898) As aves do Estado de São Paulo. *Revista do Museu Paulista* 3: 113-476

- Ihering H von (1899) On the ornithology of the State of São Paulo, Brazil. Proceedings of the Zoological Society of London: 508-517
- Ihering H von (1900) Catálogo crítico-comparativo dos ninhos e ovos das aves do Brasil. Revista do Museu Paulista 4: 191-300
- Ihering H von (1902) Contribuições para o conhecimento da ornithologia de São Paulo. Revista do Museu Paulista 5: 261-329
- Ihering H von (1914) Novas contribuições para a ornithologia do Brasil. Revista do Museu Paulista 9: 411-448
- Ihering H von, Ihering R von (1907) As aves do Brasil. Typographia do Diário Oficial, São Paulo
- IPCC (2001) Summary for policymakers: Climate change 2001. Impacts, adaptation, and vulnerability. Cambridge University Press, Cambridge
- IPCC (2007) Cambio climático 2007: informe de síntesis. Cambridge University Press, Cambridge
- IPCC (2014) Summary for Policymakers. In: Stocker TF, Qin D, Plattner G-K, Tignor M, Allen SK, Boschung J, Nauels A, Xia Y, Bex V, Midgley PM (eds) Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of working group I to the fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge
- Llanos FA, Failla M, García GJ, Giovine PM, Carbajal M, González PM, Barreto DP, Quillfeldt P, Masello JF (2011) Birds from the endangered Monte, the steppes and coastal biomes of the province of Río Negro, northern Patagonia, Argentina. Check List 7: 782-797
- Mallet-Rodrigues F (2012) O estado do Rio de Janeiro como limite sul e norte de distribuição de algumas espécies de aves. Iheringia. Série Zoologia 102: 438-447

- Marengo JA (2006) Mudanças climáticas globais e seus efeitos sobre a biodiversidade – caracterização do clima atual e definição das alterações climáticas para o território brasileiro ao longo do Século XXI. Ministério do Meio Ambiente, Brasília
- Marra PP, Francis CM, Mulvihill RS, Moore FR (2005) The influence of climate on the timing and rate of spring bird migration. *Oecologia* 142: 307-315
- Mauricio GN, Dias RA (1994) Distribuição sazonal e registro da nidificação de *Tachuris rubrigastra* (Passeriformes: Tyrannidae) no Rio Grande do Sul. Resumos. IV Congresso Brasileiro de Ornitologia, Recife
- McWilliams SR, Guglielmo C, Pierce B, Klaassen M (2004) Flying, fasting, and feeding in birds during migration: A nutritional and physiological ecology perspective. *Journal of Avian Biology* 35: 377-393
- Møller AP, Flensted-Jensen E, Klarborg K, Mardal W, Nielsen JT (2010) Climate change affects the duration of the reproductive season in birds. *Journal of Animal Ecology* 79: 777-784
- Møller AP, Rubolini D, Lehikoinen E (2008) Populations of migratory bird species that did not show a phenological response to climate change are declining. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 105: 16195–16200
- Nacinovic JB, Teixeira DM, Luigi G (1988) Novas adendas para a avifauna do Rio de Janeiro, Brasil. Resumos. XV Congresso Brasileiro de Zoologia, Curitiba
- Newton I (2008) *The migration ecology of birds*. Elsevier, London
- Pacheco JF (1988) Acréscimos à lista de aves do município do Rio de Janeiro. *Boletim FBCN* 23: 104-120
- Pérez-Tris J, Bensch S, Carbonell R, Helbig AJ, Tellería JL (2004) Historical diversification of migration patterns in a Passerine bird. *Evolution* 58: 1819-1832

- Pil MW, Boeger MRT, Muschner VC, Pie MR, Ostrensky A, Boeger WA (2011) Postglacial north-south expansion of populations of *Rhizophora mangle* (Rhizophoraceae) along the Brazilian coast revealed by microsatellite analysis. *American Journal of Botany* 98: 1031-1039
- Pinto OM de O (1944) Catálogo das aves do Brasil e lista dos exemplares na coleção do Departamento de Zoologia. 2ª Parte. Ordem Passeriformes (continuação): Superfamília Tyrannoidea e Subordem Passeres. Departamento de Zoologia, Secretaria de Agricultura de São Paulo, São Paulo
- Pounds JA, Fogden MPL, Campbell JH (1999) Biological response to climate change on a tropical mountain. *Nature* 398: 611-615
- Reinert BL, Bornschein MR (1997) Acrecido de marinha em Pontal do Paraná: uma área a ser conservada para a manutenção das aves dos campos e banhados do litoral do Paraná, Sul do Brasil. In: Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação, Vol. II: Trabalhos Técnicos. *Anais...* Curitiba: Instituto Ambiental do Paraná – IAP, Universidade Livre do Meio Ambiente – UNILIVRE e Rede Nacional Pró Unidades de Conservação. pp. 875-889
- Reinert BL, Bornschein MR, Firkowski C (2007) Distribuição, tamanho populacional, habitat e conservação do bicudinho-do-brejo *Stymphalornis acutirostris* Bornschein, Reinert e Teixeira, 1995 (Thamnophilidae). *Revista Brasileira de Ornitologia* 15: 493-519
- Remsen JV (2003) Furnariidae. In: del Hoyo J, Elliott A, Sargatal J, Christie DA, de Juana E (eds) *Handbook of birds of the world*. v. 8. Lynx Edicions, Barcelona. pp 162-357
- Remsen JV, de Juana E, Bonan A (2014). Wren-like Rushbird (*Phleocryptes melanops*). In: del Hoyo J, Elliott A, Sargatal J, Christie DA, de Juana E (eds) *Handbook of the birds of the world Alive*. Lynx Edicions, Barcelona. Available <http://www.hbw.com/node/56400> Accessed 27 Nov 2015

- Ridgely RS, Tudor G (1994) The birds of South America. Vol. 2. University of Texas Press, Austin
- Ridgely RS, Tudor G (2009) Field guide to the songbirds of South America: The passerines. University of Texas Press, Austin.
- Ridgely RS, Gwynne JA, Tudor G, Argel M (2015) Aves do Brasil: Mata Atlântica do sudeste. Editora Horizonte, São Paulo.
- Schneider A, Sick H (1962) Sôbre a distribuição de algumas aves do sudeste do Brasil segundo coleções do Museu Nacional. Boletim do Museu Nacional, nova série zoologia, 239: 1-15
- Schulenberg TS (ed) (2010a) Many-colored Rush Tyrant (*Tachuris rubrigastra*), Neotropical Birds Online. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca. Available http://neotropical.birds.cornell.edu/portal/species/overview?p_p_spp=438921 Accessed 4 Dec 2015
- Schulenberg TS (ed) (2010b) Wren-like Rushbird (*Phleocryptes melanops*), Neotropical Birds Online. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca. Available http://neotropical.birds.cornell.edu/portal/species/overview?p_p_spp=329661 Accessed 4 Dec 2015
- Schulenberg TS, Stotz DF, Lane DF, O'Neill JP, Parker III TA (2007) Birds of Peru. Princeton University Press, New Jersey
- Sick H (1962) Die Buntschnepfe, *Nycticryphes semicollaris*, in Brasilien. Journal of Ornithology 103: 102-107
- Sick H (1985) Ornitologia brasileira: uma introdução. Editora Universidade de Brasília, Brasília
- Smith SM (2014) Vegetation change in salt marshes of Cape Cod National Seashore (Massachusetts, USA) between 1984 and 2013. Wetlands 35: 127-136

- Takekawa JY, Woo I, Spautz H, Nur N, Grenier JL, Malamud-Roam K, Nordby JC, Cohen NA, Malamud-Roam F, Wainwright-De La Cruz SE (2006) Environmental threats to tidal-marsh vertebrates of the San Francisco bay estuary. In: Greenberg R, Maldonado JE, Droege S, McDonald MV (eds) Terrestrial vertebrates of tidal marshes: evolution, ecology, and conservation. *Studies in Avian Biology* 32: 176-197
- Weinberg LF (1984) Aves do pantanal do Mato Grosso do Sul. *Boletim FBCN* 19: 81-88
- Wolfe JD, Ralph CJ (2009) Correlations between El Niño – southern oscillation and changes in Nearctic - Neotropical migrant condition in Central America. *The Auk* 126: 809-814
- Woodrey MS, Rush SA, Cherry JA, Nuse BL, Cooper RJ, Lehmicke AJJ (2012) Understanding the potential impacts of global climate change on marsh birds in the Gulf of Mexico region. *Wetlands* 32: 35-49
- Zimmer JT (1940) Studies on Peruvian birds, XXXV. Notes on the genera *Phylloscartes*, *Euscarthmus*, *Pseudocolopteryx*, *Tachuris*, *Spizitornis*, *Yanacea*, *Uromyias*, *Stigmatura*, *Serpophaga*, and *Mecocerculus*. *American Museum Novitates* 1095: 1-19

Agradecimentos

A Fundação Grupo Boticário de Proteção à Natureza - FGBPN (projetos de números 0682/20052, 0740/20071, 0908_20112, BL0001_20111 e 0004_2012), Fundo Nacional do Meio Ambiente - FNMA e o Fundo Brasileiro para a Biodiversidade - FUNBIO (conta TFCA - Tropical Forest Conservation Act) apoiaram parcialmente as pesquisas, conduzidas via Liga Ambiental e Mater Natura - Instituto de Estudos Ambientais. Helena Zarantonieli auxiliou na gestão financeira da maioria desses projetos. Leandro Corrêa e Daiane Diniz Sobotka auxiliaram em campo e no laboratório durante parte do projeto. Ailton Degues prestou inestimável apoio em campo. François Sagot e Pedro Scherer-Neto cederam registros inéditos. MAF e TM-de-S receberam bolsas da CAPES. MRB recebeu bolsa PNPd, da

CAPES. Ao Programa de Apoio a Projetos Institucionais com a Participação de Recém-Doutores (PRODOC/CAPES) pelo financiamento do projeto nº 2599/2010.

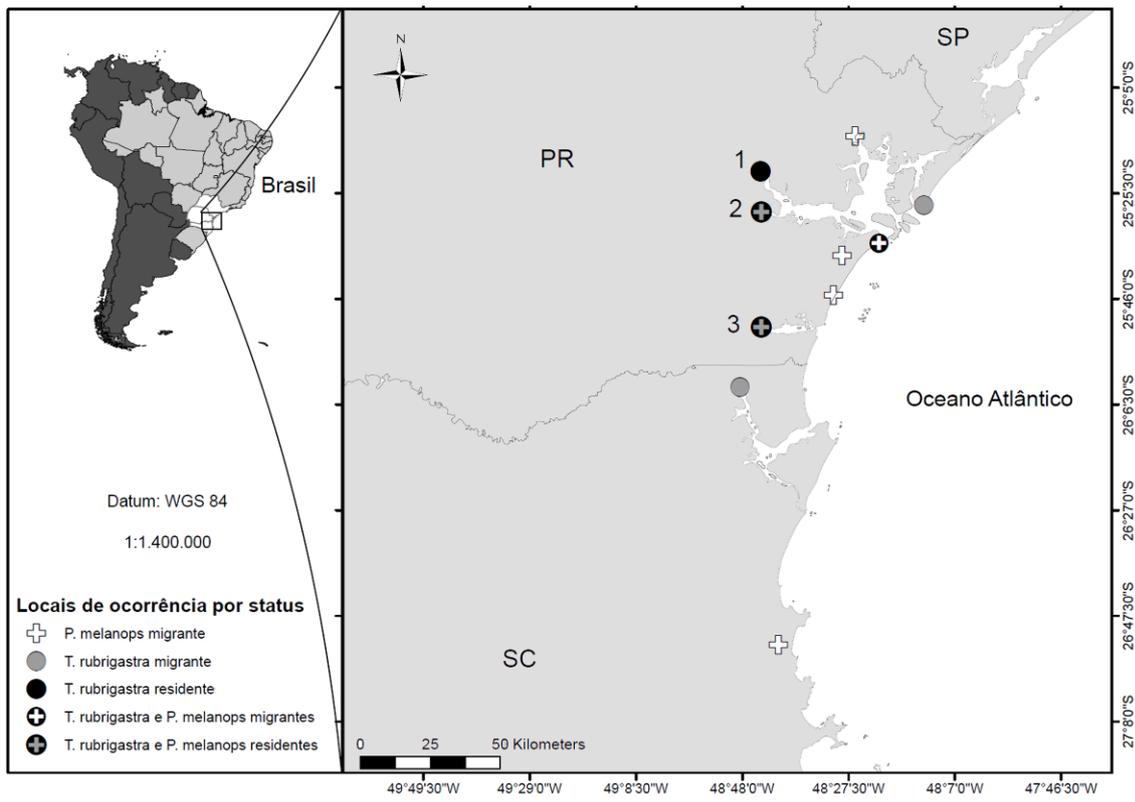


Figura 1. Área de trabalho, entre o litoral sul do estado de São Paulo (SP) e o litoral norte do estado de Santa Catarina (SC), sudeste e sul do Brasil, com a indicação dos locais de reprodução (1-3) e migração de *Tachuris rubrigastra* e *Phleocryptes melanops*. Legenda: 1 = interior da baía de Antonina; 2 = confluência dos rios dos Neves e Nhundiaquara; 3 = interior da baía de Guaratuba; PR = estado do Paraná.

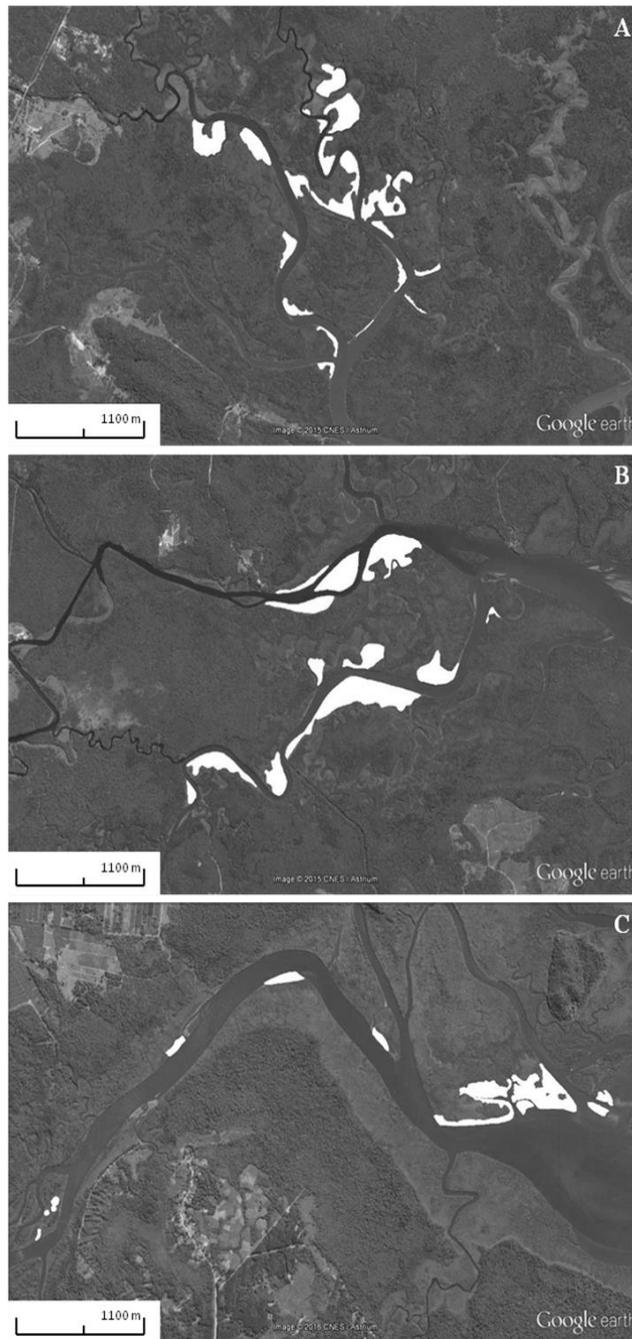


Figura 2. Populações residentes de *Tachuris rubrigastra* na região de estudo (polígonos brancos). A = interior da baía de Antonina (município de Antonina), estado do Paraná, sul do Brasil. B = confluência dos rios dos Neves e Nhundiaquara (municípios de Antonina e Morretes), estado do Paraná. C = interior da baía de Guaratuba (município de Guaratuba), estado do Paraná. Fonte: imagem orbital Google Earth, versão 7.1.5.1557.

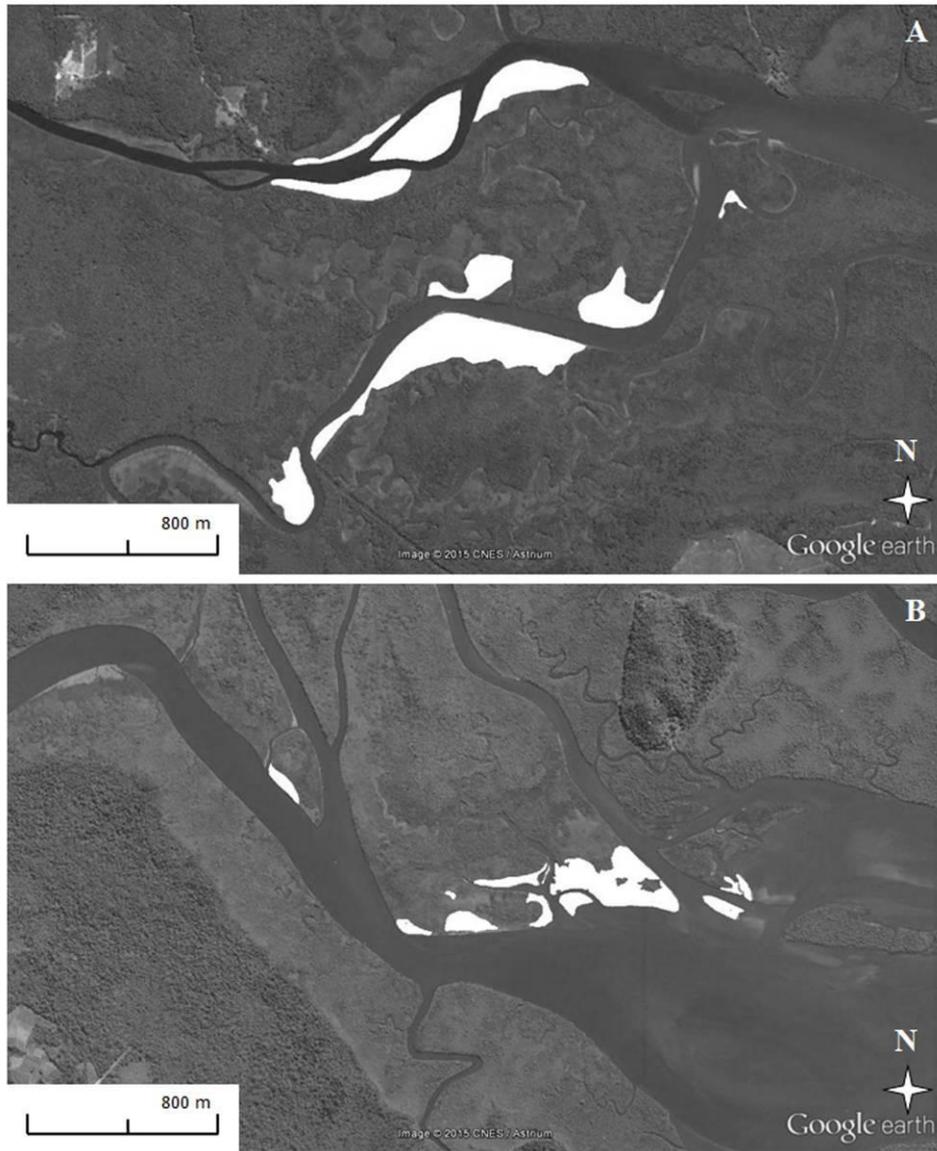


Figura 3. Populações residentes de *Phleocryptes melanops* na região de estudo (polígonos brancos). A = confluência dos rios dos Neves e Nhundiaquara (municípios de Antonina e Morretes), estado do Paraná, sul do Brasil. C = interior da baía de Guaratuba (município de Guaratuba), estado do Paraná. Fonte: imagem orbital Google Earth, versão 7.1.5.1557.

Capítulo 2: Seleção de habitat por *Tachuris rubrigastra* (Tachuridae) e *Phleocryptes melanops* (Furnariidae) em brejos salinos subtropicais, Brasil

[Revista pretendida para submissão: *The Auk*]

Mario Arthur Favretto^{1,7}, Tiago Machado-de-Souza^{1,2,3}, Cláudia Golec⁴, Bianca Luiza Reinert^{2,5}, Marcos Ricardo Bornschein^{2,6}

¹Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal do Paraná, Centro Politécnico, Jardim das Américas, CEP 81531-980, Curitiba, Paraná, Brasil.

²Mater Natura – Instituto de Estudos Ambientais, Rua Lamenha Lins 1080, CEP 80250-020, Curitiba, Paraná, Brasil.

³Laboratório de Ecologia Vegetal, Departamento de Botânica, Universidade Federal do Paraná, Centro Politécnico, Jardim das Américas, Caixa Postal 19031, CEP 81531-980, Curitiba, Paraná, Brasil.

⁴Rua Salgado Filho 550, Ap. 4, CEP 84600-000, União da Vitória, Paraná, Brasil.

⁵Laboratório de Biodiversidade, Conservação e Ecologia de Animais Silvestres, Departamento de Zoologia, Universidade Federal do Paraná, Centro Politécnico, Jardim das Américas, CEP 81531-980, Curitiba, Paraná, Brasil.

⁶Programa de Pós-Graduação em Zoologia, Universidade Federal do Paraná, Centro Politécnico, Jardim das Américas, CEP 81531-980, Curitiba, Paraná, Brasil.

⁷Autor para correspondência; e-mail: marioarthur.favretto@hotmail.com

Resumo. Um dos ambientes mais restritivos para a ocupação pelas aves são os brejos salinos, pelo dinamismo da sucessão da vegetação e variações das marés. *Tachuris rubrigastra* e

Phleocryptes melanops são aves especialmente andino-patagônicas, e que em parte do Brasil ocupam brejos salinos subtropicais, um ecossistema das planícies de marés, recentemente reconhecido. Estudamos o uso de habitat dessas espécies em brejos salinos subtropicais, caracterizando as fitofisionomias em que elas ocorrem e as mesmas fitofisionomias onde elas não ocorrem. Avaliamos características fitossociológicas, percentual de solo exposto, disponibilidade de recurso alimentar e altitude, de locais com e em ocorrência das espécies. As espécies ocorrem em um total de quatro fitofisionomias muito simplificadas quanto à flora, caracterizadas pelo domínio de uma ou duas plantas, incluindo *Schoenoplectus californicus*, *Crinum americanum*, *Cladium jamaicense* e *Typha domingensis*. A cobertura da vegetação (que reflete a densidade) é a variável chave para as áreas selecionadas pelas aves. As aves selecionaram fitofisionomias contendo as plantas de estrutura aérea verticalizada quando em densidades intermediárias e as de estrutura aérea em forma de roseta (*C. americanum*) quando em densidade alta. A vegetação selecionada apresenta três estratos: um inferior, com densidade baixa à moderada, um médio, com densidade moderada à alta, e um superior, com densidade baixa. Densidade intermediária no estrato médio provavelmente protege contra predadores e oculta os ninhos, enquanto que menores densidades nos estratos inferior e superior permitiriam o forrageamento. As áreas selecionadas e não selecionadas pelas aves são os estágios iniciais no processo de formação e sucessão natural dos brejos da região. Os estágios iniciais ocupados pelas aves ocorrem em locais muito restritos, dependentes de natural deposição de sedimentos, assim destacando a vulnerabilidade das populações locais, especialmente em função dos impactos da mudança climática.

Palavras-chave: conservação, estuários, fitossociologia, mudança climática, formação pioneira.

Abstract. One of the most restrictive environments for occupation by birds are the salt marshes, because of the vegetation succession dynamism and tidal variations. *Tachuris rubrigastra* and *Phleocryptes melanops* are birds especially Andean-Patagonian, and in some parts of Brazil use subtropical salt marshes, a newly recognized ecosystem of tidal flat and aim of this study. We studied habitat selection of these species in subtropical salt marshes, characterizing the vegetation types where they occur and do not occur in the same phytophysionomies. We evaluated phytosociological features, percentage of exposed soil, food resources, and their availability and altitude, where they occur and do not occur. The species occur in a total of four very simplified vegetation types on the flora, characterized by the dominance of one or two plants, including *Schoenoplectus californicus*, *Crinum americanum*, *Cladium jamaicense* and *Typha domingensis*. The vegetation cover (=density) is the key variable to selected areas by the species. The birds selected phytophysionomies with vertical aerial structure of plants in intermediate densities and a rosette-shape aerial structure (*C. americanum*) in high densities. Selected habitat was characterized by three strata: a lower stratum with low to moderate density, a medium stratum with moderate to high density, and a higher stratum with low density. The intermediate density in the medium stratum appears to protect against predators and for hiding nests, while lower densities in the lower and higher strata allow foraging. The habitat types selected and not selected by the birds are the early stages in the formation and natural succession of the marshes in the region. This may explain the apparent lack of importance of certain variables (e.g. food resources), because the vegetation types used and not used by the birds are all in their early stages, and may be typified by resource levels not selected by the birds. The early stages used by the birds occur in very restricted areas, dependent on natural sediment deposition, thus highlighting the vulnerability of local populations, especially due to the impacts of climate change.

Keywords: climate change, conservation, estuaries, phytosociology, pioneer formations.

INTRODUÇÃO

A seleção de habitat, que consiste no estudo da relação entre animais com os locais em que ocorrem, permite entender o papel da heterogeneidade ambiental na sobrevivência e reprodução das espécies (MacArthur e Pianka 1966, Fretwell e Lucas 1968). O habitat onde uma espécie vive é afetado por diversas características, como estrutura de vegetação, disponibilidade de recursos e presença de predadores, que influenciam na sobrevivência, gerando uma seleção natural que as manterá ou não em um determinado habitat (Cody 1981, Redfern 1982, Burger 1985, Morse 1985, Lazarus e Symonds 1992, Murkin et al. 1997, Jones 2001, Martin 2001, Chalfoun e Martin 2007, Fisher e Davis 2010, Jacobs et al. 2012, Pickens e King 2014).

A seleção de habitat pelas aves tem uma estreita relação com a facilidade para deslocamento em meio à vegetação, na obtenção de recursos alimentares, ocultação contra predadores e sucesso reprodutivo, pois as suas populações tendem a aumentar em locais com melhores condições e a sofrer o inverso nos habitats com características ruins (Lima et al. 1987, Whittingham e Evans 2004, Fisher e Davis 2010, Murray e Best 2014). Isso faz com que o resultado da seleção de habitat seja um processo histórico originado ao longo de diferentes gerações de aves, diante de seus sucessos e insucessos, ocasionando um processo adaptativo que definirá o habitat selecionado (Misenhelter e Rotenberry 2000, Murray e Best 2014). A seleção de habitat, associada com seleção natural forte, pode filtrar o polimorfismo de uma espécie, causando processos de especiação (De Meeûs et al. 1993). Esse processo pode ocorrer até mesmo em um curto período de tempo, se houver uma forte pressão seletiva originada de fatores ambientais (Tarkhnishvili et al. 2013).

O processo de seleção de habitat ao longo do tempo contribui para o surgimento de espécies que ocorrem em áreas com características muito específicas, onde conseguem obter sucesso somente com comportamentos e habilidades particulares (Cody 1985, Law e Dickman 1998, Morris 2011). Entre os ambientes com espécies que têm estes atributos estão os brejos salinos, que apresentam características muito peculiares, como influência de maré e salinidade, com as quais poucas espécies estão adaptadas a viver (Doody 2001). Nestes ambientes, formam-se fitofisionomias bastante distintas que refletem na avifauna, composta por poucas espécies que conseguem explorar seus recursos (Weller 1999, Greenberg 2006, Reinert 2006, Greenberg e Maldonado 2006, Reinert et al. 2007).

