

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

MARCOS RICARDO BORNSCHEIN

**BIOLOGIA DA CONSERVAÇÃO DO BICUDINHO-DO-BREJO *STYMPHALORNIS*
ACUTIROSTRIS (AVES, THAMNOPHILIDAE)**

CURITIBA

2013

MARCOS R. BORNSCHEIN

**BIOLOGIA DA CONSERVAÇÃO DO BICUDINHO-DO-BREJO *STYMPHALORNIS*
ACUTIROSTRIS (AVES, THAMNOPHILIDAE)**

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

Orientador: Marcio Roberto Pie

CURITIBA

2013

À Bianca L. Reinert, que destina a sua vida para a conservação da natureza, com seu bicudinho-do-brejo e Lagoa do Parado e que não poupou esforços para que esse estudo se concretizasse, dedico essa tese.

AGRADECIMENTOS

A Deus, pelo meu gosto pela natureza a nós presenteada, pelos incontáveis privilégios que tenho em minha vida e por estar me guardando de forma tão especial na minha jornada. Aproveitando, um pedido para que consigamos ser uma espécie um pouco mais harmonizada com as demais, além dos nossos cães e gatos.

A meus pais Fred R. e Anna L. Bornschein, irmãs Beatriz e Karin, cunhados Paulinho e Magnus e sobrinhos Ian, Helena e Pedrinho, meu muito obrigado pelo incondicional apoio, desde sempre e pelas orações. Essas poucas palavras nem de perto traduzem o quanto lhes agradeço.

À Liv C. Robert, minha filha, pela compreensão do porque tenho sido tão ausente.

Essa tese não se realizaria sem a participação de algumas pessoas, a quem expresso o meu mais profundo agradecimento: Bianca L. Reinert, Ricardo Belmonte-Lopes, Leandro Corrêa e Daiane D. Sobotka. Bianca tem gerenciado o projeto de longo prazo com o bicudinho-do-brejo e conseguido fazer esse sonho ser de longo prazo. Também conseguiu fazer eu me formar biólogo, mas isso é outra história. Ricardo, dotado de uma mente brilhante, fez possível o estudo de genética do bicudinho-do-brejo ser uma realidade. Admiro a sua dedicação pela leitura e modéstia. Leandro, que espero não abandone a academia (e o estudo de re-nest), ajudou não só em campo como também na redação da tese. Finalmente, concluo esse parágrafo mencionando que Daiane auxiliou demais, não só agora, mas desde um longínquo 2007.

Marcio R. Pie, lhe agradeço por você ter me aceito como seu aluno e pela orientação e amizade. Você foi bastante paciente na espera dos resultados, que lhe mandei sempre tão em cima da hora. A sua confiança de que eles viriam foi um apoio inestimável a mim. Acho até que você acreditou mais em mim do que eu mesmo acreditei.

Agradeço ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação por ter me recebido e pelo suporte oferecido nesses anos.

Valéria Romeiro pacientemente lembrou-se de todos os prazos que eu estava perdendo. Sem você, Valéria, eu perderia o curso.

Ao Programa de Reestruturação das Universidades Federais (Reuni) e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal em Nível Superior (CAPES), pelas bolsas concedidas.

Valéria Muschner e Fernando de C. Passos, vocês são amigos muito especiais que eu tenho na UFPR. A você, Fernando, lhe agradeço ainda por tantas conversas instrutivas.

Aos membros da banca, Bianca L. Reinert, Fernando de C. Passos, Júlio de M. Leite, Mauro Pichorim e Sérgio A. A. Morato, agradeço por aceitarem o convite e pelas valiosas contribuições efetuadas.

Parte do campo do doutoramento foi patrocinada pela Fundação Grupo Boticário de Proteção à Natureza (0908_20112, 0004_2012 e BL0001_20111) e Fundo Brasileiro para a Biodiversidade (FUNBIO). Esses projetos foram desenvolvidos via Mater Natura - Instituto de Estudos Ambientais, com especial apoio institucional de Paulo A. Pizzi e de Helena Zarantonieli na gestão financeira.