Brejos salinos são talvez o mais importante e menos conhecido dos grandes ecossistemas do globo (Gedan et al. 2011). Caracterizam-se como áreas úmidas costeiras dinâmicas, onde ocorrem processos de sedimentação e erosão, influência de marés, inundações e salinidade (Watson e Byrne 2009, Gedan et al. 2011) que ocorrem essencialmente nas planícies de marés de climas temperados e tem *Spartina* spp. (Poaceae) como espécies dominantes (Doody 2001). São regularmente alagados pelas marés, sofrem rápida acumulação de sedimentos, apresentam espécies de plantas halófitas tolerantes à água do mar e incluem transição para vegetação não sujeita às marés, quando não há interferência humana, como introdução de espécies exóticas, por exemplo (Doody 2001).

Em uma porção da costa brasileira, verificou-se a existência de um tipo especial de brejos salinos, denominados como “brejos salinos subtropicais” (Bornschein et al., no prelo, Capítulo 1). Caracterizam-se pela associação com manguezais e domínio de *Crinum americanum* (Amaryllidaceae) e *Schoenoplectus californicus* (Cyperaceae), sendo *Spartina* spp. presente apenas em alguns locais (Bornschein et al., no prelo, Capítulo 1). Ocorrem em menos de 20.000 ha dispersos em parte do litoral sul de São Paulo ao sul até parte do litoral norte de Santa Catarina (Bornschein et al., no prelo), estando entre regiões com planícies de

maré tropicais dominadas por manguezais, a norte, e por planícies de maré “temperadas” dominadas por *Spartina* spp., a sul desses limites.

Recentemente (Capítulo 1), verificou-se que duas aves insetívoras de brejos essencialmente andino-patagônicos, *Tachuris rubrigastra* e *Phleocryptes melanops*, residem em brejos salinos subtropicais, mas ocorrendo em somente 5,61% e 2,81% dos brejos da região, respectivamente. Essa extrema restrição é inesperada e intrigante, como também preocupante no contexto conservacionista (Capítulo 1). O presente trabalho tem por objetivos avaliar a seleção de habitat dessas espécies em brejos salinos subtropicais e procurar entender as causas de restrição aos habitats disponíveis, tendo como hipótese que a elevada restrição destas aves na região é originada pela seleção de hábitat.

MATERIAIS E MÉTODOS

Trabalhamos no estuário do interior da baía de Guaratuba, município de Guaratuba, litoral do estado do Paraná, sul do Brasil (c. 25°51'43”S, 48°44'42”W). O estuário sofre influência diária das marés e é caracterizado por brejos de maré, manguezais nas áreas de água salobra e pela presença de outra formação arbórea nas áreas de água doce. Esses ambientes se denominam, conjuntamente, como Formação Pioneira de Influência Fluviomarinha, o primeiro em estágio herbáceo e os demais em estágio herbáceo-arbóreo (Reinert et al. 2007). Atualmente, os brejos de maré da região e adjacências foram caracterizados como brejos salinos subtropicais (Bornschein et al., no prelo, Capítulo 1).

Estudamos a seleção de habitat de *T. rubrigastra* e *P. melanops* especificamente em brejo salino subtropical, que é onde ambas ocorrem, como espécies residentes, conforme o Capítulo 1, entre fevereiro de 2014 e março de 2015. Para tal, determinamos em quais fitofisionomias as espécies ocorrem, percorrendo as áreas delimitadas como de ocorrência dessas espécies (Capítulo 1). Consideramos como fitofisionomias áreas com domínio de

distintas espécies de plantas, e as denominamos de acordo com a ou as espécies dominantes, usando palavras compostas do gênero da planta dominante acrescido do sufixo “etum”, conforme Braun-Blanquet (1979). Após, percorremos áreas adjacentes sem ocorrência das aves (até a uma distância de 6 km) à procura de locais com as mesmas fitofisionomias. Avaliamos a vegetação, percentual de solo exposto, recurso alimentar e altitude das áreas das fitofisionomias onde as aves ocorrem e não ocorrem, as quais não se distanciaram mais do que 5 km entre si (Tabela 10). A quantidade de locais amostrados por fitofisionomia não foi homogênea, variando em função da existência das fitofisionomias.

Avaliamos a vegetação por elementos fitossociológicos de Braun-Blanquet (1979), modificados conforme Reinert et al. (2007). Amostramos a vegetação herbácea e arbustiva em parcelas de 1 m², delimitadas por um gabarito, as quais alocamos aleatoriamente a cada 20 m, aproximadamente. O número de parcelas alocadas variou em função da fitofisionomia e do tamanho das áreas onde as espécies ocorrem e não ocorrem (Tabela 11); também variou em função das condições de maré no momento das amostragens, pois caracterizamos a vegetação apenas nas marés baixas. De cada parcela, anotamos as espécies vegetais e, de cada espécie, os respectivos valores de altura máxima, cobertura e sociabilidade. A cobertura, que representa o percentual do solo que é coberto pelas partes aéreas vivas de cada espécie, classificamos conforme segue: 0,50% = cobertura inferior a 1%; 3,00% = cobertura entre 1 e 5,00%; 15,00% = cobertura entre 5,50 e 25,00%; 37,50% = cobertura entre 25,50 e 50,00%; 62,50% = cobertura entre 50,50 e 75,00%; 87,50% = cobertura superior a 75,50%. A sociabilidade, que representa uma estimativa do estado de agrupamento das partes aéreas vivas de cada espécie na parcela, classificamos como a seguir: 1 = plantas isoladas; 2 = plantas formando pequenos grupos; 3 = plantas formando grandes grupos; 4 = plantas formando grandes massas; 5 = população contínua. Também estimamos o percentual de solo exposto em parcelas de fitossociologia usando dados contínuos, esta amostragem não foi

realizado na fitofisionomia Cladietum (vide descrição nos Resultados) por não ser usada por *P. melanops* que forrageia mais frequentemente no solo do que *T. rubrigastra* (MAF et al., dados inéditos). Foi verificada também a presença de vegetação morta em cada parcela e quantificada sua maior ou menor densidade.

Amostramos a abundância de invertebrados por meio de guarda-chuva entomológico em parcelas de 1 m², igualmente delimitadas por um gabarito. Alocamos parcelas por área amostral, em número variável conforme a fitofisionomia (Tabela 11). Também amostramos invertebrados nos sedimentos superficiais por meio de coleta de quantidade padronizada de sedimentos com escavadeira manual (espátula côncava de haste longa), até a profundidade de 30 cm (devido a presença de moluscos que formam canais no sedimento). Acondicionamos os sedimentos coletados em sacos plásticos e posteriormente os lavamos em peneira de malha fina; os invertebrados peneirados foram triados e quantificados. Aleatorizamos a posição de 10 amostragens de sedimentos por fitofisionomia (Tabela 11). Identificamos os invertebrados ao menor nível taxonômico possível com auxílio de bibliografia (Triplehorn e Johnson 2011, Rafael et al. 2012). Para verificar se os invertebrados amostrados realmente são utilizados para alimentação das aves, analisamos conteúdos estomacais de filhotes de ambas as espécies que encontramos mortos nos ninhos por afogamento pelas marés ou calor excessivo (n = 1 *T. rubrigastra*; n = 2 *P. melanops*).

Aferimos a altitude nas áreas amostrais por meio da tomada de pontos de coordenadas geográficas com altitude associada com precisão milimétrica, por meio de empresa de cartografia contratada. Foi empregada a técnica RTK (Real Time Kinematic), que utiliza dos satélites da constelação GPS do governo norte americano e consiste de uma estação de referência (*base station*) que recebe os dados dos satélites e os retransmite para uma estação móvel (*rover*) através de *links* de rádio. A estação de referência não superou a distância de 5 km da estação móvel, garantindo a permanência do sinal durante os trabalhos. Antes do início

das atividades, foi determinada a coordenada da estação de referência, a qual serviu para georreferenciar as demais coordenadas tomadas ao sistema geodésico oficial brasileiro. Para a definição desta coordenada inicial, adotou-se a técnica PPP (posicionamento por ponto preciso), que consiste no rastreamento de informações dos satélites GPS durante um longo período e posterior pós-processamento utilizando as efemérides precisas. Os dados foram processados por um programa específico disponibilizado no site do IBGE (www.ibge.com.br). Os dados rastreados foram enviados através desse site do IBGE. As coordenadas processadas estão associadas ao datum WGS84.

Inicialmente, planejamos o levantamento de altitudes em campo sobre uma imagem do Google Earth (versão 7.1.5.1557). Criamos uma malha com espaçamento de 20 x 20 m, em uma área de 66,6 ha, a qual serviu de orientação para o levantamento. Inserimos essa malha em um GPS (Garmin) para orientar a navegação e sistematização da coleta de pontos de coordenadas/altitudes. Em campo, uma pessoa se orientava pelo GPS contendo a malha, deslocando-se ao longo de cada linha da malha, com uma segunda pessoa logo a frente, abrindo a trilha na vegetação. Uma terceira pessoa vinha atrás marcando os pontos de coordenadas/altitude e uma quarta pessoa anotava o número do ponto e caracterizava a vegetação, por meio de parcelas de fitossociologia (ver acima). Tomamos pontos a cada 20 m, mas quando percebíamos uma maior variação altimétrica, tomamos pontos a cada 5 m ou 10 m. Tomamos mais de 4000 pontos de coordenadas/altitude (ao longo de 30 dias) e efetuamos mais de 1000 parcelas de fitossociologia (Tabela 11).

Para verificar se houveram diferenças nas características fitossociológicas e de invertebrados entre as fitofisionomias em que *P. melanops* e *T. rubrigastra* ocorrem e não ocorrem, utilizamos a média para a altura da vegetação e percentual de solo exposto e a moda para o percentual de cobertura e sociabilidade vegetal. Para verificar se as características fitossociológicas, de solo exposto e de abundância de invertebrados sobre plantas e no solo

tiveram diferenças significativas entre as unidades amostrais, efetuamos o teste de PERMANOVA, usando da distância de Gower para os dados fitossociológicos e distância de Bray-Curtis para os dados de invertebrados. Para avaliar diferenças de altitude entre as áreas que as aves ocorrem e não ocorrem, usamos a média dos pontos de altitude e o teste de ANOVA. Para avaliar diferenças de percentual de solo exposto entre as fitofisionomias utilizamos o teste de Kruskal-Wallis, pois os resultados obtidos não formam normais quando realizado previamente o teste de Shapiro-Wilk. Para verificar se houve correlação entre percentual de cobertura vegetal e sociabilidade, assim como entre percentual de cobertura vegetal e número de indivíduos de invertebrados sobre plantas, utilizamos o teste de correlação de Pearson. Efetuamos todos os testes acima por meio do programa Past, versão 2.16.

RESULTADOS

Fitofisionomias

Tachuris rubrigastra e *P. melanops* ocorrem em fitofisionomias muito simplificadas quanto à riqueza florística. A primeira espécie registramos em três fitofisionomias distintas (Figura 13): uma com domínio de somente *Schoenoplectus californicus* (doravante Schoenoplectetum; Figura 4); uma com domínio de *Crinum americanum* e *S. californicus* (doravante Crinum-Schoenoplectetum; Figura 5); e uma com domínio de *C. americanum* e *Cladium jamaicense* (Cyperaceae; doravante Crinum-Cladietum; Figura 6). *Phleocryptes melanops* registramos igualmente em três fitofisionomias distintas (Figura 14): Schoenoplectetum; Crinum-Schoenoplectetum; e outra com domínio de *C. americanum* e *Typha domingensis* (Typhaceae; doravante Crinum-Typhetum; Figura 7).

Schoenoplectetum apresenta domínio praticamente exclusivo de *S. californicus* (altura média de $260,00 \pm 43,80$ cm; Figura 8), com percentual de cobertura do solo mediano (Moda

= 62,50%). Crinum-Schoenoplectetum conteve de duas até nove espécies distintas de plantas (Moda = 2), mas caracteriza-se por um elevado percentual de cobertura do solo por *C. americanum* (Moda = 87,50%; Moda da sociabilidade = 5; altura média $108,00 \pm 24,79$ cm) e um percentual menor de cobertura por *S. californicus* (Moda = 15%; Moda da sociabilidade = 2; altura média $209,00 \pm 30,39$ cm; Figuras 9 e 10). Crinum-Cladietum é composto por até quatro espécies de plantas (inclui ainda *S. californicus* e *Fuirena robusta* - Cyperaceae; Moda = 3), mas caracteriza-se por um elevado percentual de cobertura do solo por *C. jamaicense* (Moda da cobertura = 87,50%; Moda da sociabilidade = 5; altura média $201,00 \pm 44,80$ cm; Figura 11) e um percentual menor de cobertura do solo por *C. americanum* (Moda = 37,50%; Moda da sociabilidade = 3; altura média $104,00 \pm 16,36$ cm). Crinum-Typhetum conteve até três espécies de plantas (incluindo *S. californicus*; Moda = 2), mas caracteriza-se por um elevado percentual de cobertura do solo por *C. americanum* (Moda = 87,50%; Moda da sociabilidade = 4; altura média $97,00 \pm 20,44$ cm) e um menor percentual de cobertura por *T. domingensis* (Moda = 15,00%; Moda da sociabilidade = 3; altura média $187,00 \pm 21,10$ cm; Figura 12). Essas fitofisionomias ocorrem onde há presença de *T. rubrigastra* e *P. melanops* como também onde elas não ocorrem, e essas descrições incorporam as caracterizações efetuadas nas duas situações. Comparações fitossociológicas entre fitofisionomias onde as aves ocorrem e não ocorrem, acham-se a seguir.

Fitossociologia

Em Schoenoplectetum, *T. rubrigastra* ocorre onde a altura da vegetação foi mais baixa (média = $244,00 \pm 43,30$ cm e $264,00 \pm 37,70$ cm, por área; Figura 4B) em comparação com a área onde não ocorre (média = $274,00 \pm 47,00$ cm; Tabelas 1 e 2). Nesta fitofisionomia *Phleocryptes melanops* ocorre em área onde a altura da vegetação foi intermediária (média = $264,00 \pm 37,70$ cm) e não ocorre onde ela é mais baixa (média = $244,00 \pm 43,30$ cm) ou mais

alta (média = $274,00 \pm 47,00$ cm). As áreas desta fitofisionomia onde *T. rubrigastra* ocorre tiveram percentual de cobertura vegetal inferior (Moda = 62,50%) à área onde não ocorre (Moda = 87,50%). *Phleocryptes melanops* ocorre em área que teve o mesmo percentual de cobertura vegetal de uma das áreas em que não ocorre (Moda = 62,50%); a outra área sem ocorrência teve percentual de cobertura maior (Moda = 87,50%). Nas três áreas avaliadas de Schoenoplectetum, classificamos a sociabilidade como população contínua (Moda = 5). Todas estas áreas desta fitofisionomia foram diferentes entre si no que se refere às variáveis fitossociológicas ($F = 5,08$, $p = 0,002$).

Em Crinum-Schoenoplectetum, as duas áreas avaliadas em que *T. rubrigastra* e *P. melanops* ocorrem tiveram uma elevada cobertura vegetal e sociabilidade de *C. americanum* (Moda de cobertura = 87,50%; Moda de sociabilidade = 4 e 5, por área) e uma maior altura desta planta (média = $121,27 \pm 26,21$ cm e $110,85 \pm 20,55$ cm, por área), enquanto que as duas áreas avaliadas em que as aves não ocorrem tiveram menor cobertura de *C. americanum* (Moda = 15,00% e 62,50%, por área; Figura 5B), sociabilidade igual ou menor (Moda = 2 e 4, por área) e menor altura dessa planta (média = $76,54 \pm 15,84$ cm e $104,40 \pm 23,19$ cm, por área; Tabelas 1 e 3). Nesta fitofisionomia *Schoenoplectus californicus* apresentou o mesmo percentual de cobertura do solo em todas as áreas em que as aves ocorrem e não ocorrem (Moda = 15,00%), mas foi mais alto onde elas ocorrem (média = $214,04 \pm 31,55$ cm e $213,00 \pm 27,24$ cm, por área) do que onde não ocorrem (média = $190,83 \pm 43,78$ cm e $194,40 \pm 18,96$ cm, por área; Tabela 3). Todas as quatro áreas avaliadas de Crinum-Schoenoplectetum foram diferentes entre si em sua caracterização fitossociológica ($F = 34$, $p < 0,001$) e verificamos uma correlação entre aumento da cobertura vegetal e sociabilidade para *S. californicus* ($r = 0,698$) e também para *C. americanum* ($r = 0,66$).

Na área avaliada de Crinum-Cladietum em que *T. rubrigastra* ocorre, registramos um percentual de cobertura de *C. jamaicense* (Moda = 37,50%; Figura 11) e também de valor de

sociabilidade (Moda = 3) intermediários, enquanto que as três áreas em que a ave não ocorre têm maior ou menor cobertura dessa planta (Moda = 87,50%, em duas áreas; Moda = 15,00%, em uma área), assim como maior e menor valores de sociabilidade (Moda = 2, 5 e 5, por área; Tabelas 1 e 4). Quanto à altura de *C. jamaicense* nesta fitofisionomia, na área onde *T. rubrigastra* ocorre esta teve altura média de $209,48 \pm 22,92$ cm, enquanto que nas áreas onde não ocorre teve altura similar (média = $209,60 \pm 25,53$ cm), mais baixa (média = $174,40 \pm 74,48$ cm) ou mais alta (média = $211,80 \pm 23,35$ cm; Tabelas 1 e 4). A cobertura de *C. americanum* nesta fitofisionomia foi relativamente baixa onde a ave ocorre (Moda = 37,50%), enquanto que onde ela não ocorre verificamos cobertura igual, menor ou ausência dessa planta (Tabelas 1 e 4). Nesta fitofisionomia as Modas de sociabilidade e médias de alturas foram equivalentes nas áreas amostradas onde *T. rubrigastra* ocorre e não ocorre (Tabela 4), mas foi significativamente diferente o maior valor de sociabilidade de *C. americanum* onde a ave ocorre (Tabela 1). Todas as áreas amostradas nessa fitofisionomia diferiram entre si em sua caracterização fitossociológica ($F = 19,83, p < 0,001$) e verificamos uma correlação entre a cobertura vegetal e sociabilidade de *C. jamaicense* ($r = 0,88$).

Em Crinum-Typhetum com ocorrência de *P. melanops*, o percentual de cobertura de *T. domingensis* é relativamente baixo (Moda = 37,50%; Figura 7A e 12A), mas ocorre também uma considerável cobertura de folhas mortas dessa espécie (Moda = 15,00%), sendo essa a única fitofisionomia avaliada quanto à vegetação morta (Tabelas 1 e 5), para fins descritivos. Nesta fitofisionomia as áreas sem ocorrência de *P. melanops* tiveram menor (Moda = 15,00%; Figura 12B) e maior (Moda = 87,50%) cobertura de *T. domingensis* verde, havendo igual quantidade de cobertura de folhas secas (Moda = 15,00%; Tabela 1 e 5). A sociabilidade foi equivalente onde a ave ocorre (Moda = 2) e não ocorre (Moda = 2 e 3; Tabela 5). A altura dessa planta foi, em média, igualmente intermediária na área onde a ave ocorre (média = $168,00 \pm 12,05$ cm) em comparação com as áreas onde não ocorre (média =

161,54±13,64 cm e 200,86±15,78 cm; Tabela 5). Nesta fitofisionomia *Crinum americanum* apresentou maior cobertura (Moda = 62,50%), maior valor de sociabilidade (Moda = 4) e maior altura (média = 108,00) na área com ocorrência da ave do que nas áreas sem ocorrência (Tabelas 1 e 5). Todas as áreas amostradas desta fitofisionomia diferiram entre si no que se refere às suas características fitossociológicas ($F = 13,02$, $p < 0,001$) e verificamos uma correlação entre a cobertura vegetal e sociabilidade de *T. domingensis* ($r = 0,82$).

Solo Exposto

Na fitofisionomia Schoenoplectetum, a média do percentual de solo exposto (*vide* Figura 10B) nas áreas em que as aves ocorrem foi maior do que nas áreas onde não ocorrem: médias de 55,50±10,73% e 56,00±8,09% onde *T. rubrigastra* ocorre contra 51,50±10,81% onde não ocorre, e média de 56,00±8,09% onde *P. melanops* ocorre contra 51,00±10,81% e 55,50±10,73% onde não ocorre (Tabela 1). As diferenças entre as áreas em relação ao percentual de solo exposto não foram significativas ($H = 1,24$, $p = 0,52$). Em Crinum-Schoenoplectetum, nas duas áreas avaliadas em que as aves ocorrem o solo exposto foi de 63,15±19,00% e 58,81±15,93%, em média, e nas áreas onde não ocorrem foi de 63,00±11,97% e 46,37±13,17%, em média (diferença significativa; $H = 13$, $p = 0,004$; Tabela 1). Em Crinum-Typhetum, na área onde *P. melanops* ocorre verificamos uma quantidade intermediária de percentual de solo exposto (média de 54,40±14,78%; Tabela 1), contra 69,05±16,02% e 43,02±14,27%, em média (diferença significativa; $H = 12,49$, $p = 0,001$). Não realizamos amostragem de solo exposto em Crinum-Cladietum, pois nesta fitofisionomia não registramos *P. melanops*.

Recursos alimentares

No estômago de *T. rubrigastra*, encontramos duas quelíceras de Araneae, um molusco, um élitro de Coleoptera e partes diversas de insetos. Em um estômago de *P. melanops*, encontramos quatro moluscos, uma parte de Araneae, parte de larva de Odonata e fragmentos diversos de insetos. No segundo estômago de *P. melanops*, encontramos dois moluscos, partes de um Diptera e parte de um Delphacidae (Hemiptera). Em geral, estas ordens e famílias de invertebrados foram as mesmas registradas nas amostragens sobre plantas e no sedimento (vide abaixo).

Invertebrados Sobre as Plantas

Na fitofisionomia Schoenoplectetum, houve menor abundância de indivíduos de invertebrados sobre plantas nas áreas onde *T. rubrigastra* ocorre ($n = 19$ e $n = 23$ contra $n = 35$ onde não ocorre; diferença não significativa: $F = 1,08$, $p = 0,33$; Tabelas 1 e 6). De igual forma, houve menor abundância de indivíduos de invertebrados sobre plantas na área onde *P. melanops* ocorre ($n = 19$ contra $n = 23$ e $n = 35$ onde não ocorre; diferença não significativa: $F = 1,08$, $p = 0,33$; Tabelas 1 e 6). Registramos haver correlação entre o percentual de cobertura de *S. californicus* e o número de indivíduos de invertebrados ($r = 0,24$).

Nas duas áreas amostradas de Crinum-Schoenoplectetum onde as espécies ocorrem, houve abundâncias alta ($n = 106$) e moderada ($n = 39$) de recursos alimentares, enquanto que nas áreas em que não ocorrem houveram abundâncias moderada ($n = 43$) e inferior ($n = 27$) de exemplares (Tabela 7). Quando analisadas as quatro áreas em conjunto, verifica-se que foram diferentes entre si em relação à quantidade de exemplares de invertebrados ($F = 4$, $p < 0,001$; Tabelas 1 e 7). Registramos haver correlação entre o número de indivíduos de invertebrados e o percentual de cobertura de *C. americanum* ($r = 0,33$) e entre o número de indivíduos de invertebrados com o percentual de cobertura de *S. californicus* ($r = 0,11$).

Em Crinum-Cladietum, na área amostrada onde *T. rubrigastra* ocorre houve uma abundância alta de indivíduos de invertebrados ($n = 142$) e nas três onde a ave não ocorre houve uma menor abundância ($n = 83$, $n = 86$ e $n = 118$ exemplares; Tabela 8). Comparadas todas as áreas em conjunto, verifica-se que não houve uma diferença significativa entre elas em relação à quantidade de exemplares de invertebrados ($F = 1,02$, $p = 0,41$; Tabelas 1 e 8). Registramos haver correlação entre o número de indivíduos de invertebrados e o percentual de cobertura de *C. jamaicense* ($r = 0,02$).

Em Crinum-Typhetum, a área onde *P. melanops* ocorre teve uma abundância intermediária de indivíduos de invertebrados ($n = 31$, contra $n = 14$ e $n = 33$ indivíduos onde a ave não ocorre; Tabela 9), não sendo significativas as diferenças ($F = 0,67$, $p = 0,66$; Tabela 1). Não registramos a existência de correlação entre o número de indivíduos de invertebrados e o percentual de cobertura de *T. domingensis* verde ($r = -0,02$).

Invertebrados de Sedimento

A abundância de indivíduos de invertebrados de sedimento foi variável, desde ausência deles até 13 indivíduos por área amostrada (Tabela 1). Em Schoenoplectetum e Crinum-Schoenoplectetum, ocorreu menor quantidade de indivíduos onde as aves ocorrem do que nas que não ocorrem, enquanto que em Crinum-Typhetum ocorreu o inverso, com maior quantidade de invertebrados onde *P. melanops* ocorre ($n = 13$ indivíduos) do que onde não ocorre ($n = 2$ e $n = 4$ indivíduos, por área; Tabela 1). As diferenças não foram significativas quando as áreas de cada fitofisionomia são comparadas entre si (Schoenoplectetum $F = 0,86$, $p = 0,75$; Crinum-Schoenoplectetum: $F = 1,75$, $p = 0,11$; Crinum-Typhetum: $F = 2,17$, $p = 0,06$; Tabela 1).

Altitude

A altitude das áreas amostradas variou de 1,61 m a 2,79 m sobre o nível do mar (média de 2,36 m s.n.m.), com altitudes médias por fitofisionomia variando de 1,95 m a 2,59 m s.n.m. (Tabela 1). Em Schoenoplectetum, a média de altitude nas áreas onde *T. rubrigastra* ocorre foi $1,96 \pm 0,14$ m e $2,27 \pm 0,11$ m s.n.m., enquanto que na área onde não ocorre a média de altitude foi intermediária ($2,18 \pm 0,18$ m s.n.m.; Tabela 1); a média de altitude na área onde *P. melanops* ocorre foi mais baixa do que nas áreas onde não ocorre ($1,96 \pm 0,14$ m s.n.m.; contra as médias $2,27 \pm 0,11$ m e $2,18 \pm 0,18$ m s.n.m. onde não ocorre; Tabela 1). As altitudes das três áreas amostrais de Schoenoplectetum diferiram (ANOVA $F = 29,72$, $gl = 2$, $p < 0,0001$). Em Crinum-Schoenoplectetum, as áreas onde as aves ocorrem tiveram altitude média mais baixa do que nas áreas onde não ocorrem (média de $2,12 \pm 0,22$ m e $2,22 \pm 0,08$ m s.n.m. onde ocorrem contra as médias de $2,37 \pm 0,07$ m e $2,53 \pm 0,05$ m s.n.m. onde não ocorrem; Tabela 1); todas as áreas também diferiram entre si quanto à altitude (ANOVA $F = 67,97$, $gl = 3$, $p < 0,0001$). Nas áreas de Crinum-Cladietum, a altitude média daquela onde *T. rubrigastra* ocorre ($2,50 \pm 0,05$ m s.n.m.) foi menor do que as médias das áreas onde não ocorre ($2,55 \pm 0,05$ m, $2,55 \pm 0,07$ m e $2,59 \pm 0,07$ m s.n.m.; Tabela 1). As médias das altitudes de Crinum-Cladietum igualmente diferiram entre si (ANOVA $F = 7,56$, $gl = 3$, $p < 0,001$). Em Crinum-Typhetum, a altitude média da área onde *P. melanops* ocorre foi de valor intermediário com relação à das áreas onde não ocorre ($2,52 \pm 0,07$ m s.n.m. contra $2,46 \pm 0,08$ m e $2,49 \pm 0,07$ m s.n.m.; Tabela 1); as médias também diferiram significativamente entre si (ANOVA $F = 5,77$, $gl = 2$, $p = 0,004$).