Paula A. Federiche Borges Baffi auxiliou na viabilização do estudo da genética do bicudinho-do-brejo junto ao Laboratório de Biologia Molecular Danúncia Urban.

A Felipe Shibuya e Fernanda F. Cordeiro de Lima agradeço pela amizade e apoio em campo. À Fernanda, ainda agradeço pelo auxílio no trabalho de manejo das braquiárias.

Luiz F. Ribeiro, Carina R. Firkowski, Magno V. Segalla, Felipe A. Cini da Silva, Diego Baldo e Andreas L. Schwarz Meyer pela amizade, companheirismo e parceria nos estudos com os anfíbios.

Aos demais amigos do Pielab ainda não mencionados, pela amizade e companheirismo.

Camila R. Alves compartilhou vários dos momentos de alegrias e dificuldades, mesmo estando em fase de conclusão de seu mestrado. As tuas qualidades como pessoa e pesquisadora me orgulham muito. Obrigado por tanto apoio, que sinto não ter retribuído nem minimamente.

Christoph Hrdina, Kitty e Iracema Suassuna de Oliveira, vocês são amigos muito especiais para mim. A você, Christoph, obrigado também pelos conselhos tão importantes para a minha vida.

Larissa M. Alvarenga e Osvaldo Chicora, apesar de não vê-los quanto gostaria vocês são amigos de sempre e que, pelas suas qualidades, me enriquecem como pessoa. Osvaldo, sem a sua ajuda seria difícil realizar muitas das pesquisas auto-sustentáveis que faço.

Muchacho Giovanni Nachtigall Maurício, eterno amigo, muito lhe agradeço pelo apoio.

Ailton e Nilda Degues, muito lhes agradeço pela ajuda com a casa em Riozinho e em campo. Vocês se tornaram parte da minha família.

Ana P. de C. Paganelli, obrigado pela amizade e companheirismo, também pela sua alegria inspiradora e fé contagiante. Você me ajudou muito nessa missão de concluir a tese.

Ainda agradeço a todos os demais amigos que por lapso esqueci-me de mencionar.

RESUMO

Estudamos aspectos da biologia, ecologia e genética da conservação do bicudinho-do-brejo (*Stymphalornis acutirostris*) (Aves: Thamnophilidae) para reunir informações que permitam traçar novas estratégias de conservação da espécie, ameaçada de extinção na categoria "em perigo" e endêmica de menos de seis mil hectares distribuídos em parte do litoral do Paraná ao litoral norte do Rio Grande do Sul. Realizamos os trabalhos de campo de janeiro de 2006 a fevereiro de 2013 no litoral do Estado do Paraná (baía de Guaratuba, município de Guaratuba). Encontramos 178 ninhos. Os ninhos contêm uma postura de dois ovos brancos com diversas manchas marrons irregulares dispersas por todo o ovo, mas concentradas no meio do ovo ou no pólo mais largo. A estratégia de fixação de ninhos em vegetação vertical usada pela espécie não era conhecida antes nos Thamnophilidae. Estimamos tamanhos médios de territórios de 0,69, 0,70, 0,79 e 1,22 ha por lugar. Os territórios da espécie são estáveis ao longo dos anos e variam em tamanho ao longo do gradiente altitudinal da planície de maré, sendo maiores em locais com mais baixa altitude e menores em locais com maior altitude. Maior riqueza em espécies de plantas, maior densidade de vegetação e menor tempo e altura de alagamento podem explicar a maior densidade de *S. acutirostris* observada nos locais situados em altitude mais elevada com relação à planície de maré. Somente quando *Panicum* cf. *mertensii*, uma espécie que provê suporte para nidificação, se estabeleceu em sobras de ambiente é que elas passaram a ser ocupadas ao longo dos anos pela espécie, sugerindo que a espécie seleciona como territórios locais que garantam a reprodução. A rápida alteração na abundância de *P. cf. mertensii* pode ter sido consequência de um evento climático extremo, evidenciando o potencial de alterações passíveis de ocorrerem nos ambientes estudados frente à mudança climática. A área de ocupação atual da espécie (5.481,5 ha) reduziu apenas 9,5% (578,5 ha) da estimativa anterior, mas o tamanho populacional atual (7.511 indivíduos), em função disso e principalmente em virtude de novos dados sobre a densidade da espécie em diferentes ambientes, reduziu 57,5%. Delimitamos cinco áreas para a conservação da espécie, sob um conceito aqui proposto, de "Zona Livre de Braquiária" (ZLB). As ZLBs representam os maiores setores com ocupação da espécie menos invadidos pelas exóticas *Urochloa arrecta* e *U. mutica* (Poaceae) e que devem ser manejados prioritariamente, visando o controle dessas invasoras. Totalizando 2.226,6 ha, as ZLBs perfazem 40,6% da área de ocupação do bicudinho-do-brejo. Verificamos haver superávit de indivíduos da espécie em três áreas estudadas e que em uma delas há um déficit, havendo mais mortes do que nascimentos (ralo). Para essa área ralo imigram indivíduos pelo menos de uma ilha com superávit (fonte), situada a somente 25 m de distância, além de um braço de rio. Ambos os lugares apresentam a mesma vegetação e outras características são semelhantes. Supomos que as causas do déficit populacional sejam maior predação, possivelmente por ratos e um Rallidae e, menos provavelmente, elevada mortalidade de jovens pelas marés, mas, nesse caso, somente se a área ralo situar-se em menor altitude do que a área fonte investigada. Registramos um macho da espécie com 16,2 anos, uma fêmea com 14,2 anos e um macho com 9,0 anos, dos quais os dois primeiros se reproduziram alguns poucos meses antes de não serem mais vistos. Estimamos entre 3,8 a 5,0 anos a idade média da população de um dos locais de estudo, a partir de 2010, sendo a idade média de machos e fêmeas semelhante. Pela primeira vez se estuda a filogeografia de uma ave ameaçada de extinção não florestal do Bioma Floresta Atlântica. Os resultados obtidos sugerem a estruturação das populações da espécie em uma linhagem a norte e outra a sul, com ambas apresentando uma baixa variabilidade genética. A datação sugere que as duas linhagens divergiram há cerca de 120 mil anos, coincidindo com um aumento no nível do mar, porém, a posterior redução do nível do mar durante o último máximo glacial parece ter propiciado fluxo gênico. Mesmo assim, o bicudinho-do-brejo apresenta um baixo número de haplótipos mitocondriais, comparável ao de espécies avaliadas em uma categoria de maior grau de ameaça de extinção. É possível que

a translocação de indivíduos entre as populações da mesma linhagem auxiliie no aumento da variabilidade genética. Trabalhamos com diferentes técnicas para o controle das exóticas *U. arrecta* e *U. mutica* (braquiárias-d'água) em brejos no litoral do Estado do Paraná. Em menos de um ano de manejo erradicamos as braquiárias-d'água nas áreas sob intervenção, o que foi possível pela aplicação de técnicas que foram de grande sucesso, pela constante retirada dos fragmentos das exóticas em regeneração e pela ausência de banco de sementes dessas exóticas nos locais estudados. O rastoreio mecânico raso foi a técnica que resultou maior sucesso no manejo das braquiárias-d'água. Sombreamento com lona plástica preta complementou a técnica. Estimamos custos para a erradicação das exóticas em um hectare nos valores de R\$ 41.961,00 a R\$ 92.110,00, dependendo da distância do local manejado. Tendo sido estimados 254,6 ha de áreas invadidas pelas exóticas, a erradicação das mesmas custaria o valor mínimo de R\$ 10.682.293,00 (desconsiderando a contínua propagação das exóticas). Propomos ações de conservação da espécie para serem utilizadas no futuro Plano de Ação Nacional para Conservação do Bicudinho-do-brejo. As medidas mais relevantes propostas são o início imediato e um projeto de translocação, controle das braquiárias-d'água e criação de uma unidade de conservação na área de ocorrência da espécie em Laguna.