DISCUSSÃO

Sintetizando o Habitat Selecionado

Inicialmente, dentre as duas confrontações que usualmente polarizamos o tema de seleção de hábitat (Cody 1981, Misenhelter e Rotenberry 2000, Chalfoun e Martin 2007, Fisher e Davis 2010, Pickens e King 2014, Murray e Best 2014), o de ser o hábitat de vida usado no presente, mas resultado de uma seleção passada, ou de ser o hábitat usado um processo de seleção no presente, nos parece que as espécies estudadas efetivamente selecionam o hábitat constantemente no presente. As áreas de ocorrência e não ocorrência das aves são muito próximas e podem ser ou deixar de ser frequentadas rapidamente em função de ondas, vendavais e entradas de água com maior salinidade, por exemplo, evidenciando uma escolha ativa e constante por parte das aves.

Sendo as fitofisionomias estudadas geograficamente tão próximas entre si, dominadas por somente uma a duas espécies de plantas, de um total de quatro, e por estarem sujeitas à semelhantes variações de altitude e conseqüente altura e tempo de alagamento, haver uma parte delas sem ocorrência de *T. rubrigastra* e *P. melanops* é surpreendente e inesperado. Ainda mais considerando-se que em migração pelo litoral do Paraná (Capítulo 1) ambas usam fitofisionomias de densa vegetação, que incluem *T. domingensis* e *C. jamaicense*, mas sem *C. americanum* e *S. californicus* (MRB et al. dados inéditos). Apesar das elevadas semelhanças entre fitofisionomias onde as aves ocorrem e não ocorrem, os métodos empregados foram sensíveis para captar diferenças. Verificamos que a cobertura da vegetação (que reflete a densidade da vegetação) é a variável chave para as áreas selecionadas como de ocorrência por *T. rubrigastra* e *P. melanops*, sendo a sociabilidade uma variável relacionada à cobertura. O percentual de solo exposto também varia com a cobertura da vegetação, sendo maior onde há menor densidade de vegetação.

Em Schoenoplectetum, as aves estudadas selecionam densidade intermediária de *S. californicus*, descartando densidade alta dessa planta. Em Crinum-Schoenoplectetum, selecionam densidade alta de *C. americanum*, descartando densidades médias e baixas, não tendo sido diferencial a baixa densidade de *S. californicus* (Figura 9). Em Crinum-Cladietum, *T. rubrigastra* seleciona densidade intermediária de *C. jamaicense*, descartando densidades baixa e alta, não tendo sido diferencial as baixas e médias densidade de *C. americanum* (Figura 11). Em Crinum-Typhetum, *P. melanops* seleciona locais com densidade intermediária de *T. domingensis* e alta de *C. americanum* (Figura 12A), descartando densidades baixa e alta de *T. domingensis* e baixa de *C. americanum* (Figura 12B).

A estreita relação de ocorrência de *T. rubrigastra* e *P. melanops* a locais com características fitofisionômicas tão específicas relacionadas à altura e densidade da vegetação, também foi observada em espécies de aves do hemisfério norte em fitofisionomias herbáceas, principalmente em áreas de pastagens (Rich 1980, Davis et al. 1999, Davis 2005, Jacobs et al. 2012, Delgado et al. 2013), mas também em áreas de brejos (Strohmaier et al. 2013, Pickens e King 2014). Em todos esses trabalhos, verificou-se que a estrutura de vegetação teve efeitos sobre a distribuição das espécies, influenciando no uso das áreas, abundância de recursos alimentares e estratégias de forrageio (Bédard e LaPointe 1984, DiQuinzio et al. 2002; Dierschke e Bairlein 2004; Whittingham e Evans 2004, Atkinson et al. 2004, Butler et al. 2005, Whittingham et al. 2006, Meichtry-Stier et al. 2013), ou, selecionam locais com diferentes densidades de vegetação, com locais de vegetação mais densa tendo maior quantidade de aves se reproduzindo e menor quantidade de predação de ninhos (Cody 1985, Lima et al. 1987, Bradbury e Bradter 2004, Butler et al. 2005, Fisher e Davis 2010, Darolová et al. 2014).

Em alguns ambientes a seleção de hábitat pode sofrer influência de uma interação de diferentes características, conforme registrado em *Melospiza melodia*, que habita brejos na

América do Norte e ocorre em locais de vegetação com maior altura e com maior densidade de cobertura vegetal, que, entretanto, não ocorre em todos os locais com estas características devido ao risco de predação (Johnston 1956). Desta forma, uma alta especificidade de habitat, conforme observamos em *T. rubrigastra* e *P. melanops*, também pode estar relacionado à proteção contra predadores.

Verificamos também que a altura das plantas nas áreas amostradas é variável e pode estar localmente relacionada com a altitude do terreno (e consequente efeito da altura das marés; ver abaixo) e, talvez, até com a compactação do sedimento. A menor altitude em certas áreas de ocorrência das aves implica em maior alagamento durante os períodos de marés altas; assim, a maior altura da vegetação mantém uma área de forrageio e proteção para as aves acima do nível da água (Dierschke e Bairlein 2004).

A abundância de invertebrados foi igualmente variável, sendo que a de invertebrados aéreos sobre plantas chegou a ser maior, em algumas áreas, onde o percentual de cobertura da vegetação foi maior, mas essa condição não é a mais adequada às aves. Apesar dessa relação e do fato de o alimento ser crucial na sobrevivência e sucesso reprodutivo de aves (Fretwell e Lucas-Jr. 1968, Cody 1985, Martin 1987, Moorcroft et al. 2002), e de a obtenção de alimento em brejos salinos poder ser ainda mais difícil, em função das marés e variações de salinidade (Weller 1999, Grenier e Greenberg 2006), não verificamos diferença em relação à abundância de recursos alimentares entre as áreas avaliadas com ou sem ocorrência das aves estudadas. Acreditamos que isso é devido ao fato de termos avaliado fitofisionomias muito semelhantes entre si, em que as variações fitofisionômicas foram preponderantes e as de alimento ainda estiveram dentro do limite do ótimo aceitável pelas aves.

Estrutura e Estratificação da Vegetação

Todas essas situações que foram selecionadas pelas aves compartilham o fato de as plantas de estrutura aérea mais verticalizada (*S. californicus*, *T. domingensis* e *C. jamaicense*) estarem em densidades intermediárias e a de estrutura aérea em forma de roseta (*C. americanum*) estarem em densidade alta (*vide* Figura 10). Abundando plantas em roseta, há solo exposto para o desenvolvimento de plantas de estrutura aérea verticalizada, mas que se estabelecem em densidades intermediárias pela simples limitação de espaço à meia altura da coluna de vegetação (Figura 10B). Já o oposto, quando as plantas verticalizadas estão em densidades altas (percentual de cobertura $\geq 62,50\%$), a densidade das plantas em roseta é invariavelmente reduzida (percentual de cobertura $\leq 37,50\%$) pela limitação de luz. No entanto, não necessariamente plantas em roseta precisam estar presentes para as aves estudadas ocorrerem, mas quando plantas verticalizadas estão em reduzida densidade nos habitats selecionados, as em roseta estão em grande densidade.

A vegetação das fitofisionomias utilizadas pelas espécies de aves pode ser dividida em três estratos: um inferior, com densidade de vegetação baixa à moderada, um médio, com densidade moderada à alta, e um superior, com densidade baixa (*vide* Figuras 10A e 12A). Contribui para o incremento de densidade de vegetação no estrato médio a vegetação morta acumulada (*vide* Figuras 7B, 9B, 10A, 11A e 12A) e contribui para que não haja uma saturação de vegetação morta no estrato inferior o fato de *C. americanum* não acumular partes mortas (*vide* Figura 10B). As fitofisionomias contendo *C. americanum* têm na forma de roseta dessa espécie um incremento de folhas se tocando no estrato médio da vegetação, como vários “Y” lado a lado, o que, somado com as folhas mortas apoiadas na parte aberta do “Y”, caracteriza a densidade alta de vegetação do estrato médio. As plantas verticalizadas *T. domingensis* e *C. jamaicense* desenvolvem folhas a partir das hastes reprodutivas, as quais se tocam à meia altura da vegetação e apoiam vegetação morta nestes pontos de encontro,

contribuindo, desse modo, com incremento de densidade de vegetação no estrato médio das fitofisionomias onde elas estão presentes. Em havendo o domínio da planta verticalizada *S. californicus*, de folha lisa sem ramificações, há igualmente três estratos com distintas densidades de vegetação pelo fato de as folhas se inclinarem, se inter cruzando como que na forma de vários “X” lado a lado (*vide* Figura 8), em cujos vértices também acumulam folhas mortas. No entanto, destacamos que nas diversas situações em que vendavais derrubam a vegetação de *Schoenoplectetum*, que perde as folhas em sua totalidade, o início do rebrotamento se faz sem distinção de estratos, com apenas um de densidade de vegetação homogênea (MRB et al. dados inéditos).

Bornschein (2001) e Reinert et al. (2007) evidenciaram três situações distintas de brejos salinos na região onde efetuamos o presente estudo: 1) uma com baixa riqueza de espécies de plantas, 2) outra com moderada e 3) a terceira com alta riqueza de espécies de plantas, similar ao também observado em brejos salinos por Isaach et al. (2014). Os habitats com ocorrência e os avaliados sem ocorrência das aves estudadas se enquadram na primeira dessas situações. Essa primeira situação podemos igualmente dividir em três outras situações: A) com uma espécie dominante (*C. americanum* ou *S. californicus*), B) com uma segunda espécie dominante e C) com duas espécies dominantes e algumas não dominantes. As aves estudadas ocorrem em todas essas situações, mas principalmente na primeira e segunda delas, e as áreas avaliadas sem ocorrência das aves também se enquadram nessas três situações. Fica, então, evidente que as áreas sem ocorrência das espécies acham-se nas mesmas situações do que as áreas com ocorrência (*vide* abaixo), corroborando com o delineamento amostral do estudo e reforçando grandemente o efeito das variações de densidade da vegetação na ecologia e estabelecimento das aves estudadas.

Se variações de densidade de vegetação respondem pela ausência das espécies de aves estudadas em certos brejos salinos enquadrados na situação “1”, acima, a mesma em que se

enquadram os brejos salinos com ocorrência, ainda mais diferença de densidade de vegetação se pode esperar entre os brejos salinos das situações “1” e “2” e “1” e “3”. E de fato, a grande riqueza de espécies nas situações “2” e “3”, com até oito e 17 espécies de plantas por parcela de 1 m², respectivamente (Reinert et al. 2007), implica grande densidade da vegetação. Quanto à estratificação, não avaliada por aqueles autores, ao menos se pode dizer que o estrato inferior e médio dos brejos com muitas espécies de plantas é altamente denso, havendo, inclusive, camadas sobrepostas de plantas compondo esses estratos (MRB dados inéditos).

Essas diferenças em riqueza de espécies de plantas ocorrem em função do dinamismo de formação dos brejos salinos que acabam por influenciar as formações vegetais destas áreas (Valentim et al. 2013). Sendo os brejos salinos subtropicais formações pioneiras, iniciam o estabelecimento da vegetação em determinado local antes sem plantas e o preparam para o futuro desenvolvimento de árvores que, ao seu tempo, transformam o ambiente em floresta (Reinert et al. 2007). O estabelecimento e sucessão dos brejos salinos na região passa pelo que acima denominamos de situações “1A”, “1B”, “1C”, “2” e “3”, nessa ordem.

Confrontando o habitat selecionado e dividido em estratos com o comportamento que observamos das aves estudadas, o inferior é usado para forrageamento com deslocamentos curtos na vegetação e no solo e para a coleta do material nidular (exceto das câmaras oológicas), o médio é usado para forrageamento e construção dos ninhos e o superior é usado para forrageamento por *T. rubrigastra* e deslocamentos de maior alcance (ambas as espécies; MAF et al. dados inéditos). Densidade muito baixa da vegetação nos estratos inferior e médio pode expor as espécies de aves e seus ninhos a predadores, enquanto que densidade baixa no estrato médio pode ainda inviabilizar suporte para a construção do ninho por *P. melanops*. Por sua vez, densidade muito alta da vegetação no estrato inferior pode limitar a captura do

alimento e acesso ao material nidular para ambas as aves (Johnston 1956, Bradbury e Bradter 2004, Darolová et al. 2014).

Distribuição e Dinamismo dos Habitats Seleccionados

As aves estudadas ocorrem em algumas das feições da fase inicial de formação da vegetação dos brejos salinos subtropicais (*vide* acima; Reinert et al. 2007). Verificando a distribuição das áreas de ocorrências das aves na região estudada (Capítulo 1), percebe-se que a maior parte da área de ocorrência está situada onde se tem o encontro das águas de dois grandes rios (São João e Cubatão) com a baía em si. Outras áreas de ocorrência situam-se perto das margens de um desses rios. Nessas áreas é justamente onde se formam novos ambientes, no caso no contato do rio com a baía, e onde se verifica maior dinamismo por ação da sedimentação, ventos e água (Mitsch et al. 2014), que têm a capacidade de reverter a sucessão vegetal e reiniciar a ocupação, rejuvenescendo sempre a vegetação (MRB et al. dados inéditos).

Destoa desse padrão de ocupação de habitats novos e rejuvenescidos a ocorrência de *T. rubrigastra* mais a montante de um rio (*vide* Figura 13, canto inferior esquerdo). As pequenas manchas de ocorrência dessa espécie no local estão interiorizadas demais para serem local de formação de novos brejos e distantes da margem para serem áreas rejuvenescidas constantemente pela ação da água e vento. Nessa área, já se verificou extinção local da espécie e censos sistematizados relevam a diminuição do seu contingente populacional (Capítulo 1). Sugerimos que a ocorrência dessa espécie em manchas dispersas no setor mais à montante do rio é distribuição relictual em feições de habitat outrora contínuos e talvez até mais abrangentes. Com uma distribuição geográfica encolhendo, em concordância com o ambiente em retração, populações podem remanescer em pequenas manchas distantes da área nuclear de ocorrência onde os habitats permaneceram mais estáveis

(tal qual a distribuição das florestas de araucária [Hueck 1953] e do cerrado no sul do Brasil [Maack 1981]). De igual forma, mas analisando sob outra escala, a própria ocorrência de *T. rubrigastra* e *P. melanops* nos brejos salinos subtropicais em diminutas manchas no interior de baías, que representam menos de 6% do que existe de brejos entre o litoral central do Paraná e litoral norte de Santa Catarina (Capítulo 1), pode ser especulado como distribuição relictual de condições pretéritas de condições que poderiam ter vicejado nos últimos milhares de anos, quando o nível do mar esteve alguns metros acima e abaixo do nível atual (*vide* compilação de dados em Reinert et al. [2007]).

Relação entre Micro-Topografia e Habitat Selecionados

A amplitude dos resultados obtidos evidencia uma considerável variação em muitos dos parâmetros analisados, parte dos quais relacionados com uma das características marcantes das planícies de marés, que apresentam diferenças de altitude e implicam maior tempo e altura de alagamento nos locais de menor altitude e menor tempo e altura de alagamento nos locais de maior altitude (Fagherazzi et al. 2004). Verificamos que as plantas dominantes dos brejos salinos subtropicais respondem, por exemplo, em densidade (percentual de cobertura do solo e sociabilidade) e altura ao longo desse gradiente altitudinal, mas não necessariamente em uma relação direta e invariável com relação às altitudes absolutas, mas também em respostas micro-topográficas, com associações florísticas se repetindo no micro-gradiente altitudinal de diferentes cotas altimétricas ao longo da planície de maré. Verificamos que *C. americanum* e *S. californicus*, quando em associação na fitofisionomia de *Crinum-Schoenoplectetum*, são mais densos e mais altos em locais de menor altitude. Já *S. californicus* em dominância plena (*Schoenoplectetum*) responde de forma variável à micro topografia, mas nesta condição sempre registrado com maior altura. Não descartamos que a dureza do sedimento possa ter forte relação nessas associações, pois

diversos fatores relacionadas à geomorfologia dos brejos exercem influência em sua vegetação (Silvestri e Marini 2004). Assim, demonstra-se haver uma relativa complexidade na estrutura florística e fitossociológica destes ambientes que, em associação com forma bastante diferente de roseta ou fina e verticalizada das plantas dominantes, reflete possibilidades e limitações de usos diferentes pelas aves estudadas.

Conservação e outras influências

Admitimos que ainda podem haver outros fatores para explicar a utilização e não utilização de fitofisionomias pelas aves estudadas, alvo de estudos futuros. As aves de estepe norte-americana *Oreoscoptes montanus*, *Amphispiza belli* e *Spizella breweri*, por exemplo, ocorrem em locais com certa densidade de vegetação para servir de proteção contra o vento, sombreamento durante o dia e evitar a perda de calor durante a noite (Rich 1980). Enquanto no presente trabalho, certas áreas não utilizadas pelas aves estudadas estão sujeitas ao forte balançar da vegetação pela ação das ondas causadas pelo vento e passagem de barcos, o que pode limitar o deslocamento e nidificação das aves. Precisa também ser averiguada a possibilidade de as espécies de aves estudadas serem, na região, coloniais, o que poderia implicar em alguns outros parâmetros de seleção, como histórico de uso.

Corroboramos Benoit e Askins (2002), Greenberg (2006), Reinert (2006) e Greenberg e Maldonado (2006) quanto às estreitas relações entre os brejos salinos e a fauna que neles vive e, assim, evidencia-se que a restrição destas espécies a características tão específicas de habitat deixa-as vulneráveis diante das mais variadas alterações ambientais, como, por exemplo, perda de área de hábitat e elevação do nível do mar. No caso dos habitats de *T. rubrigastra* e *P. melanops*, essa vulnerabilidade e restrição são intensificadas, pois os brejos presentes na região são formações pioneiras, ou seja, formações transitórias que “preparam” o

ambiente para outras formações fitofisionômicas arbóreas, que não são utilizadas por estas aves (Reinert et al. 2007).

O fato de os brejos salinos subtropicais serem um ecossistema de transição, sugere a possibilidade de rápidas modificações na sucessão vegetal, que bem sabemos agora, pode ser crucial na sobrevivência das espécies estudadas na região, de habitat altamente restrito, apesar de populações dispersas por diversos locais da América do Sul (Clock 2004, Remsen et al. 2014). E, de fato, modificações no enriquecimento de plantas nas áreas de estudo já indicaram ter havido redução de tamanho populacional (Capítulo 1) e a subtração de área por avanço de manguezais pode “encolher” rapidamente o ecossistema dos brejos salinos subtropicais por fenômenos de tropicalização. Se a substituição de brejos para futuras florestas é um fato inerente às formações pioneiras herbáceas, a tropicalização seria um elemento adicional acelerador do processo, ao que a mudança climática pode estar contribuindo e consolidando. Os estudos inéditos dos autores têm revelado que manguezais avançam sobre os brejos salinos subtropicais mais rapidamente do que eles são formados pelo processo de deposição de sedimentos. Esse descompasso pode fazer com que esse ecossistema recém reconhecido desapareça em curto prazo de tempo. O atual estado de adaptação das espécies poderá ser rapidamente confrontado e estudos contínuos poderão revelar processos ecológicos rápidos e contundentes agindo em curto prazo de tempo sobre suas populações.

AGRADECIMENTOS

A Fundação Grupo Boticário de Proteção à Natureza (FGBPN) (projetos de números BL0001_20111 e 0004_2012) e o Fundo Brasileiro para a Biodiversidade (FUNBIO; conta TFCA - Tropical Forest Conservation Act) apoiaram parcialmente as pesquisas, conduzidas via Mater Natura - Instituto de Estudos Ambientais. Helena Zarantonieli auxiliou na gestão

financeira desses projetos. Ailton Degues prestou inestimável apoio em campo. MAF e TM-de-S receberam bolsas da CAPES. MRB recebeu bolsa PNPd, da CAPES. Ao Programa de Apoio a Projetos Institucionais com a Participação de Recém-Doutores (PRODOC/CAPES) pelo financiamento do projeto nº 2599/2010.

LITERATURA CITADA

- Atkinson, P. W., D. Buckingham, and A. J. Morris (2004) What factors determine where invertebrate-feeding birds forage in dry agricultural grasslands? *Ibis* 146: 99-107.
- Bédard J., and G. LaPointe (1984) The savannah sparrow territorial system: Can habitat features be related to breeding success? *Canadian Journal of Zoology* 62: 1819-1828.
- Benoit, L. K., and R. A. Askins (2002) Relationship between habitat area and the distribution of tidal marsh birds. *The Wilson Bulletin* 114: 314-323.
- Bornschein, M. R. (2001) Formações pioneiras no litoral centro-sul do Paraná: identificação, quantificação de áreas e caracterização ornitofaunística. Dissertação de mestrado. Curso de Pós-Graduação em Engenharia Florestal. Universidade Federal do Paraná.
- Bornschein, M. R., B. L. Reinert, T. Machado-de-Souza, C. Golec, B.M. Whitney, and M.A. Favretto. Abundance, seasonality, and conservation of the Subtropical Doradito *Pseudocolopteryx acutipennis* on the coast of Brazil. *Wilson Journal of Ornithology*.
Submetido para publicação.
- Bradbury, R. B., and U. Bradter (2004) Habitat associations of Yellow Wagtails *Motacilla flava flavissima* on lowland wet grassland. *Ibis* 146: 241-246.
- Braun-Blanquet, J. (1979) Fitosociologia: bases para el estudio de las comunidades vegetales. H. Blume Ediciones, Madrid, Spain.
- Burger, J. (1985) Habitat selection in temperate marsh-nesting birds. p. 253-281. In *Habitat selection in birds* (Cody, M. L., Editor) Academic Press Inc, London, UK.

- Butler, S. J., M. J. Whittingham, J. L. Quinn, and W. Cresswell (2005) Quantifying the interaction between food density and habitat structure in determining patch selection. *Animal Behavior* 69: 337-343.
- Chalfoun, A. D., T. E. Martin (2007) Assessments of habitat preferences and quality depend on spatial scale and metrics of fitness. *Journal of Applied Ecology* 44: 983-992.
- Clock, B. (2004) Many-colored Rush-tyrant (*Tachuris rubrigastra*). In: del Hoyo J, Elliott A, Sargatal J, Christie DA, de Juana E (eds) (2014) Handbook of the birds of the world alive. Lynx Edicions, Barcelona. Available <http://www.hbw.com/node/57253> Accessed 27 Nov 2015.
- Cody, M. L. (1981) Habitat selection in birds: the roles of vegetation structure, competitors, and productivity. *BioScience* 31: 107-113.
- Cody, M. L. (1985) An introduction to habitat selection in birds. In *Habitat selection in birds* (Cody, M. L., Editor) Academic Press Inc, London, UK.
- Darolová, A., J. Krištofík, and H. Hoi (2014) Vegetation type variation in marsh habitats: does it affect nest site selection, reproductive success, and maternal investment in Reed Warblers? *Journal of Ornithology* 155: 997-1008.
- Davis, S. K. (2005) Nest-site selection patterns and the influence of vegetation on nest survival of mixed-grass prairie passerines. *The Condor* 107: 605-616.
- Davis, S. K., D. C. Duncan, and M. Skell (1999) Distribution and habitat associations of three endemic grassland songbirds in Southern Saskatchewan. *Wilson Bulletin* 111: 389-396.
- Delgado, M. P., M. A. Sanza, M. B. Morales, J. Traba, and D. Rivera (2013) Habitat selection and coexistence in wintering passerine steppe birds. *Journal of Ornithology* 154: 469-479.

- De Meeûs, T., Y. Michalakis, F. Renaud, and I. Olivieri (1993) Polymorphism in heterogeneous environments, evolution of habitat selection and sympatric speciation: soft and hard selection models. *Evolutionary Ecology* 7: 175-198.
- Dierschke, J., and F. Bairlein (2004) Habitat selection of wintering passerines in salt marshes of the German Wadden Sea. *Journal of Ornithology* 145: 48-58.
- DiQuinzio, D. A., P. W. C. Paton, and W. R. Eddleman (2002) Nesting ecology of saltmarsh sharp-tailed sparrows in a tidally restricted salt marsh. *Wetlands* 22: 179-185.
- Doody, J. P. (2001) Coastal conservation and management: An ecological perspective. Kluwer Academic Publishers, Massachusetts, USA.
- Fagherazzi, S., M. Marani, and L. K. Blum (2004) The coupled evolution of geomorphological and ecosystem structures in salt marshes. *Coastal and Estuarine Studies* 59: 1-4.
- Fisher, R. J., S. K. Davis (2010) From Wiens to Robel: A review of grassland-bird habitat selection. *Journal of Wildlife Management* 74: 265-273.
- Fretwell, S. D., and H. L. Lucas-Jr. (1968) On territorial behavior and other factors influencing habitat distribution in birds. *Acta Biotheoretica* 19: 16-36.
- Gedan, K. B., A. H. Altieri, and M. D. Bertness (2011) Uncertain future of New England salt marshes. *Marine Ecology Progress Series* 434: 229-237.
- Greenberg, R. (2006) Tidal marshes: home for the few and the highly selected. *Studies in Avian Biology* 32: 2-9.
- Greenberg, R., and J. E. Maldonado (2006) Diversity and endemism in tidal-marsh vertebrates. *Studies in Avian Biology* 32: 32-51.
- Grenier, J. L., and R. Greenberg (2006) Trophic adaptations in Sparrows and other vertebrates of tidal marshes. *Studies in Avian Biology* 32: 130-139.

- Hueck, K. 1953. Distribuição e habitat natural do Pinheiro do Paraná (*Araucaria angustifolia*). Boletim da Faculdade de Filosofia e Ciências 10: 1-24.
- Isaach, J. P., D. A. Cardoni, and O. O. Iribarne (2014) Diversity and habitat distribution of birds in coastal marshes and comparisons with surrounding upland habitats in southeastern South America. *Estuaries and Coasts* 37: 229-239.
- Jacobs, R. B., F. R. Thompson III, R. R. Koford, F. A. La Sorte, H. D. Woodward, and J. A. Fitzgerald (2012) Habitat and landscape effects on abundance of Missouri's grassland birds. *Journal of Wildlife Management* 76: 372-381.
- Johnston, R. F. (1956) Population structure in Salt Marsh Song Sparrows part I. Environment and annual cycle. *The Condor* 58: 24-44.
- Jones, J. (2001) Habitat selection studies in avian ecology: A critical review. *The Auk* 118: 557-562.
- Law, B. S., and C. R. Dickman (1998) The use of habitat mosaics by terrestrial vertebrate fauna: implications for conservation and management. *Biodiversity and Conservation* 7: 323-333.
- Lazarus, J., and M. Symonds (1992) Contrasting effects of protective and obstructive cover on avian vigilance. *Animal Behavior* 43: 519-521.
- Lima, S. L., K. L. Wiebe, and L. M. Dill (1987) Protective cover and the use of space by finches: Is closer better? *Oikos* 50: 225-230.
- Maack, R. 1981. Geografia física do Estado do Paraná. Livraria José Olympio, Rio de Janeiro, Brazil.
- MacArthur, R. H., and E. R. Pianka (1966) On optimal use of a patchy environment. *The American Naturalist* 100: 603-609.
- Martin, T.E. (1987) Food as a limit on breeding birds: A life-history perspective. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 18: 453-487.

- Martin, T. E. (2001) Abiotic vs. biotic influences on habitat selection of coexisting species: Climate change impacts? *Ecology* 82: 175-188.
- Martinez, N., L. Jenni, E. Wyss, and N. Zbinden (2010) Habitat structure versus food abundance: the importance of sparse vegetation for the common redstart *Phoenicurus phoenicurus*. *Journal of Ornithology* 151: 297-307.
- Meichtry-Stier, K. S., F. Korner-Nievergelt, U. Kormann, M. Spiess, P. Mosimann-Kampe, S. Strebel, J. L. Zollinger, and R. Spaar (2013) Habitatwahl der Dorngrasmücke *Sylvia communis* in der Westschweiz: folgerungen für die Artenförderung. *Der Ornithologische Beobachter* 110: 1-15.
- Misenhelter, M. D., and J. T. Rotenberry (2000) Choices and consequences of habitat occupancy and nest site selection in Sage Sparrows. *Ecology* 81: 2892-2901.
- Mitsch, W. J., S. M. Nedrich, S. K. Harter, C. Anderson, A. M. Nahlik, and B. Bernal (2014) Sedimentation in created freshwater riverine wetlands: 15 years of succession and contrast of methods. *Ecological Engineering* 72: 25-34.
- Moorcroft, D., M. J. Whittingham, R. B. Bradbury, and J. D. Wilson (2002) The selection of stubble fields by wintering granivorous birds reflects vegetation cover and food abundance. *Journal of Applied Ecology* 39: 535-547.
- Morris, D. W. (2011) Adaptation and habitat selection in the eco-evolutionary process. *Proceedings of the Royal Society B* 278: 2401-2411.
- Morse, D. H. (1985) Habitat selection in North American parulid warblers. In *Habitat selection in birds* (Cody, M. L., Editor). Academic Press Inc, London, UK.
- Murkin, H. R., E. J. Murkin, and J. P. Ball, J.P. (1997) Avian habitat selection and prairie wetland dynamics: a 10-year experiment. *Ecological Applications* 7: 1144-1159.
- Murray, L. D., and L. B. Best (2014) Nest-site selection and reproductive success of Common Yellowthroats in managed Iowa grasslands. *The Condor* 116: 74-83.

- Pickens, B. A., and S. L. King (2014) Multiscale habitat selection of wetland birds in the northern Gulf Coast. *Estuaries and Coasts* 37: 1301-1311.
- Rafael, J. A., G. A. R. Melo, C. J. B. Carvalho, S. A. Casari, and R. Constantino (2012) *Insetos do Brasil: Diversidade e Taxonomia*. Holos Editora, Ribeirão Preto, Brasil.
- Redfern, C. P. F. (1982) Lapwing nest sites and chick mobility in relation to habitat. *Bird Study* 29: 201-208.
- Reinert, B. L., M. R. Bornschein, and C. Firkowski (2007) Distribuição, tamanho populacional, habitat e conservação do bicudinho-do-brejo *Stymphalornis acutirostris* Bornschein, Reinert e Teixeira, 1995 (Thamnophilidae). *Revista Brasileira de Ornitologia* 15: 493-519.
- Reinert, S. E. (2006) Avian nesting response to tidal-marsh flooding: literature review and a case for adaptation in the Red-winged Blackbird. *Studies in Avian Biology* 32: 77-95.
- Remsen, J.V., E. de Juana, and A. Bonan (2014) Wren-like Rushbird (*Phleocryptes melanops*). In: del Hoyo J, Elliott A, Sargatal J, Christie DA, de Juana E (eds) *Handbook of the birds of the world Alive*. Lynx Edicions, Barcelona. Available <http://www.hbw.com/node/56400> Accessed 27 Nov 2015.
- Rich, T. (1980) Nest placement in Sage Thrashers, Sage Sparrows and Brewer's Sparrows. *Wilson Bulletin* 92: 362-368.
- Silvestri, S., and M. Marani (2004) Salt-marsh vegetation and morphology: basic physiology, modelling and remote sensing observations. *Coastal and Estuarine Studies* 59: 5-26.
- Strohmaier, B., C. H. Schulze, and T. Zuna-Kratky (2013) Effekte von Gewässerstruktur, bewaldungsgrad und geografischer Lage auf Wasserund Schilfvogelgemeinschaften der österreichischen March-Auen. *Egretta* 53: 29-41.

- Tarkhnishvili, D., M. Murtskhvaladzer, and A. Gavashelishvili (2013) Speciation in Caucasian lizards: climatic dissimilarity of the habitats is more important than isolation time. *Biological Journal of the Linnean Society* 109: 876-892.
- Triplehorn, C. A., and N. F. Johnson (2011) *Estudo dos Insetos*. Cengage Learning, São Paulo, Brasil.
- Valentim, J. M., N. Vaz, H. Silva, B. Duarte, I. Caçador, and J. M. Dias (2013) Tagus estuary and Ria de Aveiro salt marsh dynamics and the impact of sea level rise. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 130: 138-151.
- Watson, E. B., and R. Byrne (2009) Abundance and diversity of tidal marsh plants along the salinity gradient of the San Francisco Estuary: implications for global change ecology. *Plant Ecology* 205: 113-128.
- Weller, M. W. (1999) *Wetlands birds: habitat resources and conservation implications*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Whittingham, M. J., C. L. Devereux, A. D. Evans, and R. B. Bradbury (2006) Altering perceived predation risk and food availability: management prescriptions to benefit farmland birds on stubble fields. *Journal of Applied Ecology* 43: 640-650.
- Whittingham, M. J., and K. L. Evans (2004) The effects of habitat structure on predation risk of birds in agricultural landscapes. *Ibis* 146: 210-220.

Tabela 1. Síntese dos resultados das variáveis analisadas que diferiram entre as fitofisionomias amostradas em que *Tachuris rubrigastra* e *Phleocryptes melanops* ocorrem e não ocorrem em brejos salinos subtropicais, sul do Brasil. Diferentes áreas amostrais são separadas por ponto e vírgula (;).

Fitofisionomia	Variável	Áreas de ocorrência	Áreas sem ocorrência
Schoenoplectetum (<i>T. rubrigastra</i>) ¹	Moda de cobertura de <i>S. californicus</i> (%)	62,50; 62,50	87,50
	Média de altura de <i>S. californicus</i> (cm)	264,00; 244,00	274,00
	Média de solo exposto (%)	56,0; 55,50	51,50
	Total de indivíduos de invertebrados sobre plantas	19; 23	35
	Total de indivíduos de invertebrados no sedimento	1; 0	4
	Média de altitude (m)	1,96; 2,27	2,18
Schoenoplectetum (<i>P. melanops</i>) ¹	Moda de cobertura de <i>S. californicus</i> (%)	62,50	62,50; 87,50
	Média de altura de <i>S. californicus</i> (cm)	264,00	244,00; 274,00
	Média de solo exposto (%)	56,00	55,50; 51,50
	Total de indivíduos de invertebrados sobre plantas	19	23; 35
	Total de indivíduos de invertebrados no sedimento	1	0; 4
	Média de altitude (m)	1,96	2,27; 2,18
Crinum-Schoenoplectetum	Moda de cobertura de <i>C. americanum</i> (%)	87,50; 87,50	15,00; 62,50
	Moda de sociabilidade de <i>C. americanum</i>	5; 4	2; 4
	Média de altura de <i>C. americanum</i> (cm)	121,27; 110,85	76,45; 104,40
	Média de altura de <i>S. californicus</i> (cm)	214,09; 213,00	190,83; 198,40

Fitofisionomia	Variável	Áreas de ocorrência	Áreas sem ocorrência
	Média de solo exposto (%)	63,15; 58,81	63,00; 46,37
	Total de indivíduos de invertebrados sobre plantas	106; 39	27; 43
	Total de indivíduos de invertebrados no sedimento	5; 1	12; 4
	Média de altitude (m)	2,12; 2,22	2,37; 2,53
Crinum-Cladietum	Moda de cobertura de <i>C. jamaicense</i> (%)	37,50	15,00; 87,50; 87,50
	Moda de cobertura de <i>C. americanum</i> (%)	37,50	37,50; 15,00; --
	Moda de sociabilidade de <i>C. jamaicense</i>	3	2; 5; 5
	Moda de sociabilidade de <i>C. americanum</i>	4	3; 3; --
	Média de altura de <i>C. jamaicense</i> (cm)	208,48	209,60; 211,80; 174,40
	Total de indivíduos de invertebrados sobre plantas	142	118; 83; 86
	Média de altitude (m)	2,50	2,59; 2,55; 2,55
Crinum-Typhetum	Moda de cobertura de <i>T. domingensis</i> (%)	37,50	15; 87,50
	Moda de cobertura de <i>C. americanum</i> (%)	62,50	15; 37,50
	Moda de sociabilidade de <i>C. americanum</i>	4	2; 3
	Média de solo exposto (%)	54,40	69,05; 43,02
	Total de indivíduos de invertebrados sobre plantas	31	33; 14
	Total de indivíduos de invertebrados no sedimento	13	2; 4
	Média de altitude (m)	2,52	2,46; 2,49

¹ Há uma área amostral que é de ocorrência de *T. rubrigastra*, mas não de *P. melanops*, razão pela qual o número de áreas amostrais nas colunas

“áreas de ocorrência” e “áreas sem ocorrência” varia conforme a espécie de ave.

Tabela 2. Resultados das amostragens fitossociológicas em áreas de *Schoenoplectetum* em que *Tachuris rubrigastra* e *Phleocryptes melanops* ocorrem e não ocorrem em brejos salinos subtropicais, sul do Brasil. A1 – área em que *T. rubrigastra* e *P. melanops* ocorrem; A2 – área em que *T. rubrigastra* ocorre e *P. melanops* não; A3 – área em que nenhuma das aves ocorrem.

Espécie	Variável								
	Cobertura (%)			Sociabilidade			Altura (cm)		
	A1	A2	A3	A1	A2	A3	A1	A2	A3
<i>Schoenoplectus californicus</i>	62,50	62,50	87,50	5	5	5	264,00	244,00	274,00

Tabela 3. Resultados das amostragens fitossociológicas em áreas de *Crinum-Schoenoplectetum* em que *Tachuris rubrigastra* e *Phleocryptes melanops* ocorrem e não ocorrem em brejos salinos subtropicais, sul do Brasil. A1 e A2 – áreas com ocorrência das aves; A3 e A4 – áreas sem ocorrência das aves.

Espécie	Variável											
	Cobertura (%)				Sociabilidade				Altura (cm)			
	A1	A2	A3	A4	A1	A2	A3	A4	A1	A2	A3	A4
<i>Crinum americanum</i>	87,50	87,50	15,00	62,50	5	4	2	4	121,27	110,85	76,45	104,40
<i>Schoenoplectus californicus</i>	15,00	15,00	15,00	15,00	3	2	2	3	214,09	213,00	190,83	198,40
<i>Echinochloa polystachya</i>	--	3,00	--	--	--	1	--	--	--	140,00	--	--
<i>Bacopa monnieri</i>	--	--	3,00	--	--	--	2	--	--	--	6,00	--
<i>Commelina diffusa</i>	--	--	3,00	--	--	--	1	--	--	--	56,00	--
<i>Fuirena robusta</i>	--	--	15,00	--	--	--	2	--	--	--	141,00	--
<i>Panicum mertensii</i>	--	--	3,00	--	--	--	1	--	--	--	100,00	--
<i>Nymphoides humboldtiana</i>	--	--	15,00	--	--	--	2	--	--	--	5,50	--
<i>Rhynchospora cf. corymbosa</i>	--	--	3,00	--	--	--	1	--	--	--	53,33	--
<i>Cyperus sp.</i>	--	--	3,0	--	--	--	1	--	--	--	45,00	--

Tabela 4. Resultados das amostragens fitossociológicas em áreas de Crinum-Cladietum em que *Tachuris rubrigastra* ocorre e não ocorre em brejos salinos subtropicais, sul do Brasil. A1 – área de ocorrência de *T. rubrigastra*; A2, A3 e A4 – área sem ocorrência de *T. rubrigastra*.

Espécie	Variável											
	Cobertura (%)				Sociabilidade				Altura (cm)			
	A1	A2	A3	A4	A1	A2	A3	A4	A1	A2	A3	A4
<i>Cladium jamaicense</i>	37,50	15,00	87,50	87,50	3	2	5	5	209,48	209,60	211,80	174,40
<i>Crinum americanum</i>	37,50	37,50	15,00	--	4	3	3	--	101,27	101,45	109,88	--
<i>Schoenoplectus californicus</i>	15,00	15,00	3,00	15,00	2	2	1	3	218,40	232,86	229,00	213,88
<i>Fuirena robusta</i>	3,00	--	15,00	--	1	--	2	--	154,16	--	156,00	--

Tabela 5. Resultados das amostragens fitossociológicas em áreas de Crinum-Typhetum em que *Phleocryptes melanops* ocorre e não ocorre em brejos salinos subtropicais, sul do Brasil. Valor expresso antes da barra (/) refere-se a resultado em área em que a espécie ocorre e após a áreas em que não ocorre. A1 – área de ocorrência de *P. melanops*; A2 e A3– área sem ocorrência de *P. melanops*.

Espécie	Variável								
	Cobertura (%)			Sociabilidade			Altura (cm)		
	A1	A2	A3	A1	A2	A3	A1	A2	A3
<i>Typha domingensis</i> verde	37,50	15,00	87,50	2	2	3	168,00	161,54	200,86
<i>Typha domingensis</i> seca	15,00	15,00	15,00	2	2	2	168,38	153,73	194,80
<i>Crinum americanum</i>	62,50	15,00	37,50	4	2	3	108,00	77,18	101,00
<i>Schoenoplectus californicus</i>	3,00	3,00	3,00	1	1	1	214,41	175,00	215,00

Tabela 6. Resultados das amostragens de abundância de indivíduos de invertebrados sobre as plantas em áreas de Schoenoplectetum em que *Tachuris rubrigastra* e *Phleocryptes melanops* ocorrem e não ocorrem em brejos salinos subtropicais, sul do Brasil. A1 – área de ocorrência das duas espécies; A2 – área em que ocorre *T. rubrigastra* e não ocorre *P. melanops*; A3 – área em que as espécies não ocorrem.

Táxon	A1	A2	A3
Hemiptera: Delphacidae	15	21	22
Coleoptera	0	1	4
Coleoptera: Curculionidae	0	0	1
Araneae	0	1	3
Diptera	4	0	3
Collembola	0	0	2
Total	19	23	35

Tabela 7. Resultados das amostragens de abundância de indivíduos de invertebrados sobre as plantas em áreas de *Crinum-Schoenoplectetum* em que *Tachuris rubrigastra* e *Phleocryptes melanops* ocorrem e não ocorrem em brejos salinos subtropicais, sul do Brasil. A1 e A2 – áreas de ocorrência das aves; A3 e A4 – área sem ocorrência das espécies.

Táxon	A1	A2	A3	A4
Araneae	6	6	3	2
Araneae: Salticidae			1	
Collembola	16	6	3	3
Coleoptera	1			
Diptera	1			
Hemiptera: Delphacidae	83	27	20	37
Total	106	39	27	43

Tabela 8. Resultados das amostragens de abundância de indivíduos de invertebrados sobre as plantas em Crinum-Cladietum em que *Tachuris rubrigastra* ocorre e não ocorre em brejos salinos subtropicais, sul do Brasil. A1 – área com ocorrência de *T. rubrigastra*; A2, A3 e A4 – áreas sem ocorrência de *T. rubrigastra*.

Táxon	A1	A2	A3	A4
Araneae	15	6	10	8
cf. Thysanoptera	1			
Coleoptera	2	1		1
Collembola	66	28	18	25
Diptera	1			1
Hemiptera: Delphacidae	41	82	47	46
Hymenoptera: Formicidae	14	1	1	4
Não identificado	2		7	1
Total	142	118	83	86

Tabela 9. Resultados das amostragens de abundância de indivíduos de invertebrados sobre as plantas em áreas de Crinum-Typhetum em que *Phleocryptes melanops* ocorre e não ocorre em brejos salinos subtropicais, sul do Brasil. A1 – área com ocorrência de *P. melanops*; A2 e A3 – área sem ocorrência de *P. melanops*

Táxon	A1	A2	A3
Araneae	7	4	2
cf. Blattaria	1		
Coleoptera: Curculionidae	1	1	
Collembola	19	21	6
Diptera	1	4	1
Hemiptera: Aphidoidea			1
Hemiptera: Delphacidae		2	2
Hymenoptera: Formicidae			1
Orthoptera	1	1	
Não identificado	1		1
Total	31	33	14

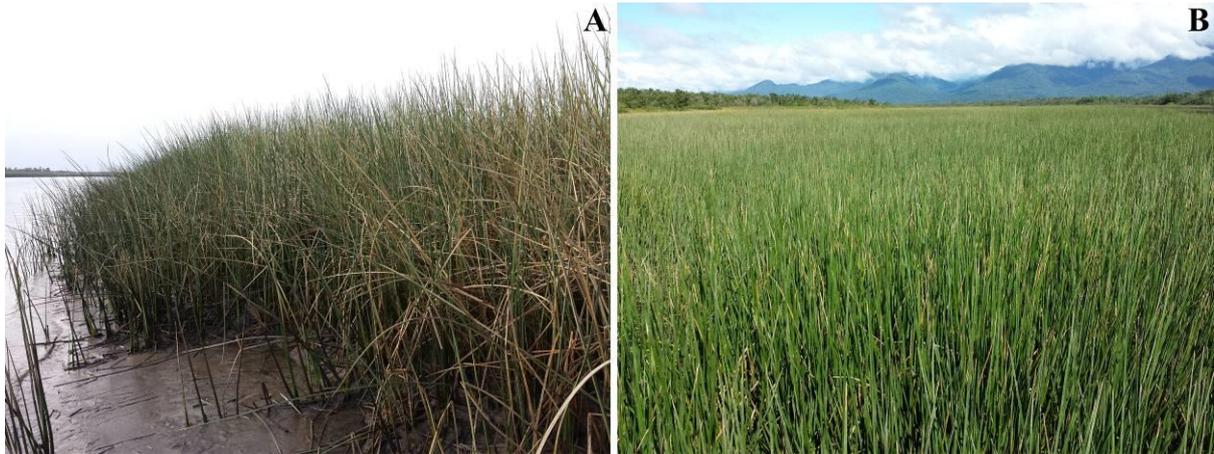


Figura 4. Fitofisionomia denominada de Schoenoplectetum, pela dominância ou presença exclusiva de *Schoenoplectus californicus*, em brejos salinos subtropicais, baía de Guaratuba, sul do Brasil. As espécies não ocorrem em **A**, e em **B** ocorre *T. rubrigastra* e não *P. melanops*.

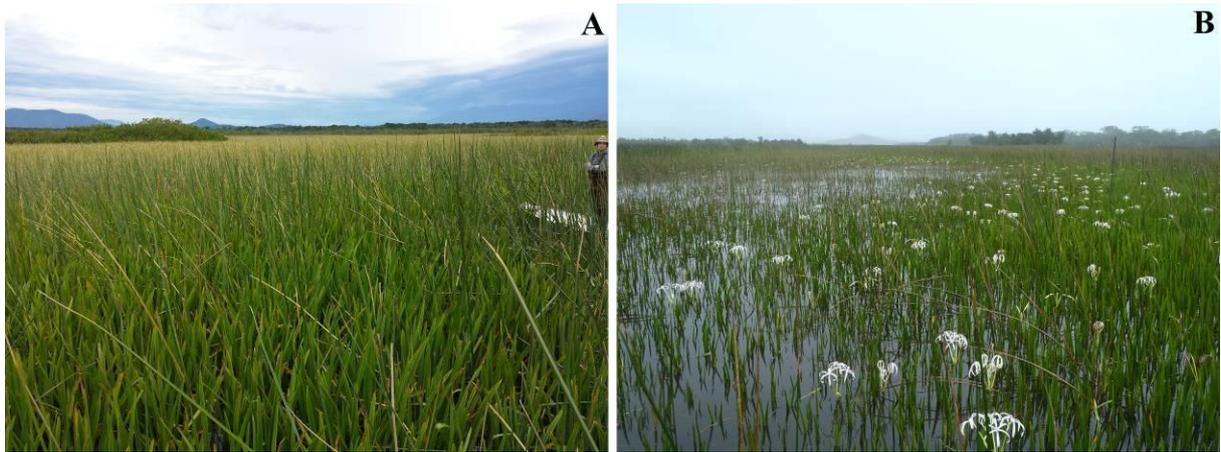


Figura 5. Fitofisionomia denominada de *Crinum-Schoenoplectetum*, pela dominância de *Crinum americanum* (folhas curtas e flores) e *Schoenoplectus californicus* (folhas finas e longas), a qual caracteriza os brejos salinos subtropicais, no caso na baía de Guaratuba, sul do Brasil. As espécies não ocorrem em **B**, e em **A** ocorre *T. rubrigastra* e não *P. melanops*.

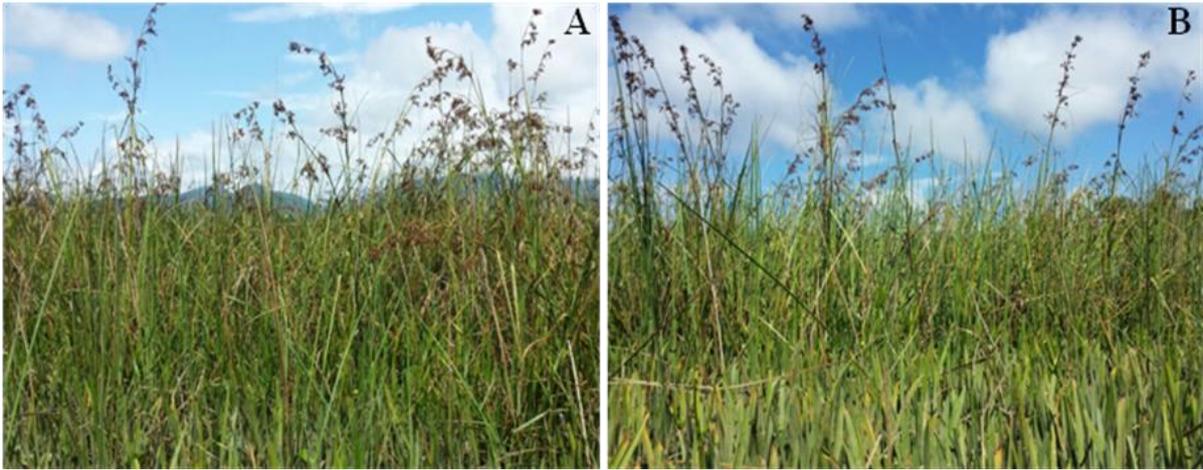


Figura 6. Fitofisionomia denominada de *Crinum-Cladietum*, pela dominância de *Crinum americanum* e *Cladium jamaicense*, em brejos salinos subtropicais, baía de Guaratuba, sul do Brasil, **A** onde ocorre *Tachuris rubrigastra* e **B** onde não ocorre. *Phleocryptes melanops* não ocorre nesta fitofisionomia.

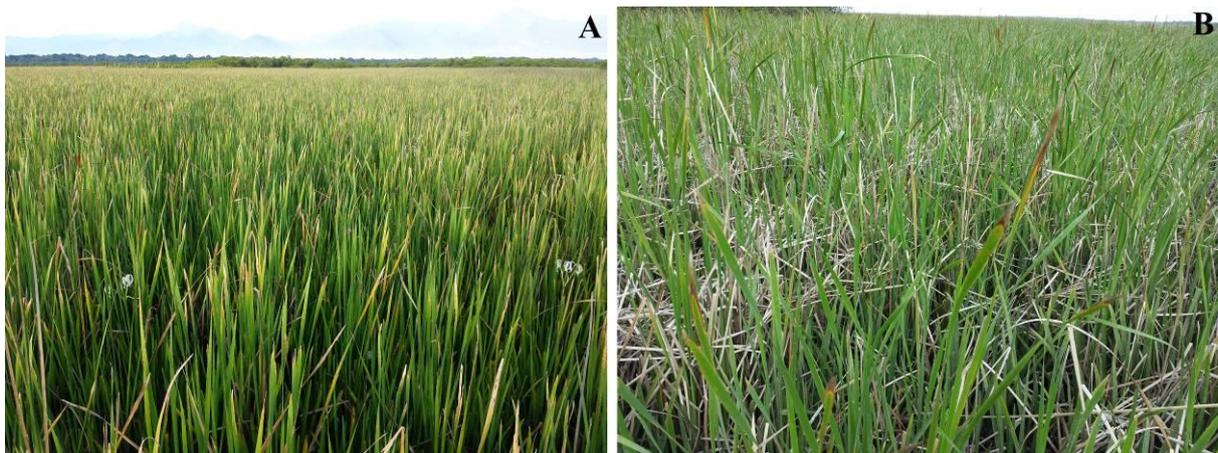


Figura 7. Fitofisionomia denominada de Crinum-Typhetum, pela dominância de *Crinum americanum* (folhas curtas e flores) e *Typha domingensis* (folhas finas e longas), em brejos salinos subtropicais, baía de Guaratuba, sul do Brasil. Em **A**, tem-se ocorrência de *Phleocryptes melanops* e em **B**, não. Ambos os locais, que tem áreas equivalentes e situação lado a lado, foram amostrados para seleção de habitat. *Tachuris rubrigastra* não ocorre nessa fitofisionomia.



Figura 8. *Schoenoplectetum* em crescente percentual de cobertura vegetal (= densidade) e valor de sociabilidade (proximidade dos indivíduos) de **A** para **C** por *Schoenoplectus californicus* em áreas de ocorrência de *Tachuris rubrigastra* e *Phleocryptes melanops* em brejos salinos subtropicais, baía de Guaratuba, sul do Brasil, sendo a situação **B** mais frequente. Evidencia-se um ninho concluído (**A**, caído) e dois em construção de *P. melanops*.



Figura 9. *Crinum-Schoenoplectetum* em variações sutis nos percentuais de cobertura vegetal (= densidade) e valores de sociabilidade (proximidade dos “indivíduos”) por *Schoenoplectus californicus* e *Crinum americanum* em brejos salinos subtropicais, baía de Guaratuba, sul do Brasil, das quais a que reflete o padrão mais frequente é a condição **A**. Todos os locais são áreas de ocorrência de *Tachuris rubrigastra* e *Phleocryptes melanops*. Evidencia-se um ninho em construção (**A**) e dois concluídos de *P. melanops* (o de **B**, caído).



Figura 10. **A.** Exemplo da estruturação da vegetação de brejos salinos subtropicais iniciais no processo de ocupação e sucessão ecológica: presença de somente poucas espécies de plantas arranjadas na forma de três estratos de densidade (um inferior, moderadamente denso, um médio, onde se concentra a maior densidade, e um superior, com reduzida densidade de vegetação). **B.** Aproximação do estrato inferior da vegetação, destacando-se o espaço entre as plantas (repare a presença de solo exposto). Perceba, em **B**, a forma de roseta de *Crinum americanum* e a quase ausência de folhas mortas contribuindo com uma reduzida densidade da vegetação, enquanto que em **A**, perceba a forma verticalizada da estrutura aérea de *Schoenoplectus californicus*, cujas folhas secas caídas contribuem com o incremento de densidade da vegetação do estrato médio. As fotos são da fitofisionomia *Crinum-Schoenoplectetum*, em área de ocorrência por *Tachuris rubrigastra* e *Phleocryptes melanops* (baía de Guaratuba, sul do Brasil).



Figura 11. *Crinum-Cladietum* em áreas onde ocorre *Tachuris rubrigastra* em brejos salinos subtropicais, baía de Guaratuba, sul do Brasil. São evidentes ninhos dessa espécie (concluído, em **A**, e em conclusão, em **B**). Em **A**, percebe-se *Cladium jamaicense*, dominando, além de *Crinum americanum* e *Schoenoplectus californicus*. Em **B**, percebe-se *Cladium jamaicense*, com maior percentual de cobertura do solo do que em **A**, e *S. californicus*. *Phleocryptes melanops* não ocorre nessa fitofisionomia.