Palavras-chave: *Stymphalornis acutirostris*, ninho, ovos, território, estimativa populacional, dinâmica fonte-ralo, longevidade, idade média de população, variabilidade genética, translocação, manejo, *Urochloa arrecta*, Plano de Conservação.

ABSTRACT

We studied aspects of biology, ecology and conservation genetics of the Marsh Antwren (*Stymphalornis acutirostris*) (Aves: Thamnophilidae) to gather information to allow the development of new strategies to the species conservation, which is threatened of extinction in the category “endangered” and endemic of less than six thousand hectares distributed in part of the coast from Paraná state to the north coast of Rio Grande do Sul state. Fieldwork was done from January 2006 to February 2013 in Paraná state coast (Guaratuba bay, Guaratuba municipally). We found 178 nests. All nests had a clutch of two white eggs with several irregular brown spots scattered over the entire egg, concentrated at the middle or the largest pole. The strategy of nest attachment to vertical structures used by the Marsh Antwren was previously unknown in the Thamnophilidae. We estimate average mean territory size in 0.69, 0.70, 0.79 and 1.22 ha by site. The territories of *S. acutirostris* are stable over the years, although there is replacement of couple members, and variation in size along the altitudinal gradient of the tidal flat, being larger in areas with lower elevation and smaller in higher altitudes. Higher plant species richness, higher vegetation density, lower altitude, and less time of flooding may explain the higher density of *S. acutirostris* observed in sites located in higher elevation in relation to tidal flat. Only when *Panicum* cf. *mertensii*, a species which provides nesting support, established in leftover areas is that they were occupied over the years by the species, suggesting that this species selects territories areas that guarantee the reproduction. The rapid change in the abundance of *P. cf. mertensii* may have been the result of an extreme weather event, highlighting the potential changes that may occur in the studied environments to climate change. The current area of occupancy (5,481.5 ha) decreased only 9.5% (578.5 ha) from the previous estimate, but due to this reduction and especially in consequence of new data about the density of the species in distinct habitats, the estimated population size (7,511 individuals) was reduced in 57.5% in relation with the first study. We defined five areas for the conservation of the species, under a concept proposed here, the "Brachiaria Free Zone" (BFZ). The BFZ's represent the largest sectors of occupation less invaded by exotic species, and should be managed primarily for the control of weeds. Totalling 2,226.6 ha, the BFZ's represents 40.6% of the area of occupancy of the Marsh Antwren. We found there a surplus of individuals in three areas and in one of them there is a deficit, with more deaths than births (sink). In this sink area receive individuals at least from one island with a surplus (source), situated only 25 meters away, in the other bank of a river stretch. Both places have the same vegetation and other similar characteristics. We assume that the causes of deficit are higher predation, possibly by rats and a Rallidae, and less likely, high mortality of young's by tides, but in this case only if the sink area was situated at lower altitude with respect of the source area evaluated. We registered a male of the Marsh Antwren with 16.2 years, a female with 14.2 years, and a male with nine years, of which the two first were still reproducing few months before it last sighting. We estimated that the mean age of the population of one of the study areas is between 3.8 to 5.0 years from 2010 onwards, with males and females presenting a similar mean age. This is the first study of the phylogeography of a non-forest inhabiting threatened bird of the Atlantic Forest biome. Our results suggest that the populations of the species are structured in one lineage at north and another at south, with both presenting small genetic variability. Time estimates suggests that the two lineages diverged at about 120,000 years ago possibly due to high sea levels, but the drop in such levels during the last glacial maxima appears to have allowed genetic flux in the more recent past. Even so, the Marsh Antwren presents a low number of mitochondrial haplotypes, comparable to species evaluated as in a higher category of threat of extinction. Is possible that the translocation of individuals between populations of the same lineage assist in increasing genetic variability. We worked with different techniques to control the of the exotic braquiarias *Urochloa arrecta* and *U. mutica* in marshes in the coast of Paraná state. In