Figura 12. *Crinum-Typhetum* em áreas amostradas para a seleção de habitat em que *Phleocryptes melanops* ocorre (**A**) e não ocorre (**B**) em brejos salinos subtropicais, baía de Guaratuba, sul do Brasil. Perceba especialmente a maior densidade (= maior cobertura do solo) de *Crinum americanum* em **A**. A área **B** ocorre ao lado da área **A** e tem área equivalente. Ainda se observa *T. domingensis* (folhas longas, verticalizadas).

Tabela 10. Coordenadas geográficas das áreas amostradas por fitofisionomia em que *Tachuris rubrigastra* e *Phleocryptes melanops* ocorrem (S) e não ocorrem (N) em brejos salinos subtropicais, sul do Brasil. Fornecemos a distância entre os limites de uma fitofisionomia amostrada sem ocorrência e uma mais próxima com ocorrência (A), independente de qual, e de sua respectiva fitofisionomia mais próxima com ocorrência (B). A localização dessas áreas pode ser observada nas Figuras 13 e 14.

Fitofisionomia	Coordenadas geográficas	Presença		Distâncias (m) ¹		Área (ha)
		<i>T. rubrigastra</i>	<i>P. melanops</i>	A ²	B ²	
Schoenoplectetum	25°51'57"S, 48°42'41"W	S	S	--	--	0,30
Schoenoplectetum	25°51'24"S, 48°44'16"W	S	N	--	--	1,55
Schoenoplectetum	25°52'14"S, 48°45'29"W	N	N	136 / 2.888 ²	1.642 / 4.645 ²	0,38
Crinum-Schoenoplectetum	25°51'57"S, 48°43'08"W	S	S	--	--	2,41
Crinum-Schoenoplectetum	25°51'50"S, 48°42'56"W	S	S	--	--	8,53
Crinum-Schoenoplectetum	25°51'33"S, 48°43'55"W	N	N	--	16	0,41
Crinum-Schoenoplectetum	25°52'38"S, 48°45'58"W	N	N	498	3.809	0,81
Crinum-Cladietum	25°52'21"S, 48°45'30"W	S	N	--	--	0,28
Crinum-Cladietum	25°52'16"S, 48°45'27"W	N	N	--	70	0,35
Crinum-Cladietum	25°52'23"S, 48°45'32"W	N	N	--	92	0,16

Fitofisionomia	Coordenadas geográficas	Presença		Distâncias (m) ¹		Área (ha)
		<i>T. rubrigastra</i>	<i>P. melanops</i>	A ²	B ²	
Crinum-Cladietum	25°52'23"S, 48°45'43"W	N	N	--	267	0,17
Crinum-Typhetum	25°51'59"S, 48°43'20"W	N	S	--	--	1,08
Crinum-Typhetum	25°51'57"S, 48°43'21"W	N	N	0	0	0,88
Crinum-Typhetum	25°51'46"S, 48°43'03"W	N	N	0	450	1,20

¹ Distância igual a zero significa que a fitofisionomia sem ocorrência e com ocorrência são contíguas.

² Nos casos de duas distâncias oferecidas, a primeira refere-se à *T. rubrigastra* e a segunda à *P. melanops*.

Tabela 11. Tamanho amostral de cada variável analisada em fitofisionomias em que *Tachuris rubrigastra* e *Phleocryptes melanops* ocorrem e não ocorrem em brejos salinos subtropicais, sul do Brasil. O primeiro valor de tamanho de amostra refere-se a fitofisionomias com ocorrência das espécies e o segundo a fitofisionomias sem ocorrência. Valor expresso antes da barra (/) refere-se a resultado em área em que as espécies ocorrem e após a áreas em que não ocorrem, ponto e vírgula (;) separar resultados de diferentes áreas amostrais.

Fitofisionomia	Variável				
	Fitossociologia	Solo exposto	Invertebrados de solo	Invertebrados sobre plantas	Altitude
Schoenoplectetum (<i>T. rubrigastra</i>)	20; 20 / 20	10; 10 / 10	10; 10 / 10	20; 20 / 20	25; 25 / 15
Schoenoplectetum (<i>P. melanops</i>)	20 / 20; 20	10 / 10; 10	10 / 10; 10	20 / 20; 20	25 / 25; 15
Crinum-Schoenoplectetum	45; 131 / 25; 25	27; 64 / 21; 16	10; 10 / 10; 10	25; 25 / 25; 25	35; 35 / 35; 35
Crinum-Cladietum	25 / 25; 25; 25	-- ¹	-- ¹	58 / 46; 43; 40	15 / 15; 10; 12
Crinum-Typhetum	22 / 14; 44	15 / 18; 10	10 / 10; 10	26 / 26; 21	35 / 35; 35

¹Não amostrado.

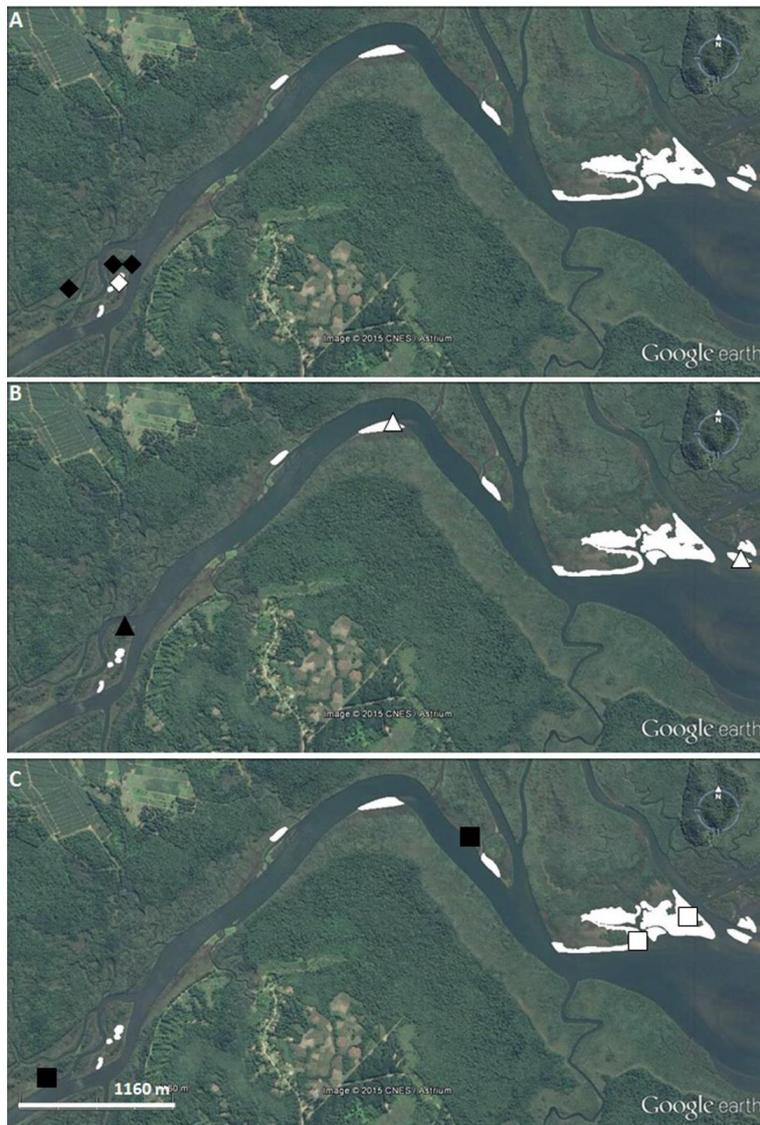


Figura 13. [Material Suplementar] Indicação de onde ocorrem as distintas fitofisionomias com ocorrência de *Tachuris rubrigastra* na baía de Guaratuba, sul do Brasil, amostradas para a seleção de habitat. Símbolos pretos significam locais amostrados sem ocorrência da espécie e brancos locais amostrados com ocorrência da espécie. O mapeamento em branco indica a totalidade da área de ocorrência da espécie na população do “interior da baía de Guaratuba” (Capítulo 1). **A** = Pontos amostrais da fitofisionomia Crinum-Cladietum. **B** = Pontos amostrais da fitofisionomia Schoenoplectetum. **C** = Pontos amostrais da fitofisionomia Crinum-Schoenoplectetum. Fonte: imagem orbital Google Earth, versão 7.1.5.1557.

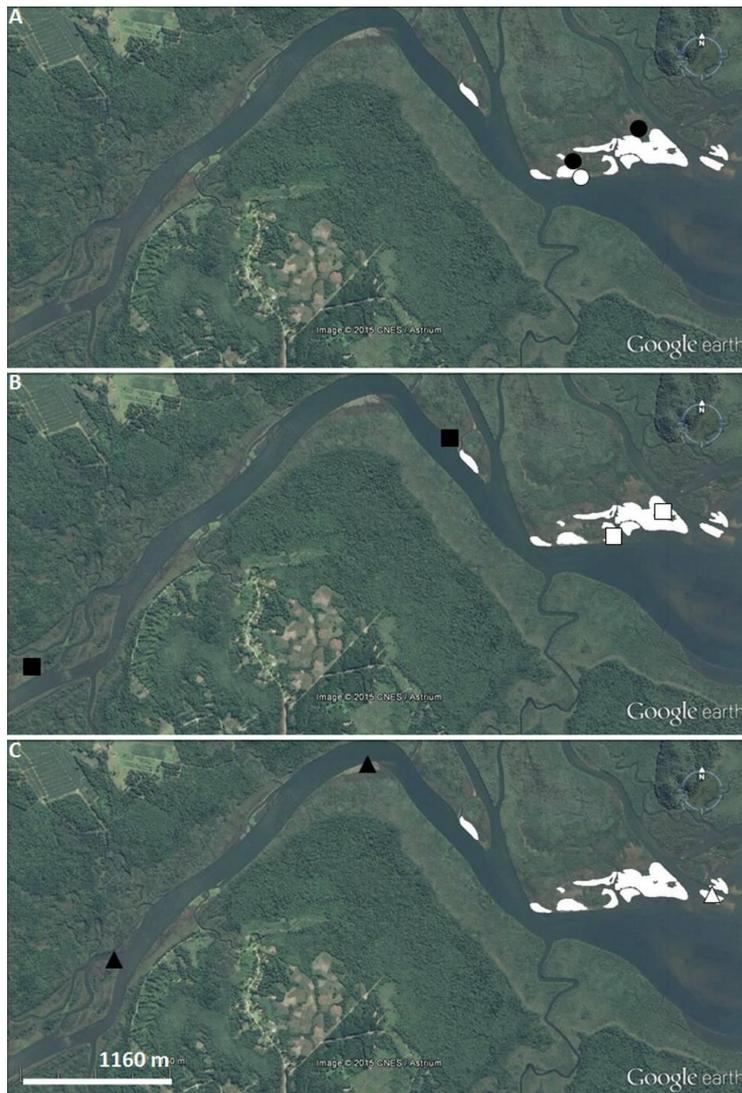


Figura 14. [Material Suplementar] Indicação de onde ocorrem as distintas fitofisionomias com ocorrência de *Phleocryptes melanops* na baía de Guaratuba, sul do Brasil, amostradas para a seleção de habitat. Símbolos pretos significam locais amostrados sem ocorrência da espécie e brancos locais amostrados com ocorrência da espécie. O mapeamento em branco indica a totalidade da área de ocorrência da espécie na população do “interior da baía de Guaratuba” (Capítulo 1). **A** = Pontos amostrais da fitofisionomia Crinum-Typhetum. **B** = Pontos amostrais da fitofisionomia Crinum-Schoenoplectetum. **C** = Pontos amostrais da fitofisionomia Schoenoplectetum. Fonte: imagem orbital Google Earth, versão 7.1.5.1557.

Capítulo 3: Sazonalidade de *Tachuris rubrigastra* (Tachuridae) e *Phleocryptes melanops* (Furnariidae) em brejos salinos subtropicais no sul do Brasil

[Revista alvo: Emu]

Mario Arthur Favretto^{1,7}, Tiago Machado-de-Souza^{1,2,3}, Cláudia Golec⁴, Bianca Luiza Reinert^{2,5}, Marcos Ricardo Bornschein^{2,6}

¹Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal do Paraná, Centro Politécnico, Jardim das Américas, CEP 81531-980, Curitiba, Paraná, Brasil.

²Mater Natura – Instituto de Estudos Ambientais, Rua Lamenha Lins 1080, CEP 80250-020, Curitiba, Paraná, Brasil.

³Laboratório de Ecologia Vegetal, Departamento de Botânica, Universidade Federal do Paraná, Centro Politécnico, Jardim das Américas, Caixa Postal 19031, CEP 81531-980, Curitiba, Paraná, Brasil.

⁴Rua Salgado Filho 550, Ap. 4, CEP 84600-000, União da Vitória, Paraná, Brasil.

⁵Laboratório de Biodiversidade, Conservação e Ecologia de Animais Silvestres, Departamento de Zoologia, Universidade Federal do Paraná, Centro Politécnico, Jardim das Américas, CEP 81531-980, Curitiba, Paraná, Brasil.

⁶Programa de Pós-Graduação em Zoologia, Universidade Federal do Paraná, Centro Politécnico, Jardim das Américas, CEP 81531-980, Curitiba, Paraná, Brasil.

⁷Autor para correspondência; e-mail: marioarthur.favretto@hotmail.com

Resumo. *Tachuris rubrigastra* e *Phleocryptes melanops* são passeriformes de brejos de regiões subtropicais e temperadas andino-patagônicas. Com o objetivo de entender as variações sazonais das populações destas espécies em áreas de residência no sul do Brasil, com um período reprodutivo mais longo do que o de outras aves locais, efetuamos censos, marcação de indivíduos, determinação molecular do sexo e procura por indivíduos marcados durante o ano inteiro na baía de Guaratuba, estado do Paraná, Brasil, entre o final de 2011 e início de 2015. Verificamos que ambas as espécies têm maiores abundâncias em dois picos e que os indivíduos anilhados foram sazonais. A composição de indivíduos anilhados varia conforme os picos de abundância das espécies. Ambas as espécies são sazonais na área amostral, havendo migração parcial não separada por sexo em dois turnos coincidentes com os picos de abundância, um em período quente do ano e outro em período frio. Propomos que a substituição dos indivíduos seja uma adaptação à alta restrição de habitat destas espécies na área de estudo, como forma de reduzir a competição por recursos alimentares e locais de nidificação. A suposta redução em área dos brejos salinos subtropicais poderia ser condizente como um efeito gerador do padrão migratório em dois grupos, o qual seria uma adaptação a manter um contingente populacional em área de vida rapidamente reduzida.

Palavras-chave: anilhamento, brejos, migração, substituição populacional.

Abstract. *Tachuris rubrigastra* and *Phleocryptes melanops* are passerine of marshes that inhabit subtropical and temperate andean-patagonian ecosystems. With the aim to understand the seasonal variation of these species in areas of residence in southern Brazil, with a longer reproductive period than other local birds, we censused, ringed, sexed and searched for marked individuals in Guaratuba bay, Paraná, Brazil, between

late 2011 and early 2015. We found that both species have the highest abundances in two periods and the ringed individuals were seasonal, with composition that varies with the species abundance periods. Both species are seasonal in the sampling area, with partial migration in two periods, one during the warmer season and another in the colder season. We propose that the replacement of individuals is an adaptation to the high habitat reduction of these species in the study area, in order to reduce competition for food resources and nesting sites. The presumed reduction of subtropical salt marshes in the area could drive the pattern of two periods of migration, which would be an adaptation to maintain the population in a rapidly diminishing area.

Keywords: marking, marshes, migration, population substitution.

Introdução

Migração de aves é o movimento de populações de determinadas espécies entre áreas de reprodução e não-reprodução, ou seja, o movimento regular de ida e vinda de indivíduos, frequentemente ao mesmo local, durante um ciclo sazonal (Salewski e Bruderer 2007; Newton 2008). Tais movimentos são influenciados e iniciados por fotoperiodismo, ciclos gonadais e hormonais, fatores climáticos e, principalmente, sazonalidade de recursos alimentares (Gill 2007; Boyle e Conway 2007). Nas aves, o processo de migração é muito variado, com estratégias migratórias e reprodutivas implicando variações interespecíficas de migração e, também, variações intraespecíficas (Faaborg *et al.* 2010). Algumas espécies migram deslocando-se em grandes bandos e outras em pequenos grupos ou solitárias (Pulido 2007). Em certas espécies, ocorrem apenas migrações parciais, com somente uma parte da população migrando, como resposta a uma redução sazonal de recursos, por exemplo, se evitando, assim, um aumento de competição intraespecífica (Jahn *et al.* 2006; Boyle 2008; Shaw e Levin

2011). Também ocorrem migrações diferenciais separadas por sexo, quando machos e fêmeas migram para distâncias diferentes, ou diferenciais por idade, quando adultos e jovens migram em períodos distintos, em ambos os casos de forma a também evitar competição intraespecífica por recursos fora do período reprodutivo (Kjellén 1992; Holberton e Able 2000; Catry *et al.* 2005; Dierschke *et al.* 2005; Jorge *et al.* 2011; Maggini *et al.* 2013). Outra variação em migração intraespecífica ainda ocorre quando machos retornam ao local de reprodução antes do que as fêmeas, para definir previamente seus territórios, enquanto que elas chegam apenas quando as melhores condições para nidificação já estão estabelecidas (Francis e Cooke 1986; Kjellén 1992; Forstmeier 2002).

Muitas espécies de aves que vivem ao longo de um amplo gradiente latitudinal ainda promovem outra variação intraespecífica na sazonalidade, sendo migrantes nas regiões de maiores latitudes e não migrantes nas menores, quando, então, populações migrantes se sobrepõem com não migrantes (Sick 1983; Faaborg *et al.* 2010). Entre exemplos de aves com esse padrão de sazonalidade, tem-se o bonito-do-piri (*Tachuris rubrigastra*) e o bate-bico (*Phleocryptes melanops*). Trata-se de dois pequenos passeriformes que ocorrem em brejos e possuem distribuições essencialmente andino-patagônicas (Clock 2004; Remsen *et al.* 2014), cujas populações meridionais são migrantes, deslocando-se rumo ao norte, e passando sobre populações residentes (Naroski 1969; Hugues 1970; Comparatore *et al.* 1996; Isacch *et al.* 2006; Villavicencio 2007; Vizcarra 2008; Flores e Quispe 2009; Vizcarra 2010; Ianaconne *et al.* 2010; Llanos *et al.* 2011; Lara *et al.* 2011; Chávez-Villavicencio 2013; Lucero 2013).

Tachuris rubrigastra e *P. melanops* também ocorrem em parte do sudeste e sul do Brasil, onde seus *status* de ocorrência e sazonalidades são pouco conhecidos e há informações controversas (*vide* introdução do Capítulo 1). Recentemente, verificou-se

que em parte do sul do Brasil ocorrem populações residentes ao longo do ano em diminutas áreas de um ecossistema reconhecido como “brejo salino subtropical” (Bornschein *et al.* no prelo) e, também, populações migratórias de origem desconhecida de ambas as espécies (Reinert e Bornschein 1997; Capítulo 1). No entanto, o longo período reprodutivo dessas espécies (sete meses de postura para *T. rubrigastra* e 10 meses de postura para *P. melanops*; MAF *et al.* dados inéditos) nessas populações residentes, aliado ao comportamento reprodutivo aparentemente dividido em dois picos de abundância, um no período quente do ano e outro no período frio, levantou suspeitas sobre a permanência ao longo do ano dessas populações na região. No presente trabalho, objetivamos analisar se ocorre sazonalidade das populações tidas como residentes de *T. rubrigastra* e *P. melanops* em brejos salinos subtropicais.

Materiais e métodos

A área amostral está localizada no estuário do interior da baía de Guaratuba (c. 25°51'43"S, 48°44'42"W), litoral sul do estado do Paraná, sul do Brasil, onde trabalhamos entre outubro de 2011 e fevereiro de 2015, com uma campanha mensal de cinco dias de duração entre março e agosto e com duas campanhas mensais de cinco dias, cada qual, nos demais meses do ano. O estuário sofre influência diária das marés e é caracterizado por brejos de maré, manguezais nas áreas de água salobra e por outra formação arbórea nas áreas de água doce. Esses ambientes se denominam como Formação Pioneira de Influência Fluviomarinha, o primeiro em estágio herbáceo e os demais em estágio herbáceo-arbóreo (Reinert *et al.* 2007). Recentemente, reconheceu-se que os brejos de maré da região e também das adjacências ao norte, em parte do litoral do estado de São Paulo, e a sul, em parte do litoral do estado de Santa Catarina, caracterizam-se com um ecossistema à parte, denominado como “brejo salino

subtropical” (Bornschein *et al.* no prelo; Capítulo 1). Caracteriza-se por ocorrer associado aos manguezais, que são os ambientes das planícies de marés nas regiões tropicais, porém com reduzida presença de *Spartina* spp., que ocupam as planícies de maré de regiões temperadas (Bornschein *et al.* no prelo; Capítulo 1). Para maiores detalhes sobre os ambientes, *vide* Capítulo 2.

Efetuamos censos mensais de abundância de *T. rubrigastra* e *P. melanops* entre outubro de 2011 e fevereiro de 2015 por meio de pontos fixos de registros, em que o observador permanece parado em um determinado local registrando todas as aves visualizadas ou ouvidas durante um tempo e a uma distância pré-determinados (Bibby *et al.* 2000). Estes pontos fixos foram alocados em dois setores da baía de Guaratuba: ilha da Folharada e entorno (c. 25°51’56”S, 48°43’26”W) e ilha do Jundiaquara e entorno (c. 25°52’25”S, 48°45’31”W). Amostramos seis pontos em cada setor e cada qual em um dia distinto (houveram umas poucas falhas). Iniciamos a amostragem do primeiro ponto de cada setor a partir do nascer do sol. O intervalo de tempo entre as amostragens dependeu do tempo para percorrer a distância de um ponto a outro, mas não excedeu 20 min. Amostramos cada ponto por 15 min, contando os distintos indivíduos vistos e/ou ouvido de cada espécie, dentro de um raio de 50 m do centro do ponto, onde o observador permanecia durante toda a amostragem. O perímetro de um ponto distava do perímetro do ponto mais próximo pelo menos 45 m. Alternamos a ordem de amostragem dos pontos, ora iniciando por um dos extremos da linha de pontos e ora por outro. Interrompemos os censos de aves em andamento quando iniciava a chuva e em dias chuvosos não efetuamos censos.

Entre fevereiro de 2014 e fevereiro de 2015, percorremos de barco à remo (com velocidade constante) mensalmente um mesmo setor da borda de brejos, junto à água, percorrendo um máximo de até 24 km no interior da baía de Guaratuba (ilhas do

Chatão, do Saco Mole, da Praia, do Ponto 5, da Folharada e do Jundiaquara) ao longo dos dias de amostragem da campanha, exceto alguns meses que falharam as amostragens. Nestas buscas efetuamos *playback* de vocalizações de ambas as espécies (aproximadamente a cada 20 m de margem), para a contagem de indivíduos. Simultaneamente, também contamos (uma segunda pessoa) indivíduos deslocando-nos a pé nas porções mais distantes das margens, paralelamente aos locais onde efetuávamos contagens de indivíduos embarcados. Efetuamos essas contagens no início da manhã. Contamos todos os indivíduos vistos e/ou ouvidos e totalizamos as contagens, cuidando para não recontar indivíduos (dirimimos eventuais dúvidas na contagem de indivíduos pelos distintos pesquisadores em campo, com uso de rádios de comunicação [*walk talkies*]). Treinamos previamente essa prática metodológica várias vezes entre 2011 e 2013 (não consideramos essas contagens nos resultados, por terem sido infrequentes).

Efetuamos capturas e marcações de indivíduos de *T. rubrigastra* e *P. melanops* entre outubro de 2011 e fevereiro de 2015, com uso de uma a seis redes de neblina (12 m; malha de 28 mm) totalizando 280 horas de captura, muitas vezes atraindo indivíduos com uso de *playback* de distintas vocalizações de ambas as espécies ou mesmo espantando indivíduos para as redes. Efetuamos esforços de captura ao longo de toda a área das populações das espécies do interior da baía de Guaratuba (Capítulo 1), sempre contando com três a seis pessoas em campo. Marcamos os indivíduos capturados com anilhas metálicas (cedidas pelo CEMAVE) e coloridas, essas seguindo um código de cores individuais que permitia a identificação dos indivíduos mediante observação. O anilhamento resultava na colocação de duas anilhas em cada tarso das aves, mas logo reduzimos o número de anilhas em *T. rubrigastra* para duas coloridas em um tarso e

uma metálica noutra. Realizamos essa redução devido ao risco de o excesso de peso gerado pelas anilhas dificultar a sobrevivência das aves marcadas.

Durante as capturas, coletamos de cinco a 10 tetrizes das aves (embaladas a seco e mantidas posteriormente em freezer) para a determinação molecular do sexo dos indivíduos, preferencialmente em mudas. A determinação do sexo dos indivíduos foi realizada pelo laboratório “Unigen Tecnologia do DNA”, após padronização com amostras de quatro indivíduos por espécie que sabíamos tratarem-se de dois casais (para tal, excepcionalmente os capturamos enquanto estavam em atividade reprodutiva, junto aos respectivos ninhos). Nem todas as amostras resultaram em determinação de sexo.

Entre outubro de 2011 e fevereiro de 2015, procuramos mensalmente pelos indivíduos anilhados em toda a área ocupada pelas populações das duas espécies no interior da baía de Guaratuba, por meio de busca ativa a pé ou embarcados (auxiliada com uso de binóculos). Essa atividade de procura também incluiu os censos, contagens (embarcados) e momentos de captura. Avistado um indivíduo, o seguíamos por um determinado tempo (no máximo 10 min) na tentativa de encontrar indivíduos adicionais como consequência de interações intraespecíficas. Quando não conseguíamos avistar o código completo de cores de um determinado indivíduo, tocávamos *playback* de distintas vocalizações na tentativa de aproximar o indivíduo e facilitar a confirmação de seu código de anilhas.

Para verificar a sazonalidade de indivíduos anilhados ao longo dos anos, utilizamos da Análise de Correspondência, por meio do programa Past, versão 2.16, mas considerando apenas os indivíduos que registramos em anos subsequentes ao anilhamento. Ao analisarmos os contatos de indivíduos anilhados, não consideramos a data de anilhamento, visto que os esforços de captura intensificaram a capacidade de obtenção de contatos (mediante *playback*, interceptação de indivíduos nas redes e pela

facilidade de confirmação dos códigos de anilhas) de forma muito destoante da nossa capacidade de obtê-los normalmente, enquanto nos deslocando em campo.

Resultados

Anilhamos 111 indivíduos de *T. rubrigastra* e 54 de *P. melanops* e compilamos 691 contatos de indivíduos anilhados da primeira espécie e 542 contatos de indivíduos anilhados da segunda espécie. Registramos um número máximo de 5 a 20 indivíduos de *T. rubrigastra* em um mês nos censos (totalidade dos 12 pontos), havendo maiores abundâncias entre maio e agosto (máximo de 16, 13 e 20 por ano, respectivamente) e também em novembro (máximo de 12 e 17 indivíduos em dois anos – em um terceiro a amostragem falhou nesse mês), enquanto que entre janeiro e abril (em 2013), entre janeiro e abril (em 2012 e 2014) ou entre outubro e fevereiro (2014 e 2015) houveram as menores abundâncias (chegando a um registro de no máximo dois indivíduos neste último período), com exceção de julho de 2012, igualmente com baixa abundância (sete indivíduos; Figura 15). Registramos um número máximo de 17 e 21 indivíduos em um mês nas contagens, respectivamente em abril e dezembro, e a menor abundância registramos em junho, com a totalização de dois indivíduos (Figura 16).

Registramos de nenhum a 23 indivíduos de *T. rubrigastra* anilhados em um mês (Figura 17), com as maiores abundâncias de indivíduos anilhados observados ocorrendo em maio de 2012 (n = 23 indivíduos), dezembro de 2011 (n = 16 indivíduos), dezembro de 2014 (n = 14 indivíduos) e maio de 2014 (n = 13 indivíduos). As menores abundâncias ocorreram em agosto (máximo de 4 indivíduos em 2014) e abril (máximo de 6 indivíduos em 2012 e 2014; Figura 17). Dentre os indivíduos anilhados de *T. rubrigastra*, 22,52% deles (n = 25) registramos em anos posteriores ao anilhamento. Na Análise de Correspondência com esses indivíduos, os eixos 1 e 2 da ordenação

explicaram 43,97% da variância dos indivíduos e constatamos que entre os meses de setembro e janeiro ocorreu um grupo de indivíduos e que entre os meses de abril e julho ocorreu outro grupo de indivíduos (maio representou exceção; Figura 18).

Registramos de 1 a 21 indivíduos de *P. melanops* em um mês nos censos (totalidade dos 12 pontos), havendo maiores abundâncias em junho (máximo de 21 indivíduos), em maio (máximo de 17 indivíduos) e novembro (máximo de 14 indivíduos; Figura 19) e menores em abril (máximo de um indivíduo; Figura 20).

Registramos um número máximo de 12 e 11 indivíduos em um mês nas contagens, respectivamente em abril e dezembro, e a menor abundância registramos em setembro, com a totalização de dois indivíduos (Figura 20).

Registramos de nenhum a 13 indivíduos de *P. melanops* anilhados em um mês (Figura 21), com maiores abundâncias ocorrendo no mês de dezembro de 2011 ($n = 13$ indivíduos) e em maio de 2012 ($n = 13$ indivíduos), ocorrendo períodos de maiores abundâncias em todos os anos entre setembro e dezembro e menores abundâncias entre julho e agosto. Dentre o total de indivíduos anilhados de *P. melanops*, 46,29% deles ($n = 25$) registramos em anos posteriores ao anilhamento. Na Análise de Correspondência com esses indivíduos, os eixos 1 e 2 da ordenação explicaram 41,29% da variância dos indivíduos e constatamos que em julho e agosto (e parcialmente em setembro) ocorreu um grupo de indivíduos e que entre os meses de outubro e junho ocorreu outro grupo de indivíduos (Figura 22).

Foi possível efetuar a sexagem de 77 exemplares de *T. rubrigastra* (47 machos e 30 fêmeas) e de 31 de *P. melanops* (24 machos e sete fêmeas). Verificamos que machos e fêmeas tiveram abundâncias equivalentes nos mesmos meses do ano (Figuras 23 e 24).

Discussão

Todas as distintas formas de estimar indivíduos empregadas (censos em pontos fixos, contagens em transecções e contagens de indivíduos anilhados) revelaram a existência de dois picos de abundâncias em ambas as espécies. Como se poderia esperar, os resultados ainda revelaram variações no número de indivíduos estimados em respectivos meses ao longo dos anos, evidenciando também variações no mês de pico de abundância, indicando que as maiores abundâncias não ocorrem necessariamente em um ou dois meses de cada pico, mas, sim, em um conjunto de meses associados a cada pico de abundância. Já a análise da sazonalidade dos indivíduos anilhados revelou que há dois grupos de indivíduos, cada qual ocorrendo em momentos diferentes, coincidentes com os momentos de picos de abundância, com alguns indivíduos que eventualmente permanecem mais ou menos tempo na área. Disso, concluímos que ambas as espécies são parcialmente migratórias na região e que a parcela de indivíduos migratórios, de cada espécie, é dividida em dois grupos. Ou seja, nem todos os indivíduos da população migram, mas todos os que migram deixam a região após se reproduzirem (migração parcial, *sensu* Newton [2008]; residentes de verão, *sensu* Belton [1994]) e, ainda, há dois grupos entre os migrantes, com um residindo no período mais frio e outro no mais quente do ano. Ainda não é muito claro o período de maiores abundâncias de cada grupo, parecendo ser entre abril e agosto, um deles, e entre setembro e fevereiro, outro deles, para *T. rubrigastra* e pelo menos entre julho e setembro, um deles, e entre outubro e abril, outro deles, para *P. melanops*. Parece-nos, de forma empírica e ainda especulativa, que os contingentes populacionais de ambas as espécies que ocorrem no período mais quente são maiores do que os que ocorrem no período mais frio do ano.

Serem as espécies residentes de verão é totalmente esperado em função do fato de outras populações assim o serem em outras regiões (ver abaixo), mas esse *status* de ocorrência contrapõem ao que se sabia localmente sobre as espécies (Capítulo 1). No entanto, serem os contingentes migratórios de ambas as espécies divididos em dois grupos, cada qual residindo em períodos distintos do ano, é inesperado e até então desconhecido para as espécies estudadas. Descartamos a possibilidade de que esse padrão verificado signifique apenas uma falha de coleta de dados, pela não observação dos indivíduos anilhados ao longo do ano, por exemplo. Trabalhamos intensamente em campo, normalmente com equipes de até seis pessoas, amostrando regularmente todas as áreas de ocorrências das espécies localmente, assim como também amostrando regularmente áreas de não ocorrência das espécies na região, inclusive, igualmente efetuando censos e esforços de capturas com redes (não considerados aqui como resultados pela ausência das espécies nos locais). Ademais, a prática de procura nos permitiu registrar frequentemente indivíduos que não estavam em atividades de reprodução e/ou vocalizando, de modo que não é esperável que registrássemos somente uma parcela viciada dos indivíduos reprodutivos.

De fato, em uma ilha com uma pequena população de *T. rubrigastra* (do Jundiaquara), onde registramos oito casais da espécie, verificamos haver dois picos de atividades reprodutivas e que os indivíduos de cada pico alternavam o uso da área. Cerca de 50% dos indivíduos estavam anilhados, compondo casais completos anilhados ou com somente um membro do par anilhado, que eram vistos por um tempo e depois outros indivíduos anilhados surgiam. Apesar de a ilha em questão representar apenas uma pequena parcela da área de ocorrência da população de *T. rubrigastra* localmente, ocorreu a presença de dois grupos distintos de indivíduos, cada qual em momentos como os especificados acima, reforçando a existência do padrão proposto. Também é

reforço ao padrão proposto o fato de ambas as espécies terem longos períodos reprodutivos (sete meses de postura para *T. rubrigastra* e 10 meses de postura para *P. melanops*; MAF *et al.* dados inéditos).

No estudo de amostragem com censos de Gonzáles-Acuña *et al.* (2004), no Chile, foi registrada uma redução na abundância de *T. rubrigastra* entre os meses de junho a setembro em um ano e entre outubro e janeiro de outro ano, com completa ausência de indivíduos em novembro e setembro de anos diferentes. Quanto a *P. melanops*, aqueles autores encontraram uma redução na abundância nos meses de maio e agosto durante um ano de amostragem e ausência de indivíduos em setembro de outro ano, com redução de indivíduos em outubro, janeiro e fevereiro. Isso demonstra que em outros locais também ocorrem flutuações populacionais em períodos variados, porém, não há como saber se naquela região ocorre o mesmo padrão de divisão em grupos que verificamos no presente trabalho. Em nenhuma área onde *T. rubrigastra* foi registrado como migrante ou residente (Hugues 1970; Blendiger e Alvarez 2002; Isacch *et al.* 2006; Cardoni *et al.* 2008; Flores e Quispe 2009; Vizcarra 2010; Ianaconne *et al.* 2010; Llanos *et al.* 2011) ou onde *P. melanops* foi registrado como migrante ou residente (Rumboll 1967; Naroski 1969; Hugues 1970; Comparatore *et al.* 1996; Blendiger e Alvarez 2002; Isacch *et al.* 2006; Villavicencio 2007; Vizcarra 2008; Flores e Quispe 2009; Vizcarra 2010; Ianaconne *et al.* 2010; Llanos *et al.* 2011; Lara *et al.* 2011; Chávez-Villavicencio 2013; Lucero 2013) se verificou igual padrão de sazonalidade populacional que observamos.

Não de igual forma ao observado em *T. rubrigastra* e *P. melanops*, mas diferenças nos períodos de chegada e saída de aves migratórias também foram observadas em diversas espécies de aves no Hemisfério Norte, em alguns casos relacionadas com as condições climáticas do local de origem, que permitem que aves

migram ora antecipadamente e ora tardiamente (Barrett 2002; Gunnarsson *et al.* 2006).

Já algumas espécies podem ter diferentes padrões de migração, como verificamos existir nas aves estudadas, em acordo com as influências sazonais nas áreas onde vivem (Pérez-Tris e Tellería 2002).

A divisão em grupos que verificamos em *T. rubrigastra* e *P. melanops* pode estar relacionada com diferentes estratégias reprodutivas e migratórias destas aves, implicando em uma variação intraespecífica nos períodos de migração (Pulido 2007; Coklin *et al.* 2013). Variações nos períodos de migração como as verificadas foram observados em espécies com diferentes raças geográficas que se reproduzem em diferentes latitudes, mas aparentemente não em um mesmo local e uma mesma raça geográfica (Newton 2008). Dois períodos de migração também podem estar relacionados a uma forma de evitar uma intensa competição intraespecífica pelos recursos disponíveis nos locais de reprodução ou oscilação na oferta desses recursos, assim aumentando a possibilidade de que as aves possam reproduzir-se em um território com melhores locais de nidificação e melhor acesso a recursos alimentares, mas gerando variações nos períodos de migração (Nagy e Holmes 2005; Salewski e Bruderer 2007; Mathot *et al.* 2007; Calvert *et al.* 2012).

Deve-se atentar para a possibilidade desta forma de competição, associada com o elevado nível de restrição e especificidade de hábitat em que se encontram *T. rubrigastra* e *P. melanops* na área amostral (Capítulos 1 e 2), serem alguns dos fatores que, em conjunto, propiciam esse padrão de migração registrado, restando ainda verificar se oscilações sazonais de recursos implicariam nas variações observadas nestas aves (Salewski e Bruderer 2007). Além disso, outros fatores que podem influenciar na existência de dois grupos de migrantes são as condições do local para onde a ave migrou e também das existentes ao longo da rota de migração (e.g. tempo, habitat), as

quais podem alterar a fenologia individual das aves (Newton 2006; Vardanis *et al.* 2010).

Em algumas aves migratórias, indivíduos que chegaram antes dos períodos de grande abundância de suas próprias espécies nos locais de procriação tiveram maior sucesso reprodutivo, além disso, estas variações também podem estar relacionadas a diferenças de idade dos indivíduos e também as datas de emigração estiveram relacionadas com as datas de imigração reprodutiva (Potti 1998; Bêty *et al.* 2004; Stanley *et al.* 2012). Essas informações corroboram as diferenças nos períodos migratórios de *T. rubrigastra* e *P. melanops* como ocasionadas por diferentes estratégias individuais e variações intraespecíficas, que implicam em um custo-benefício nos diferentes períodos de migração (Forstmeier 2002).

É possível que o padrão de divisão em grupos que observamos em *T. rubrigastra* e *P. melanops* seja uma adaptação dessas aves por viverem em área extremamente restrita (Capítulo 1), onde ocorrem condições muito específicas de densidade de vegetação (Capítulo 2). Elas poderiam ter fracionado o contingente populacional a migrar em dois momentos como uma possível forma de evitar competição intraespecífica e, conseqüentemente, aumentar as chances individuais de sobrevivência e de deixar descendentes. Estes dados obtidos permitem levantar hipóteses sobre os fatores que afetam a evolução de processos migratórios em aves, desde a migração parcial até uma migração completa em aves de brejos (Jahn *et al.* 2006).

Os brejos salinos subtropicais em que essas espécies ocorrem está sofrendo redução em área por substituição de vegetação e já foi verificada redução em área de ocorrência de *T. rubrigastra* (Capítulo 2). Ainda, postulou-se que as populações atuais de ambas as espécies nos brejos salinos subtropicais representem áreas relictuais de distribuições outrora mais abrangentes (Capítulo 2). Esse panorama de ampla redução

em área poderia ser condizente como um efeito gerador do padrão migratório em dois grupos, o qual seria uma adaptação a manter um contingente populacional em área de vida rapidamente reduzida.

Referências

- Barrett, R. T. (2002). The phenology of spring bird migration to north Norway. *Bird Study* **49**, 270-277.
- Belton W (1994) 'Aves do Rio Grande do Sul: distribuição e biologia'. (Ed. UNISINOS, São Leopoldo, Brasil)
- Bêty, J., Giroux, J. F., and Gauthier, G. (2004). Individual variation in timing of migration: Causes and reproductive consequences in greater snow geese (*Anser caerulescens atlanticus*). *Behavioral Ecology and Sociobiology* **57**, 1-8.
- Bibby, C., Martin, J., and Marsden, S. (2000). 'Expedition Field Techniques: Bird Surveys'. (BirdLife International, Cambridge, UK.)
- Blendiger, P. G., and Alvarez, M. E. (2002). Ensembles de aves de los bañados de Carilauquen (Laguna Llanquanelo, Mendoza, Argentina): Consideraciones para su conservación. *El Hornero* **17**, 71-83.
- Bornschein, M. R. (2001). Formações pioneiras no litoral centro-sul do Paraná: identificação, quantificação de áreas e caracterização ornitofaunística. Dissertação de mestrado, Curso de Pós Graduação em Engenharia Florestal, Universidade Federal do Paraná.
- Bornschein, M. R., Reinert, B. L., Machado-de-Souza, T., Golec, C., Whitney, B. M., and Favretto, M. A. Abundance, seasonality, and conservation of the Subtropical Doradito *Pseudocolopteryx acutipennis* on the coast of Brazil. *Wilson Journal of Ornithology*, Submetido para publicação.

- Boyle, W. A., and Conway, C. J. (2007). Why migrate? A test of the evolutionary precursor hypothesis. *The American Naturalist* **169**, 344-359.
- Boyle, W. A. (2008). Partial migration in birds: Tests of three hypotheses in a tropical lekking frugivore. *Journal of Animal Ecology* **77**, 1122-1128.
- Calvert, A.M., Mackenzie, S.A., Flemming, J.M., Taylor, P.D., and Walde, S.J. (2012). Variation in songbird migratory behavior offers clues about adaptability to environmental change. *Oecologia* **168**, 849-861.
- Cardoni, D. A., Favero, M., and Isacch, J. P. (2008). Recreational activities affecting the habitat use by birds in Pampa's wetlands, Argentina: Implications for waterbird conservation. *Biological Conservation* **141**, 797-806.
- Catry, P., Lecoq, M., Araújo, A., Conway, G., Felgueiras, M., King, J. M. B., Rumsey, S., Salima, H., and Tenreiro, P. (2005). Differential migration of chiffchaffs *Phylloscopus collybita* and *P. ibericus* in Europe and Asia. *Journal of Avian Biology* **36**, 184-190.
- Chávez-Villavicencio, C. (2013). Birds of Piura, Peru and its surroundings: Eight years looking at sky. *The Biologist* **11**, 193-204.
- Clock B (2004). Many-colored Rush-tyrant (*Tachuris rubrigastra*). In: del Hoyo J, Elliott A, Sargatal J, Christie DA, de Juana E (eds) (2014) Handbook of the birds of the world alive. Lynx Edicions, Barcelona. Available <http://www.hbw.com/node/57253> Accessed 27 Nov 2015
- Coklin, J. R., Battley, P. F., and Potter, M. A. (2013). Absolute consistency: Individual versus population variation in annual-cycle schedules of a long-distance migrant bird. *Plos One* **8**, 1-9.
- Comparatore, V. M., Martínez, M. M., Vassallo, A. I., Barg, M., and Isaach, J. P. (1996). Abundancia y relaciones con el habitat de aves y mamíferos en pastizales

- de *Paspalum quadrifarium* (paja colorada) manejados com fuego (Provincia de Buenos Aires, Argentina). *Interciencia* **21**, 228-237.
- Dierschke, V., Mendel, B., and Schmaljohann, H. (2005). Differential timing of spring migration in northern wheatears *Oenanthe oenanthe*: Hurried males or weak females? *Behavioral Ecology and Sociobiology* **57**, 470-480.
- Faaborg, J., Holmes, R. T., Anders, A. D., Bildstein, K. L., Dugger, K. M., Gauthreaux Jr., S. A., Heglund, P., Hobson, K. A., Jahn, A. E., Johnson, D. H., Latta, S. C., Levey, D. J., Marra, P. P., Merkord, C. L., Nol, E., Rothstein, S. I., Sherry, T. W., Sillett, T. S., Thompson III, F. R., and Warnock, N. (2010). Recent advances in understanding migration systems of New World land birds. *Ecological Monographs* **80**, 3-48.
- Flores, M. M., and Quispe, D. P. (2009). Diversidad de aves em los alrededores de la laguna de estabilización de Puno. *Revista Investigación* **5**, 50-65.
- Forstmeier, W. (2002). Benefits of early arrival at breeding grounds vary between males. *Journal of Animal Ecology* **71**, 1-9.
- Francis, C. M., and Cooke, F. (1986). Differential timing of spring migration in Wood Warblers (Parulinae). *The Auk* **103**, 548-556.
- Gill, F. B. (2007). 'Ornithology.' (W.H. Freeman and Company: New York, USA.)
- Gonzalez-Acuña, D., Carmona, C. B., and Rojas, R. F. (2004). Avifauna de la laguna Santa Elena, región del Bío Bío. *Boletín Chileno de Ornitología* **10**, 13-18.
- Gunnarsson, T. G., Gill, J. A., Atkinson, P. W., Gélinaud, G., Potts, P. M., Croger, R. E., Gudmundsson, G. A., Appleton, G. F., and Sutherland, W. J. (2006). Population-scale drivers of individual arrival times in migratory birds. *Journal of Animal Ecology* **75**, 1119-1127.

- Holberton, R. L., and Able, K. P. (2000). Differential migration and an endocrine response to stress in wintering dark-eyed juncos (*Junco hyemalis*). *Proceedings of the Royal Society of London B* **267**, 1889-1896.
- Hugues, R. A. (1970). Notes on the birds of the Mollendo district, Southwest Peru. *Ibis* **112**, 229-241.
- Iannacone, J., Atasi, M., Bocanegra, T., Camacho, M., Montes, A., Santos, S., Zuñiga, H., and Alayo, M. (2010). Diversidad de aves en el humedal Pantanos de Villa, Lima, Perú: período 2004-2007. *Biota Neotropica* **10**, 295-304.
- Isacch, J. P., Pérez, C.F., and Iribarne, O. O. (2006). Bird species composition and diversity at middle argentinean coast of La Plata river. *Ornitologia Neotropical* **17**, 419-432.
- Jahn, A. E., Levey, D. J., Johnson, J. E., Mamani, A. M., and Davis, S. E. (2006). Towards a mechanistic interpretation of bird migration in South America. *El Hornero* **21**, 99-108.
- Jorge, P. E., Sowter, D., and Marques, P. A. M. (2011). Differential annual movement patterns in a migratory species: Effects of experience and sexual maturation. *Plos One* **6**, e22433.
- Kjellén, N. (1992). Differential timing of autumn migration between sex and age groups in raptors at Falsterbo, Sweden. *Ornis Scandinavica* **23**, 420-434.
- Lara, J., Barrientos, C., Ardiles, K., Moreno, L., Figueroa, R. A., and González-Acuña, D. (2011). Biología reproductiva del trabajador (*Phleocryptes melanops*) en el centro-sur de Chile. *Ornitologia Neotropical* **22**, 121-130.
- Llanos, F. A., Failla, M., García, G. J., Giovine, P. M., Carbajal, M., González, P. M., Barreto, D. P., Quillfeldt, P., and Masello, J. F. (2011). Birds from the endangered

- Monte, the steppes and coastal biomes of the province of Río Negro, northern Patagonia, Argentina. *Check List* **7**, 782-797.
- Lucero, F. (2013). Listado de las aves observadas em la Reserva Natural Municipal Articulada: Laguna Guanacache, Laguna del Toro y bañados del Carau, provincia de San Juan, y laguna Seca y los bañados del Tulumaya, Provincia de Mendonza, Argentina. *Nótulas Faunísticas* **137**, 1-16.
- Maggini, I., Spina, F., Voigt, C. C., Ferri, A., and Bairlein, F. (2013). Differential migration and body condition in Northern Wheatears (*Oenanthe oenanthe*) at Mediterranean spring stopover site. *Journal of Ornithology* **154**, 321-328.
- Mathot, K. J., Smith, B. D., and Elner, R. W. (2007). Latitudinal clines in food distribution correlate with differential migration in the Western Sandpiper. *Ecology* **88**, 781-791.
- Nagy, L.R., Holmes, R.T. 2005. Food limits annual fecundity of a migratory songbird: an experimental study. *Ecology* **86**, 675-681.
- Naroski, S. (1969). Nidificación de algunas aves en la región central de la Pcia. de Buenos Aires. *El Hornero* **11**, 27-32.
- Newton, I. (2006). Can conditions experienced during migration limit the population levels of birds? *Journal of Ornithology* **147**, 146-166.
- Newton, I. (2008). 'The migration ecology of birds'. (Elsevier, London, UK.)
- Pérez-Tris, J., and Tellería, J. L. (2002). Regional variation in seasonality affects migratory behavior and life-history traits of two Mediterranean passerines. *Acta Oecologica* **23**, 13-21.
- Potti, J. (1998). Arrival time from Spring migration in male Pied Flycatchers: Individual consistency and familial resemblance. *The Condor* **100**, 702-708.

- Pulido, F. (2007). The genetics and evolution of avian migration. *BioScience* **57**, 165-174.
- Reinert, B. L., and Bornschein, M. R. (1997). Acrecido de marinha em Pontal do Paraná: uma área a ser conservada para a manutenção das aves dos campos e banhados do litoral do Paraná, sul do Brasil. Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação, vol. II. Trabalhos Técnicos. Anais... (Instituto Ambiental do Paraná - IAP, Universidade Livre do Meio Ambiente – UNILIVRE, Rede Nacional Pró- Unidades de Conservação, Paraná, Brazil.)
- Reinert, B. L., Bornschein, M. R., and Firkowski, C. (2007). Distribuição, tamanho populacional, habitat e conservação do bicudinho-do-brejo *Stymphalornis acutirostris* Bornschein, Reinert e Teixeira, 1995 (Thamnophilidae). *Revista Brasileira de Ornitologia* **15**, 493-519.
- Remsen JV, de Juana E, Bonan A (2014). Wren-like Rushbird (*Phleocryptes melanops*). In: del Hoyo J, Elliott A, Sargatal J, Christie DA, de Juana E (eds) Handbook of the birds of the world Alive. Lynx Edicions, Barcelona. Available <http://www.hbw.com/node/56400> Accessed 27 Nov 2015
- Rumboll, M. A. E. (1967). Nidificación extra temporaria en Cañada Las Víboras, Chaco santafesino. *El Hornero* **10**, 441-443.
- Salewski, V., and Bruderer, B. (2007). The evolution of bird migration - a synthesis. *Naturwissenschaften* **94**, 268-279.
- Shaw, A. K., and Levin, S. A. (2011). To breed or not to breed: A model of partial migration. *Oikos* **120**, 1871-1879.
- Sick, H. (1983). 'Migrações de aves na América do Sul continental'. (Ministério da Agricultura, IBDF, CEMAVE, Brazil).

- Stanley, C. Q., MacPherson, M., Fraser, K. C., McKinnon, E. A., and Stutchbury, B. J. M. (2012). Repeat tracking of individual songbirds reveals consistent migration timing but flexibility in route. *PloS One* **7**, 1-6.
- Vardanis, Y., Klaassen, H. G., Strandberg, R., and Alerstam, T. (2010). Individuality in bird migration: Routes and timing. *Biology Letters* **7**, 502-505.
- Villavicencio, C. C. (2007). Las aves del Santuario de Conservación Regional Manglares San Pedro de Vice, Sechura, Perú. *Contiga* **27**, 32-37.
- Vizcarra, J. K. (2008). Composición y conservación de las aves en los humedales de Ite, suroeste de Perú. *Boletín Chileno de Ornitología* **14**, 59-80.
- Vizcarra, J. K. (2010). Nuevos registros ornitológicos en los humedales de Site y alrededores, Tacna, Perú. *The Biologist* **8**, 1-20.

Agradecimientos

A Fundação Grupo Boticário de Proteção à Natureza - FGBPN (projetos de números BL0001_20111 e 0004_2012) e o Fundo Brasileiro para a Biodiversidade - FUNBIO (conta TFCA - Tropical Forest Conservation Act) apoiaram parcialmente as pesquisas, conduzidas via Mater Natura - Instituto de Estudos Ambientais. Helena Zarantonieli auxiliou na gestão financeira desses projetos. Leandro Corrêa, Daiane Diniz Sobotka e Felipe Shibuya auxiliaram em campo e no laboratório durante parte do projeto. Ailton Degues prestou inestimável apoio em campo. MAF e TM-de-S receberam bolsas da CAPES. MRB recebeu bolsa PNPB, da CAPES. Ao Programa de Apoio a Projetos Institucionais com a Participação de Recém-Doutores (PRODOC/CAPES) pelo financiamento do projeto nº 2599/2010.

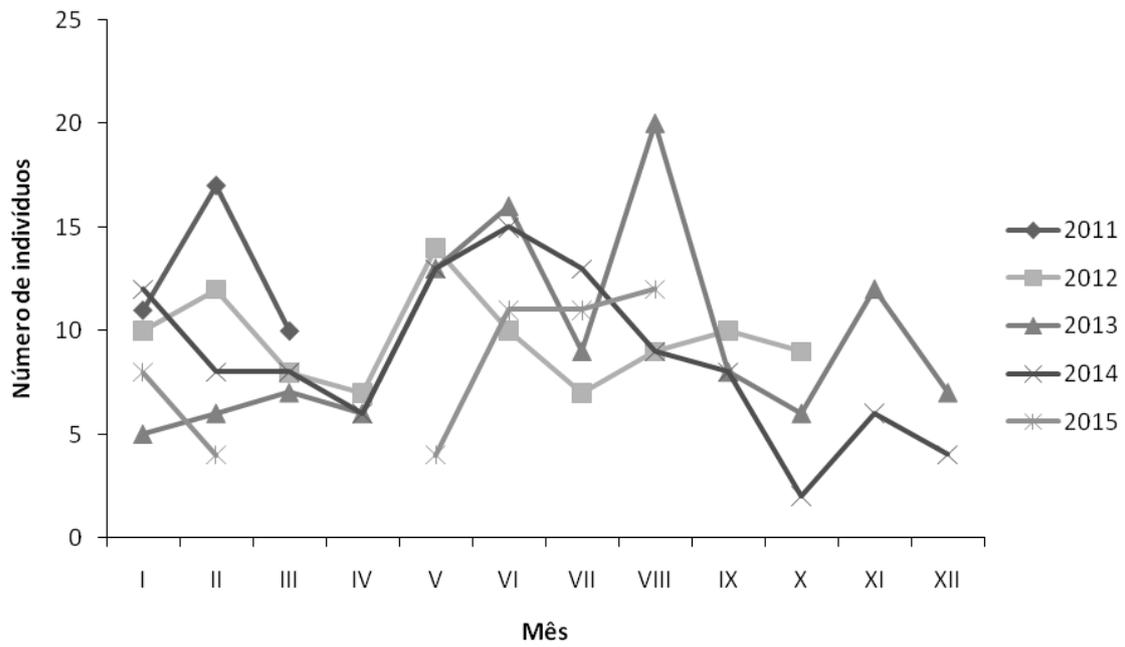


Figura 15. Número de indivíduos de *Tachuris rubrigastra* registrados nos censos (em 12 pontos com 50 m de raio de inclusão) em brejos salinos subtropicais, sul do Brasil.

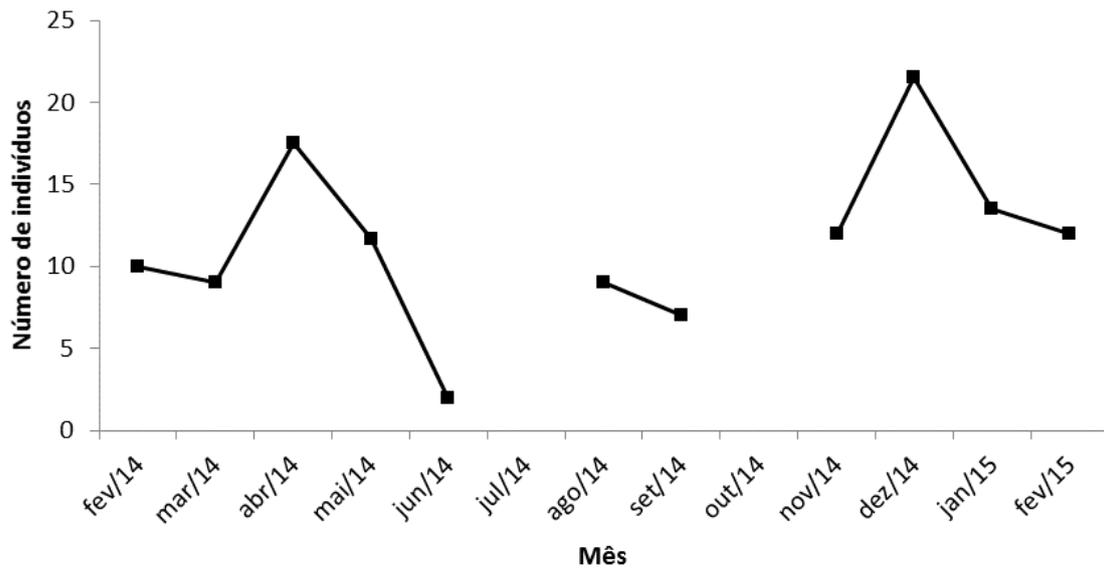


Figura 16. Número de indivíduos de *Tachuris rubrigastra* registrados nas contagens (em duas transecções paralelas, amostradas simultaneamente) em brejos salinos subtropicais, sul do Brasil.

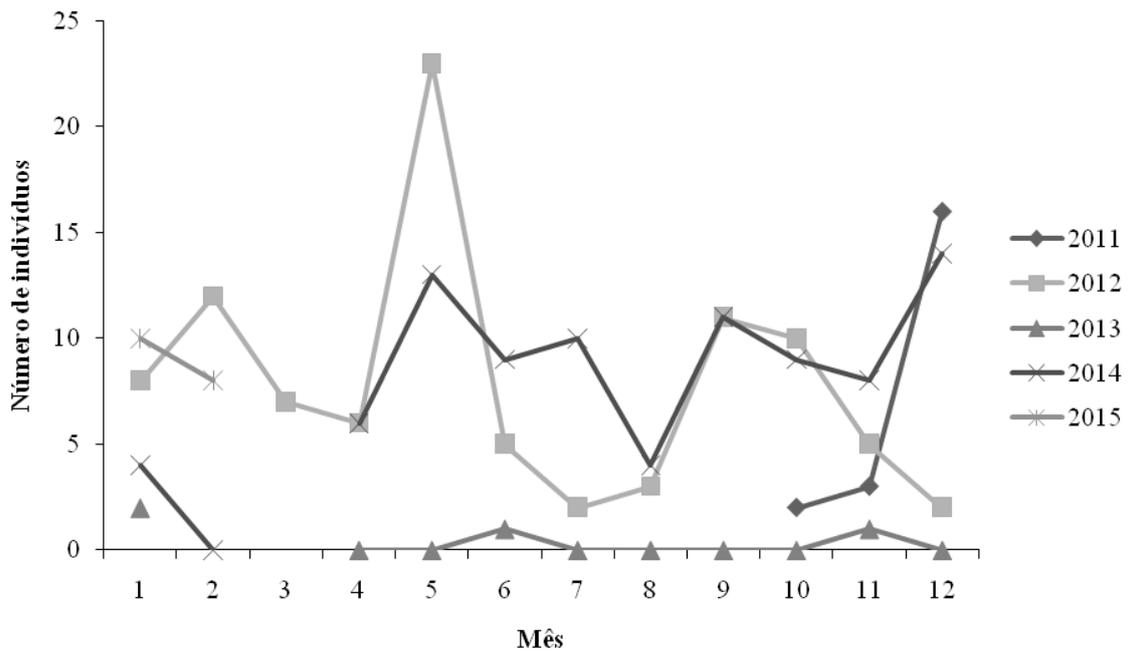


Figura 17. Número de indivíduos de *Tachuris rubrigastra* anilhados vistos em brejos salinos subtropicais, sul do Brasil.

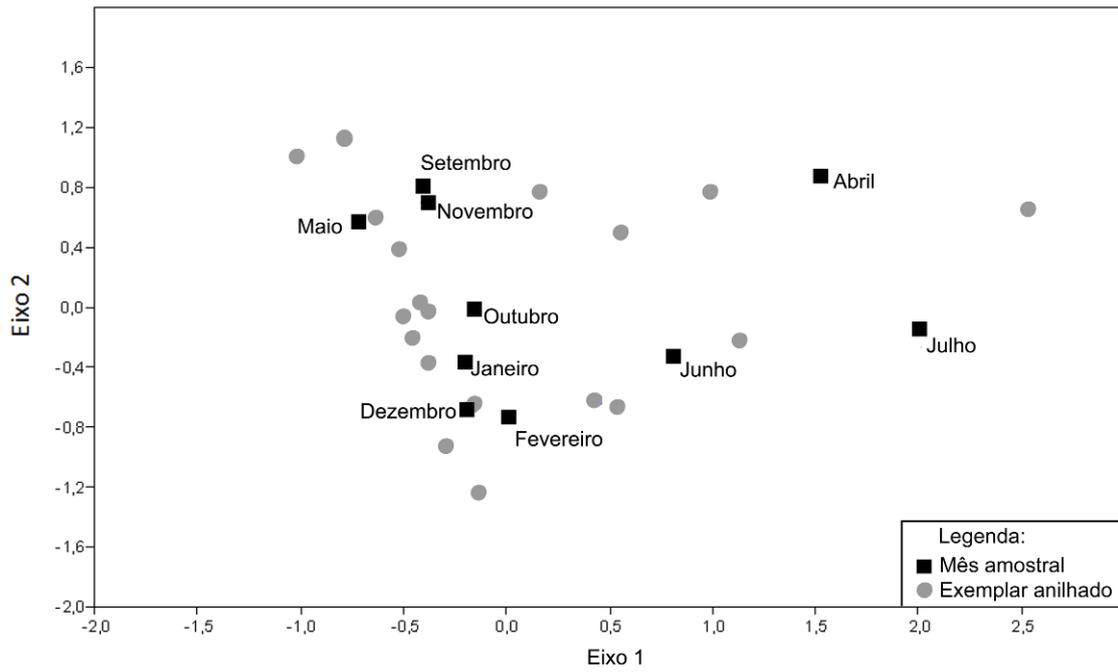


Figura 18. Análise de Correspondência da sazonalidade de exemplares anilhados de *Tachuris rubrigastra* em brejos salinos subtropicais, sul do Brasil.

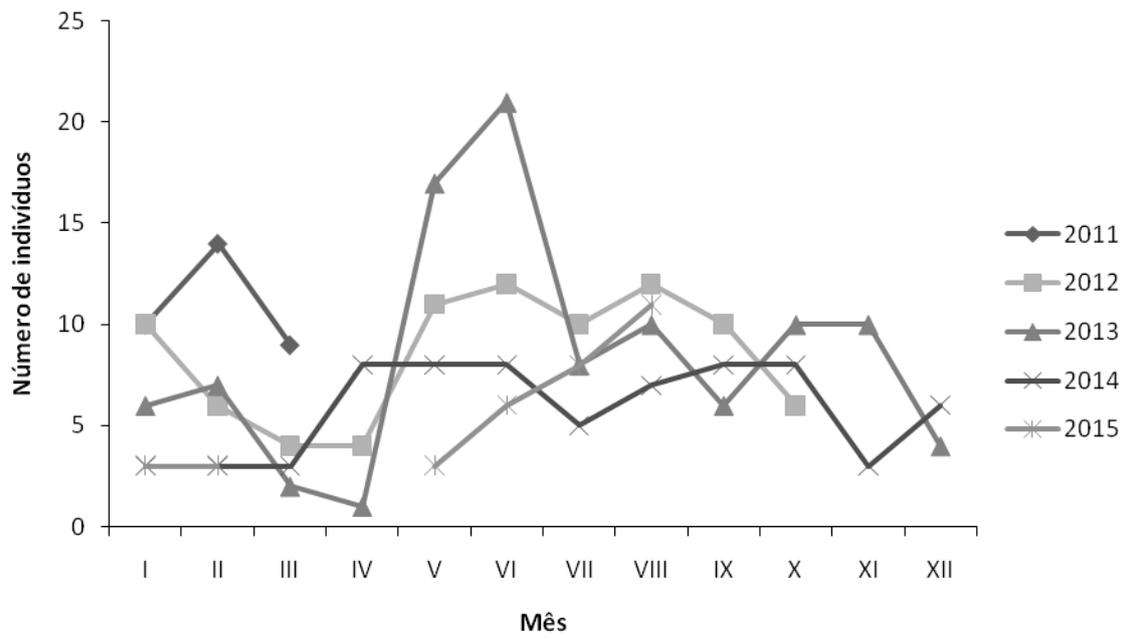


Figura 19. Número de indivíduos de *Phleocryptes melanops* registrados nos censos (em 12 pontos com 50 m de raio de inclusão) em brejos salinos subtropicais, sul do Brasil.

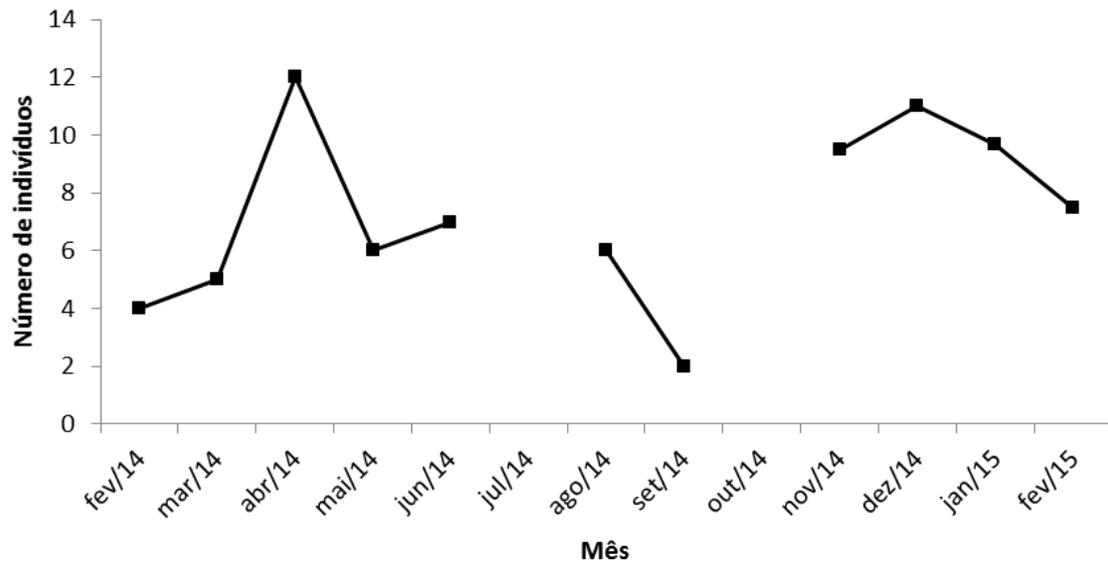


Figura 20. Número de indivíduos de *Phleocryptes phleocryptes* registrados nas contagens (em duas transecções paralelas, amostradas simultaneamente) em brejos salinos subtropicais, sul do Brasil.

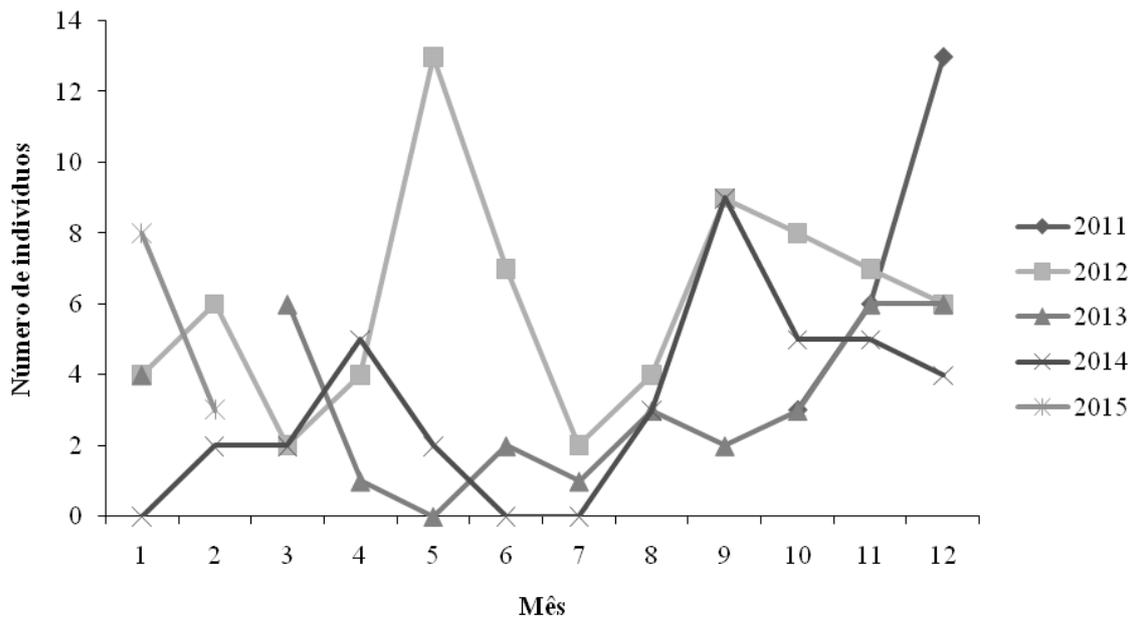


Figura 21. Número de indivíduos de *Phleocryptes melanops* anilhados vistos em brejos salinos subtropicais, sul do Brasil.

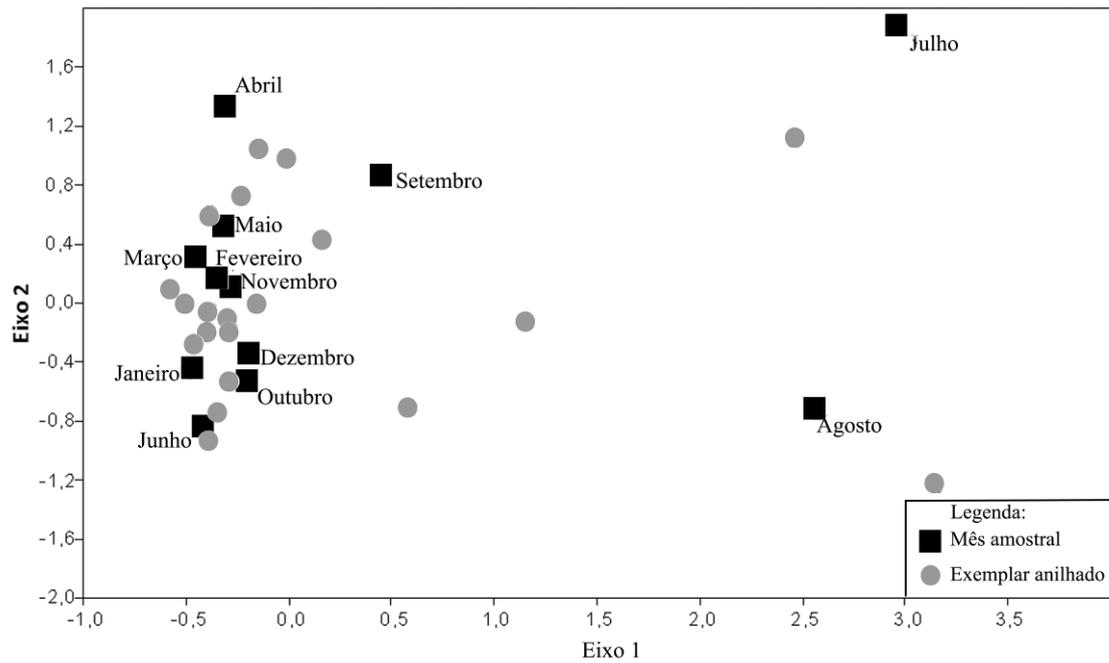


Figura 22. Análise de Correspondência da sazonalidade de exemplares anilhados de *Phleocryptes melanops* em brejos salinos subtropicais, sul do Brasil.

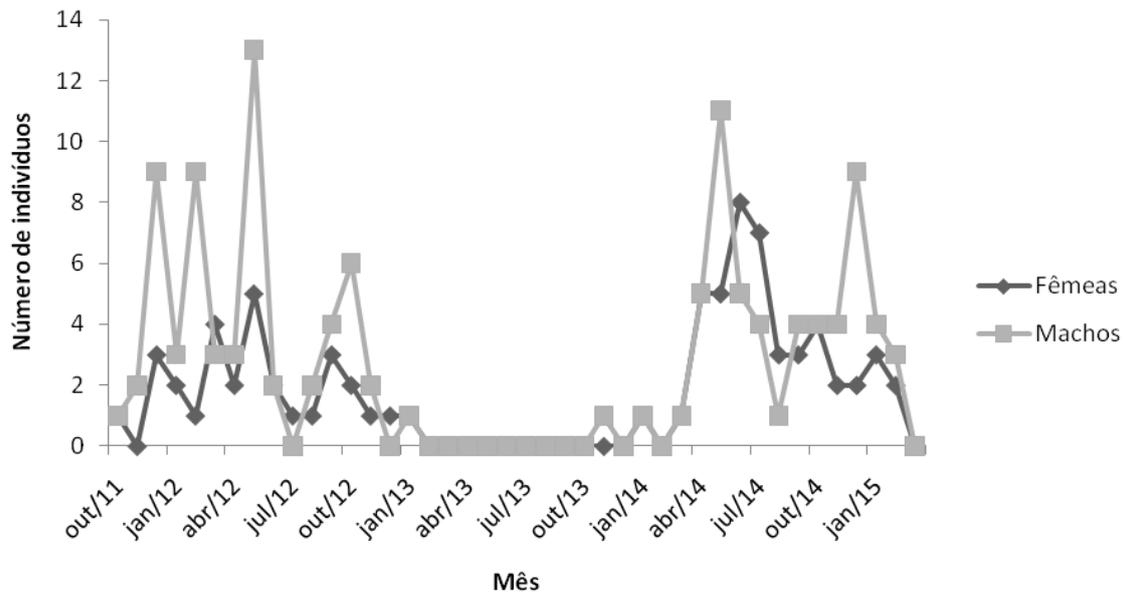


Figura 23. Número de indivíduos de *Tachuris rubrigastra* registrados por sexo em brejos salinos subtropicais, sul do Brasil.

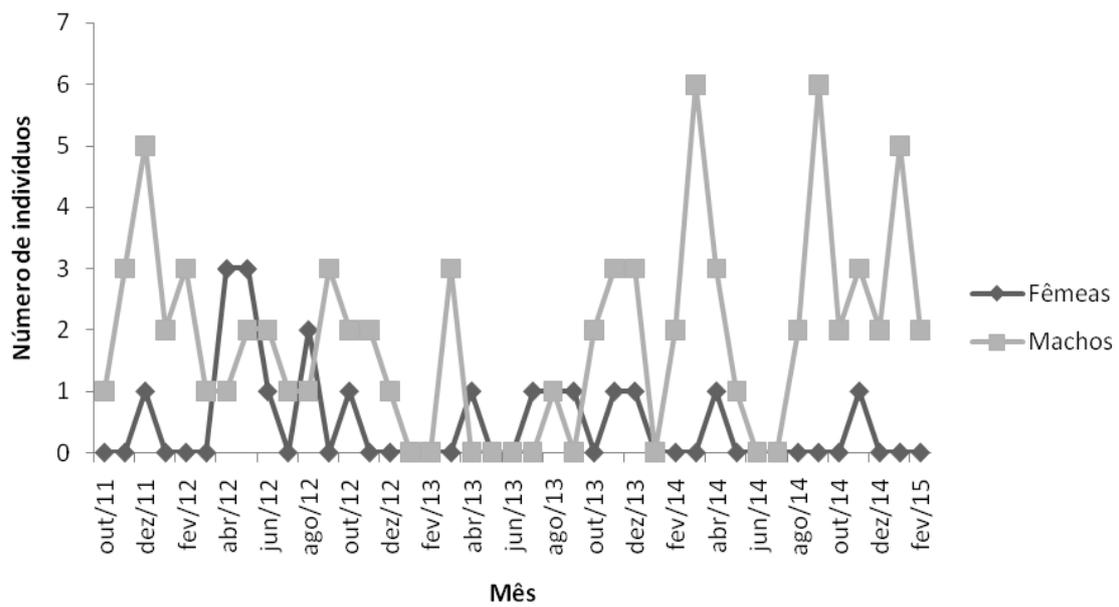


Figura 24. Número de indivíduos de *Phleocryptes melanops* registrados por sexo em brejos salinos subtropicais, sul do Brasil.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Ahola, M.P., Laaksonen, T., Eeva, T., Lehikoinen, E. (2007) Climate change can alter competitive relationships between resident and migratory birds. *Journal of Animal Ecology* 76: 1045-1052
- Atkinson, P. W., D. Buckingham, A. J. Morris (2004) What factors determine where invertebrate-feeding birds forage in dry agricultural grasslands? *Ibis* 146: 99-107.
- Barrett, R. T. (2002). The phenology of spring bird migration to north Norway. *Bird Study* 49, 270-277.
- Bédard, J., G. LaPointe (1984) The savannah sparrow territorial system: Can habitat features be related to breeding success? *Canadian Journal of Zoology* 62: 1819-1828.
- Bege, L.A.R., Marterer, B.T.P. (1991) Conservação da avifauna na região sul do Estado de Santa Catarina - Brasil. Fundação do Meio Ambiente – FATMA, Florianópolis
- Belton, W. (1994) ‘Aves do Rio Grande do Sul: distribuição e biologia’. (Ed. UNISINOS, São Leopoldo, Brasil)
- Benoit, L. K., R. A. Askins (2002) Relationship between habitat area and the distribution of tidal marsh birds. *The Wilson Bulletin* 114: 314-323.
- Bêty, J., Giroux, J. F., Gauthier, G. (2004). Individual variation in timing of migration: Causes and reproductive consequences in greater snow geese (*Anser caerulescens atlanticus*). *Behavioral Ecology and Sociobiology* 57, 1-8.
- Bibby, C., Martin, J., Marsden, S. (2000). ‘Expedition Field Techniques: Bird Surveys’. (BirdLife International, Cambridge, UK.)
- BirdLife International (2000) Threatened birds of the world. Lynx Edicions e BirdLife International, Barcelona e Cambridge

- Blendiger, P.G., Alvarez, M.E. (2002) Ensamblajes de aves de los bañados de Carilauquen (Laguna Llanquanelo, Mendoza, Argentina): consideraciones para su conservación. *El Hornero* 17: 71-83
- Blendiger, P. G., Alvarez, M. E. (2002). Ensamblajes de aves de los bañados de Carilauquen (Laguna Llanquanelo, Mendoza, Argentina): Consideraciones para su conservación. *El Hornero* 17, 71-83.
- Bornschein MR, Reinert BL, Machado-de-Souza T, Golec C, Whitney BM, Favretto MA. Abundance, seasonality, and conservation of the Subtropical Doradito *Pseudocolopteryx acutipennis* on the coast of Brazil. *The Wilson Journal of Ornithology* (*submitted*)
- Bornschein, M. R. (2001) Formações pioneiras no litoral centro-sul do Paraná: identificação, quantificação de áreas e caracterização ornitofaunística. Dissertação de mestrado. Curso de Pós-Graduação em Engenharia Florestal. Universidade Federal do Paraná.
- Boyle, W. A. (2008). Partial migration in birds: Tests of three hypotheses in a tropical lekking frugivore. *Journal of Animal Ecology* 77, 1122-1128.
- Boyle, W. A., Conway, C. J. (2007). Why migrate? A test of the evolutionary precursor hypothesis. *The American Naturalist* 169, 344-359.
- Bradbury, R.B., Bradter, U. (2004) Habitat associations of Yellow Wagtails *Motacilla flava flavissima* on lowland wet grassland. *Ibis* 146: 241-246
- Braun-Blanquet, J. (1979) Fitosociologia: bases para el estudio de las comunidades vegetales. H. Blume Ediciones, Madrid, Spain.
- Buler, J.J., Moore, F.R. (2011) Migrant-habitat relationships during stopover along an ecological barrier: Extrinsic constraints and conservation implications. *Journal of Ornithology* 152: 101-112

- Burger, J. (1985) Habitat selection in temperate marsh-nesting birds. p. 253-281. In
Habitat selection in birds (Cody, M. L., Editor) Academic Press Inc, London, UK.
- Butler, S. J., M. J. Whittingham, J. L. Quinn, W. Cresswell (2005) Quantifying the
interaction between food density and habitat structure in determining patch
selection. *Animal Behavior* 69: 337-343.
- Calvert, A.M., Mackenzie, S.A., Flemming, J.M., Taylor, P.D., Walde, S.J. (2012).
Variation in songbird migratory behavior offers clues about adaptability to
environmental change. *Oecologia* **168**, 849-861.
- Cardoni, D.A., Favero, M., Isacch, J.P. (2008) Recreational activities affecting the
habitat use by birds in Pampa's wetlands, Argentina: Implications for waterbird
conservation. *Biological Conservation* 141: 797-806
- Catry, P., Lecoq, M., Araújo, A., Conway, G., Felgueiras, M., King, J. M. B., Rumsey,
S., Salima, H., Tenreiro, P. (2005). Differential migration of chiffchaffs
Phylloscopus collybita and *P. ibericus* in Europe and Asia. *Journal of Avian
Biology* **36**, 184-190.
- Chalfoun, A. D., T. E. Martin (2007). Assessments of habitat preferences and quality
depend on spatial scale and metrics of fitness. *Journal of Applied Ecology* 44: 983-
992.
- Chávez-Villavicencio, C. (2013). Birds of Piura, Peru and its surroundings: Eight years
looking at sky. *The Biologist* **11**, 193-204.
- Church, J.A., White, N.J. (2006). A 20th century acceleration in global sea-level rise.
Geophysical Research Letters. 33: LO1602
- Clock, B. (2004). Many-colored Rush-tyrant (*Tachuris rubrigastra*). In: del Hoyo J,
Elliott A, Sargatal J, Christie DA, de Juana E (eds) (2014) Handbook of the birds of

the world alive. Lynx Edicions, Barcelona. Available
<http://www.hbw.com/node/57253> Accessed 27 Nov 2015

- Cody, M. L. (1981) Habitat selection in birds: the roles of vegetation structure, competitors, and productivity. *BioScience* 31: 107-113.
- Cody, M. L. (1985) An introduction to habitat selection in birds. In *Habitat selection in birds* (Cody, M. L., Editor) Academic Press Inc, London, UK.
- Coklin, J. R., Battley, P. F., and Potter, M. A. (2013). Absolute consistency: Individual versus population variation in annual-cycle schedules of a long-distance migrant bird. *Plos One* **8**, 1-9.
- Comparatore, V. M., Martínez, M. M., Vassallo, A. I., Barg, M., and Isaach, J. P. (1996). Abundancia y relaciones con el habitat de aves y mamíferos en pastizales de *Paspalum quadrifarium* (paja colorada) manejados con fuego (Provincia de Buenos Aires, Argentina). *Interciencia* **21**, 228-237.
- Darolová, A., J. Krištofik, and H. Hoi (2014) Vegetation type variation in marsh habitats: does it affect nest site selection, reproductive success, and maternal investment in Reed Warblers? *Journal of Ornithology* 155: 997-1008.
- Davis, S. K. (2005). Nest-site selection patterns and the influence of vegetation on nest survival of mixed-grass prairie passerines. *The Condor* 107: 605-616.
- Davis, S. K., D. C. Duncan, M. Skell (1999). Distribution and habitat associations of three endemic grassland songbirds in Southern Saskatchewan. *Wilson Bulletin* 111: 389-396.
- De la Peña, M.R. (2006). Observaciones de campo en la forma de capturar el alimento por algunas aves. *Revista FAVE – Ciencias Veterinarias* 5(1-2): 25-35

- De Meeûs, T., Y. Michalakis, F. Renaud, and I. Olivieri (1993). Polymorphism in heterogeneous environments, evolution of habitat selection and sympatric speciation: soft and hard selection models. *Evolutionary Ecology* 7: 175-198.
- Delgado, M. P., M. A. Sanza, M. B. Morales, J. Traba, D. Rivera (2013). Habitat selection and coexistence in wintering passerine steppe birds. *Journal of Ornithology* 154: 469-479.
- Dierschke, J., F. Bairlein (2004). Habitat selection of wintering passerines in salt marshes of the German Wadden Sea. *Journal of Ornithology* 145: 48-58.
- Dierschke, V., Mendel, B., and Schmaljohann, H. (2005). Differential timing of spring migration in northern wheatears *Oenanthe oenanthe*: Hurried males or weak females? *Behavioral Ecology and Sociobiology* 57, 470-480.
- DiQuinzio, D. A., P. W. C. Paton, W. R. Eddleman (2002). Nesting ecology of saltmarsh sharp-tailed sparrows in a tidally restricted salt marsh. *Wetlands* 22: 179-185.
- Donnelly, A., Cooney, T., Jennings, E., Buscardo, E., Jones, M. (2009). Response of birds to climatic variability; evidence from the western fringe of Europe. *International Journal of Biometeorology* 53: 211-220.
- Doody, J. P. (2001) Coastal conservation and management: An ecological perspective. Kluwer Academic Publishers, Massachusetts, USA.
- Dunn, P.O., Winkler, D.W. (1999). Climate change has affected the breeding date of tree swallows throughout North America. *Proceedings of the Royal Society of London B* 266: 2487-2490
- Erwin, R.M., Sanders, G.M., Prosser, D.J., Cahoon, D.R. (2006). High tides and rising seas: Potential effects on estuarine waterbirds. In: Greenberg R, Maldonado JE,

- Droege S, McDonald MV (eds) Terrestrial vertebrates of tidal marshes: Evolution, ecology, and conservation *Studies in Avian Biology* 32: 214-228
- Faaborg, J., Holmes, R. T., Anders, A. D., Bildstein, K. L., Dugger, K. M., Gauthreaux Jr., S. A., Heglund, P., Hobson, K. A., Jahn, A. E., Johnson, D. H., Latta, S. C., Levey, D. J., Marra, P. P., Merkord, C. L., Nol, E., Rothstein, S. I., Sherry, T. W., Sillett, T. S., Thompson III, F. R., and Warnock, N. (2010). Recent advances in understanding migration systems of New World land birds. *Ecological Monographs* **80**, 3-48.
- Fagherazzi, S., M. Marani, and L. K. Blum (2004) The coupled evolution of geomorphological and ecosystem structures in salt marshes. *Coastal and Estuarine Studies* 59: 1-4.
- Fisher, R. J., S. K. Davis (2010) From Wiens to Robel: A review of grassland-bird habitat selection. *Journal of Wildlife Management* 74: 265-273.
- Fitzpatrick, J. (2004). Tyrant-flycatchers (Tyrannidae). In: del Hoyo, J., Elliott, A., Sargatal, J., Christie, D.A., de Juana, E. (eds) (2014). *Handbook of the Birds of the World Alive*. Lynx Edicions, Barcelona. Available <http://www.hbw.com/node/52297> Accessed 4 Dec 2015
- Fjeldså, J., Krabbe, N. (1990). *Birds of the high Andes*. Apollo Books, Denmark
- Flanders AA, Kuvlesky Jr. WP, Ruthven III DC, Zaiglin RE, Bingham RL, Fulbright TE, Hernández F, Brennan LA (2006) Effects of invasive exotic grasses on south Texas rangeland breeding birds. *The Auk* 123: 171-182
- Flores, M. M., and Quispe, D. P. (2009). Diversidad de aves em los alrededores de la laguna de estabilización de Puno. *Revista Investigación* **5**, 50-65.
- Forstmeier, W. (2002). Benefits of early arrival at breeding grounds vary between males. *Journal of Animal Ecology* **71**, 1-9.

- Francis, C. M., and Cooke, F. (1986). Differential timing of spring migration in Wood Warblers (Parulinae). *The Auk* **103**, 548-556.
- Fretwell, S. D., and H. L. Lucas-Jr. (1968) On territorial behavior and other factors influencing habitat distribution in birds. *Acta Biotheoretica* 19: 16-36.
- Gedan, K.B., Altieri, A.H., Bertness, M.D. (2011) Uncertain future of New England salt marshes. *Marine Ecology Progress Series* 434: 229-237
- Gedan KB, Silliman BR, Bertness MD (2009) Centuries of human-driven change in salt marsh ecosystem. *Annual Review of Marine Science* 1: 117-141.
- Gill, F. B. (2007). 'Ornithology.' (W.H. Freeman and Company: New York, USA.)
- Gonzalez-Acuña, D., Carmona, C. B., and Rojas, R. F. (2004). Avifauna de la laguna Santa Elena, región del Bío Bío. *Boletín Chileno de Ornitología* **10**, 13-18.
- Gordo, O. (2007). Why are bird migration dates shifting? A review of weather and climate effects on avian migratory phenology. *Climate Research* 35: 37-58
- Greenberg, R. (2006) Tidal marshes: home for the few and the highly selected. *Studies in Avian Biology* 32: 2-9.
- Greenberg, R., and J. E. Maldonado (2006) Diversity and endemism in tidal-marsh vertebrates. *Studies in Avian Biology* 32: 32-51.
- Grenier, J. L., and R. Greenberg (2006) Trophic adaptations in Sparrows and other vertebrates of tidal marshes. *Studies in Avian Biology* 32: 130-139.
- Gunnarsson, T. G., Gill, J. A., Atkinson, P. W., Gélinaud, G., Potts, P. M., Croger, R. E., Gudmundsson, G. A., Appleton, G. F., and Sutherland, W. J. (2006). Population-scale drivers of individual arrival times in migratory birds. *Journal of Animal Ecology* **75**, 1119-1127.

- Hartig, E.K., Gornitz, V., Kolker, A., Mushacke, F., Fallon, D. (2002). Anthropogenic and climate-change impacts on salt marshes of Jamaica Bay, New York city. *Wetlands* 22: 71-89
- Holberton, R. L., Able, K. P. (2000). Differential migration and an endocrine response to stress in wintering dark-eyed juncos (*Junco hyemalis*). *Proceedings of the Royal Society of Londo B* **267**, 1889-1896.
- Hueck, K. 1953. Distribuição e habitat natural do Pinheiro do Paraná (*Araucaria angustifolia*). *Boletim da Faculdade de Filosofia e Ciências* 10: 1-24.
- Hugues, R. A. (1970). Notes on the birds of the Mollendo district, Southwest Peru. *Ibis* **112**, 229-241.
- Iannacone, J., Atasi, M., Bocanegra, T., Camacho, M., Montes, A., Santos, S., Zuñiga, H., and Alayo, M. (2010). Diversidad de aves en el humedal Pantanos de Villa, Lima, Perú: período 2004-2007. *Biota Neotropica* **10**, 295-304.
- Ihering H von (1898) As aves do Estado de São Paulo. *Revista do Museu Paulista* 3: 113-476
- Ihering H von (1899) On the ornithology of the State of São Paulo, Brazil. *Proceedings of the Zoological Society of London*: 508-517
- Ihering H von (1900) Catálogo critico-comparativo dos ninhos e ovos das aves do Brasil. *Revista do Museu Paulista* 4: 191-300
- Ihering H von (1902) Contribuições para o conhecimento da ornithologia de São Paulo. *Revista do Museu Paulista* 5: 261-329
- Ihering H von (1914) Novas contribuições para a ornithologia do Brazil. *Revista do Museu Paulista* 9: 411-448
- Ihering H von, Ihering R von (1907) As aves do Brazil. *Typographia do Diario Official, São Paulo*

- IPCC (2001) Summary for policymakers: Climate change 2001. Impacts, adaptation, and vulnerability. Cambridge University Press, Cambridge
- IPCC (2007) Cambio climático 2007: informe de síntesis. Cambridge University Press, Cambridge
- IPCC (2014) Summary for Policymakers. In: Stocker TF, Qin D, Plattner G-K, Tignor M, Allen SK, Boschung J, Nauels A, Xia Y, Bex V, Midgley PM (eds) Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of working group I to the fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge
- Isaach, J. P., D. A. Cardoni, and O. O. Iribarne (2014) Diversity and habitat distribution of birds in coastal marshes and comparisons with surrounding upland habitats in southeastern South America. *Estuaries and Coasts* 37: 229-239.
- Isaach, J. P., Pérez, C.F., and Iribarne, O. O. (2006). Bird species composition and diversity at middle argentinean coast of La Plata river. *Ornitología Neotropical* 17, 419-432.
- Jacobs, R. B., F. R. Thompson III, R. R. Koford, F. A. La Sorte, H. D. Woodward, and J. A. Fitzgerald (2012) Habitat and landscape effects on abundance of Missouri's grassland birds. *Journal of Wildlife Management* 76: 372-381.
- Jahn, A. E., Levey, D. J., Johnson, J. E., Mamani, A. M., and Davis, S. E. (2006). Towards a mechanistic interpretation of bird migration in South America. *El Hornero* 21, 99-108.
- Johnston, R. F. (1956) Population structure in Salt Marsh Song Sparrows part I. Environment and annual cycle. *The Condor* 58: 24-44.
- Jones, J. (2001) Habitat selection studies in avian ecology: A critical review. *The Auk* 118: 557-562.

- Jorge, P. E., Sowter, D., and Marques, P. A. M. (2011). Differential annual movement patterns in a migratory species: Effects of experience and sexual maturation. *Plos One* **6**, e22433.
- Kjellén, N. (1992). Differential timing of autumn migration between sex and age groups in raptors at Falsterbo, Sweden. *Ornis Scandinavica* **23**, 420-434.
- Lara, J., Barrientos, C., Ardiles, K., Moreno, L., Figueroa, R. A., and González-Acuña, D. (2011). Biología reproductiva del trabajador (*Phleocryptes melanops*) em el centro-sur de Chile. *Ornitología Neotropical* **22**, 121-130.
- Law, B. S., and C. R. Dickman (1998) The use of habitat mosaics by terrestrial vertebrate fauna: implications for conservation and management. *Biodiversity and Conservation* **7**: 323-333.
- Lazarus, J., and M. Symonds (1992) Contrasting effects of protective and obstructive cover on avian vigilance. *Animal Behavior* **43**: 519-521.
- Lima, S. L., K. L. Wiebe, and L. M. Dill (1987) Protective cover and the use of space by finches: Is closer better? *Oikos* **50**: 225-230.
- Llanos FA, Failla M. García GJ, Giovine PM, Carbajal M, González PM, Barreto DP, Quillfeldt P, Masello JF (2011) Birds from the endangered Monte, the steppes and coastal biomes of the province of Río Negro, northern Patagonia, Argentina. *Check List* **7**: 782-797
- Lucero, F. (2013). Listado de las aves observadas em la Reserva Natural Municipal Articulada: Laguna Guanacache, Laguna del Toro y bañados del Carau, provincia de San Juan, y laguna Seca y los bañados del Tulumaya, Provincia de Mendonza, Argentina. *Nótulas Faunísticas* **137**, 1-16.
- Maack, R. 1981. Geografía física do Estado do Paraná. Livraria José Olympio, Rio de Janeiro, Brazil.

- MacArthur, R. H., and E. R. Pianka (1966) On optimal use of a patchy environment. *The American Naturalist* 100: 603-609.
- Maggini, I., Spina, F., Voigt, C. C., Ferri, A., and Bairlein, F. (2013). Differential migration and body condition in Northern Wheatears (*Oenanthe oenanthe*) at Mediterranean spring stopover site. *Journal of Ornithology* **154**, 321-328.
- Mallet-Rodrigues, F. (2012). O estado do Rio de Janeiro como limite sul e norte de distribuição de algumas espécies de aves. *Iheringia. Série Zoologia* 102: 438-447
- Marengo, J.A. (2006). Mudanças climáticas globais e seus efeitos sobre a biodiversidade – caracterização do clima atual e definição das alterações climáticas para o território brasileiro ao longo do Século XXI. Ministério do Meio Ambiente, Brasília
- Marra, P.P., Francis, C.M., Mulvihill, R.S., Moore, F.R. (2005). The influence of climate on the timing and rate of spring bird migration. *Oecologia* 142: 307-315
- Martin, T. E. (2001) Abiotic vs. biotic influences on habitat selection of coexisting species: Climate change impacts? *Ecology* 82: 175-188.
- Martin, T.E. (1987) Food as a limit on breeding birds: A life-history perspective. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 18: 453-487.
- Martinez, N., L. Jenni, E. Wyss, and N. Zbinden (2010) Habitat structure versus food abundance: the importance of sparse vegetation for the common redstart *Phoenicurus phoenicurus*. *Journal of Ornithology* 151: 297-307.
- Mathot, K. J., Smith, B. D., and Elner, R. W. (2007). Latitudinal clines in food distribution correlate with differential migration in the Western Sandpiper. *Ecology* **88**, 781-791.

- Mauricio GN, Dias RA (1994) Distribuição sazonal e registro da nidificação de *Tachuris rubrigastra* (Passeriformes: Tyrannidae) no Rio Grande do Sul. Resumos. IV Congresso Brasileiro de Ornitologia, Recife
- McWilliams SR, Guglielmo C, Pierce B, Klaassen M (2004) Flying, fasting, and feeding in birds during migration: A nutritional and physiological ecology perspective. *Journal of Avian Biology* 35: 377-393
- Meichtry-Stier, K. S., F. Korner-Nievergelt, U. Kormann, M. Spiess, P. Mosimann-Kampe, S. Strebel, J. L. Zollinger, and R. Spaar (2013) Habitatwahl der Dorngrasmücke *Sylvia communis* in der Westschweiz: folgerungen für die Artenförderung. *Der Ornithologische Beobachter* 110: 1-15.
- Misenhelter, M. D., and J. T. Rotenberry (2000) Choices and consequences of habitat occupancy and nest site selection in Sage Sparrows. *Ecology* 81: 2892-2901.
- Mitsch, W. J., S. M. Nedrich, S. K. Harter, C. Anderson, A. M. Nahlik, and B. Bernal (2014) Sedimentation in created freshwater riverine wetlands: 15 years of succession and contrast of methods. *Ecological Engineering* 72: 25-34.
- Møller AP, Flensted-Jensen E, Klarborg K, Mardal W, Nielsen JT (2010) Climate change affects the duration of the reproductive season in birds. *Journal of Animal Ecology* 79: 777-784
- Møller AP, Rubolini D, Lehikoinen E (2008) Populations of migratory bird species that did not show a phenological response to climate change are declining. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 105: 16195–16200
- Moorcroft, D., M. J. Whittingham, R. B. Bradbury, J. D. Wilson (2002) The selection of stubble fields by wintering granivorous birds reflects vegetation cover and food abundance. *Journal of Applied Ecology* 39: 535-547.

- Morris, D. W. (2011) Adaptation and habitat selection in the eco-evolutionary process. *Proceedings of the Royal Society B* 278: 2401-2411.
- Morse, D. H. (1985) Habitat selection in North American parulid warblers. In *Habitat selection in birds* (Cody, M. L., Editor). Academic Press Inc, London, UK.
- Murkin, H. R., E. J. Murkin, and J. P. Ball, J.P. (1997) Avian habitat selection and prairie wetland dynamics: a 10-year experiment. *Ecological Applications* 7: 1144-1159.
- Murray, L. D., and L. B. Best (2014) Nest-site selection and reproductive success of Common Yellowthroats in managed Iowa grasslands. *The Condor* 116: 74-83.
- Nacinovic, J.B., Teixeira, D.M., Luigi, G. (1988) Novas adendas para a avifauna do Rio de Janeiro, Brasil. Resumos. XV Congresso Brasileiro de Zoologia, Curitiba
- Nagy, L.R., Holmes, R.T. 2005. Food limits annual fecundity of a migratory songbird: an experimental study. *Ecology* **86**, 675-681.
- Naroski, S. (1969). Nidificación de algunas aves en la región central de la Pcia. de Buenos Aires. *El Hornero* **11**, 27-32.
- Newton, I. (2006). Can conditions experienced during migration limit the population levels of birds? *Journal of Ornithology* **147**, 146-166.
- Newton, I. (2008). 'The migration ecology of birds'. (Elsevier, London, UK.)
- Pacheco JF (1988) Acréscimos à lista de aves do município do Rio de Janeiro. *Boletim FBCN* 23: 104-120
- Pérez-Tris J, Bensch S, Carbonell R, Helbig AJ, Tellería JL (2004) Historical diversification of migration patterns in a Passerine bird. *Evolution* 58: 1819-1832
- Pérez-Tris, J., and Tellería, J. L. (2002). Regional variation in seasonality affects migratory behavior and life-history traits of two Mediterranean passerines. *Acta Oecologica* **23**, 13-21.

- Pickens, B. A., and S. L. King (2014) Multiscale habitat selection of wetland birds in the northern Gulf Coast. *Estuaries and Coasts* 37: 1301-1311.
- Pil MW, Boeger MRT, Muschner VC, Pie MR, Ostrensky A, Boeger WA (2011) Postglacial north-south expansion of populations of *Rhizophora mangle* (Rhizophoraceae) along the Brazilian coast revealed by microsatellite analysis. *American Journal of Botany* 98: 1031-1039
- Pinto OM de O (1944) Catálogo das aves do Brasil e lista dos exemplares na coleção do Departamento de Zoologia. 2ª Parte. Ordem Passeriformes (continuação): Superfamília Tyrannoidea e Subordem Passeres. Departamento de Zoologia, Secretaria de Agricultura de São Paulo, São Paulo
- Potti, J. (1998). Arrival time from Spring migration in male Pied Flycatchers: Individual consistency and familial resemblance. *The Condor* **100**, 702-708.
- Pounds JA, Fogden MPL, Campbell JH (1999) Biological response to climate change on a tropical mountain. *Nature* 398: 611-615
- Pulido, F. (2007). The genetics and evolution of avian migration. *BioScience* **57**, 165-174.
- Rafael, J. A., G. A. R. Melo, C. J. B. Carvalho, S. A. Casari, and R. Constantino (2012) *Insetos do Brasil: Diversidade e Taxonomia*. Holos Editora, Ribeirão Preto, Brasil.
- Redfern, C. P. F. (1982) Lapwing nest sites and chick mobility in relation to habitat. *Bird Study* 29: 201-208.
- Reinert, B. L., and Bornschein, M. R. (1997). Acrescido de marinha em Pontal do Paraná: uma área a ser conservada para a manutenção das aves dos campos e banhados do litoral do Paraná, sul do Brasil. Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação, vol. II. Trabalhos Técnicos. Anais... (Instituto Ambiental do Paraná -

IAP, Universidade Livre do Meio Ambiente – UNILIVRE, Rede Nacional Pró-
Unidades de Conservação, Paraná, Brazil.)

- Reinert, B. L., Bornschein, M. R., and Firkowski, C. (2007). Distribuição, tamanho populacional, habitat e conservação do bicudinho-do-brejo *Stymphalornis acutirostris* Bornschein, Reinert e Teixeira, 1995 (Thamnophilidae). *Revista Brasileira de Ornitologia* **15**, 493-519.
- Reinert, S. E. (2006) Avian nesting response to tidal-marsh flooding: literature review and a case for adaptation in the Red-winged Blackbird. *Studies in Avian Biology* **32**: 77-95.
- Remsen JV (2003) Furnariidae. In: del Hoyo J, Elliott A, Sargatal J, Christie DA, de Juana E (eds) *Handbook of birds of the world*. v. 8. Lynx Edicions, Barcelona. pp 162-357
- Remsen, J.V., E. de Juana, and A. Bonan (2014) Wren-like Rushbird (*Phleocryptes melanops*). In: del Hoyo J, Elliott A, Sargatal J, Christie DA, de Juana E (eds) *Handbook of the birds of the world Alive*. Lynx Edicions, Barcelona. Available <http://www.hbw.com/node/56400> Accessed 27 Nov 2015.
- Rich, T. (1980) Nest placement in Sage Thrashers, Sage Sparrows and Brewer's Sparrows. *Wilson Bulletin* **92**: 362-368.
- Ridgely RS, Gwynne JA, Tudor G, Argel M (2015) *Aves do Brasil: Mata Atlântica do sudeste*. Editora Horizonte, São Paulo.
- Ridgely RS, Tudor G (1994) *The birds of South America*. Vol. 2. University of Texas Press, Austin
- Ridgely RS, Tudor G (2009) *Field guide to the songbirds of South America: The passerines*. University of Texas Press, Austin.

- Rumboll, M. A. E. (1967). Nidificación extra temporaria en Cañada Las Víboras, Chaco santafesino. *El Hornero* **10**, 441-443.
- Salewski, V., and Bruderer, B. (2007). The evolution of bird migration - a synthesis. *Naturwissenschaften* **94**, 268-279.
- Schneider A, Sick H (1962) Sôbre a distribuição de algumas aves do sudeste do Brasil segundo coleções do Museu Nacional. Boletim do Museu Nacional, nova série zoologia, 239: 1-15
- Schulenberg TS (ed) (2010a) Many-colored Rush Tyrant (*Tachuris rubrigastra*), Neotropical Birds Online. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca. Available http://neotropical.birds.cornell.edu/portal/species/overview?p_p_spp=438921
Accessed 4 Dec 2015
- Schulenberg TS (ed) (2010b) Wren-like Rushbird (*Phleocryptes melanops*), Neotropical Birds Online. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca. Available http://neotropical.birds.cornell.edu/portal/species/overview?p_p_spp=329661
Accessed 4 Dec 2015
- Schulenberg TS, Stotz DF, Lane DF, O'Neill JP, Parker III TA (2007) Birds of Peru. Princeton University Press, New Jersey
- Shaw, A. K., and Levin, S. A. (2011). To breed or not to breed: A model of partial migration. *Oikos* **120**, 1871-1879.
- Sick H (1962) Die Buntschnepfe, *Nycticryphes semicollaris*, in Brasilien. Journal of Ornithology 103: 102-107
- Sick H (1985) Ornitologia brasileira: uma introdução. Editora Universidade de Brasília, Brasília
- Sick, H. (1983). 'Migrações de aves na América do Sul continental'. (Ministério da Agricultura, IBDF, CEMAVE, Brazil).

- Silvestri, S., and M. Marani (2004) Salt-marsh vegetation and morphology: basic physiology, modelling and remote sensing observations. *Coastal and Estuarine Studies* 59: 5-26.
- Smith SM (2014) Vegetation change in salt marshes of Cape Cod National Seashore (Massachusetts, USA) between 1984 and 2013. *Wetlands* 35: 127-136
- Stanley, C. Q., MacPherson, M., Fraser, K. C., McKinnon, E. A., and Stutchbury, B. J. M. (2012). Repeat tracking of individual songbirds reveals consistent migration timing but flexibility in route. *PloS One* 7, 1-6.
- Strohmaier, B., C. H. Schulze, and T. Zuna-Kratky (2013) Effekte von Gewässerstruktur, bewaldungsgrad und geografischer Lage auf Wasserund Schilfvogelgemeinschaften der österreichischen March-Auen. *Egretta* 53: 29-41.
- Takekawa JY, Woo I, Spautz H, Nur N, Grenier JL, Malamud-Roam K, Nordby JC, Cohen NA, Malamud-Roam F, Wainwright-De La Cruz SE (2006) Environmental threats to tidal-marsh vertebrates of the San Francisco bay estuary. In: Greenberg R, Maldonado JE, Droege S, McDonald MV (eds) *Terrestrial vertebrates of tidal marshes: evolution, ecology, and conservation*. *Studies in Avian Biology* 32: 176-197
- Tarkhnishvili, D., M. Murtskhvaladzer, and A. Gavashelishvili (2013) Speciation in Caucasian lizards: climatic dissimilarity of the habitats is more important than isolation time. *Biological Journal of the Linnean Society* 109: 876-892.
- Triplehorn, C. A., and N. F. Johnson (2011) *Estudo dos Insetos*. Cengage Learning, São Paulo, Brasil.
- Valentim, J. M., N. Vaz, H. Silva, B. Duarte, I. Caçador, and J. M. Dias (2013) Tagus estuary and Ria de Aveiro salt marsh dynamics and the impact of sea level rise. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 130: 138-151.

- Vardanis, Y., Klaassen, H. G., Strandberg, R., and Alerstam, T. (2010). Individuality in bird migration: Routes and timing. *Biology Letters* **7**, 502-505.
- Villavicencio, C. C. (2007). Las aves del Santuario de Conservación Regional Manglares San Pedro de Vice, Sechura, Perú. *Contiga* **27**, 32-37.
- Vizcarra, J. K. (2008). Composición y conservación de las aves en los humedales de Ite, suroeste de Perú. *Boletín Chileno de Ornitología* **14**, 59-80.
- Vizcarra, J. K. (2010). Nuevos registros ornitológicos en los humedales de Site y alrededores, Tacna, Perú. *The Biologist* **8**, 1-20.
- Watson, E. B., and R. Byrne (2009) Abundance and diversity of tidal marsh plants along the salinity gradient of the San Francisco Estuary: implications for global change ecology. *Plant Ecology* 205: 113-128.
- Weinberg LF (1984) Aves do pantanal do Mato Grosso do Sul. *Boletim FBCN* 19: 81-88
- Weller, M. W. (1999) *Wetlands birds: habitat resources and conservation implications*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Whittingham, M. J., and K. L. Evans (2004) The effects of habitat structure on predation risk of birds in agricultural landscapes. *Ibis* 146: 210-220.
- Whittingham, M. J., C. L. Devereux, A. D. Evans, and R. B. Bradbury (2006) Altering perceived predation risk and food availability: management prescriptions to benefit farmland birds on stubble fields. *Journal of Applied Ecology* 43: 640-650.
- Wolfe JD, Ralph CJ (2009) Correlations between El Niño – southern oscillation and shanges in Nearctic - Neotropic migrant condition in Central America. *The Auk* 126: 809-814
- Woodrey MS, Rush SA, Cherry JA, Nuse BL, Cooper RJ, Lehmicke AJJ (2012) Understanding the potential impacts of global climate change on marsh birds in the Gulf of Mexico region. *Wetlands* 32: 35-49

Zimmer JT (1940) Studies on Peruvian birds, XXXV. Notes on the genera
Phylloscartes, *Euscarthmus*, *Pseudocolopteryx*, *Tachuris*, *Spizitornis*, *Yanacea*,
Uromyias, *Stigmatura*, *Serpophaga*, and *Mecocerculus*. American Museum Novitates
1095: 1-19