less than a year of management was possible to eradicate the braquiarias from the area under intervention, what was possible due to the high success of the applied techniques, with constant removal of exotics in regeneration, and by the absence of a seed bank in the studied localities. Mechanical cutting at soil level was the technique that resulted in greatest success in the management of the braquiarias. Shading with black tarpaulin complemented the technique. The estimated costs for exotic eradication in one hectare was between R\$ 41,961.00 (\$ 21,193.00 US dollars) and R\$ 92,110.00 (\$46,521.00), depending on the access and distance to the handled area. As the area invaded by exotics is estimated in 254.6 ha, the eradication in this area would cost a minimal value of R\$ 10,682,293.00 (\$ 5,395,098.00) (disregarding the continuous propagation of the exotics). We propose actions for the conservation of the species to be used in the future National Action Plan for the Conservation of the Marsh Antwren. The most relevant measures are the immediate control of the braquiarias, a translocation project, and the creation of a conservation unit in the species area of occurrence in Laguna.

Key-words: *Stymphalornis acutirostris*, nest, eggs, territory, population estimative, source-sink dynamics, longevity, population mean age, genetic variability, translocation, management, *Urochloa arrecta*, Conservation Plan.

LISTA DE FIGURAS

Introdução

Figura 1. Fêmea (à esquerda) e macho de bicudinho-do-brejo (*Stymphalornis acutirostris*).
Fotos: Ricardo Belmonte-Lopes.....24

CAPÍTULO 1 - Ninho e ovos do bicudinho-do-brejo (*Stymphalornis acutirostris*): o único *Thamnophilidae* habitante de brejos

FIG. 1. Examples of Marsh Antwren (*Stymphalornis acutirostris*) nests and eggs at Guaratuba Bay, Paraná, southern Brazil. The type of support of each nest follow Hansell (2000) and Simon and Pacheco (2005), respectively. A and B: Bottom multiple (vertical); lateral. C: Top lip; fork. D: Top lip; pensile. E: Top lip; single horizontal top lip (this study). F: Bottom multiple (vertical) and top lip; lateral and fork. G: Eggs of *S. acutirostris*. Each of the smallest squares in the background corresponds to 0.1 cm. Photographs by BLR and RB-L (G).41

CAPÍTULO 2 - Estabilidade temporal na ocupação do espaço físico pelo bicudinho-do-brejo *Stymphalornis acutirostris* (*Thamnophilidae*) e surgimento de novos territórios por modificações na vegetação

Figura 1. Perímetros dos territórios de casais do bicudinho-do-brejo (*Stymphalornis acutirostris*) na ilha do Jundiaquara, município de Guaratuba, Paraná, sul do Brasil. A. Maio de 2006 a abril de 2007. B. Maio de 2007 a abril de 2008. C. Maio de 2008 a abril de 2009. D. Maio de 2009 a abril de 2010. Reparem que os territórios 7J e 8J deixam de existir a partir do período incluso em "C". O tamanho dos territórios consta na Tabela 1. Imagem: Google Earth.82

Figura 2. Perímetros dos territórios de casais do bicudinho-do-brejo (*Stymphalornis acutirostris*) na confluência do rio Claro no rio São João ("Continente"), município de Guaratuba, Paraná, sul do Brasil, de novembro de 2009 a outubro de 2010. O tamanho dos territórios consta na Tabela 2. Imagem: Google Earth.83

Figura 3. Perímetros dos territórios de casais do bicudinho-do-brejo (*Stymphalornis acutirostris*) na ilha da Folharada, município de Guaratuba, Paraná, sul do Brasil. A. Maio de 2009 a abril de 2010. B. Maio de 2010 a abril de 2011. O tamanho dos territórios consta na Tabela 3. Imagem: Google Earth.....84

Figura 4. Perímetros dos territórios de casais do bicudinho-do-brejo (*Stymphalornis acutirostris*) na Lagoa do Parado, município de Guaratuba, Paraná, sul do Brasil, de março de 2012 a fevereiro de 2013. O tamanho dos territórios consta na Tabela 4. Imagem: Google Earth.85

Figura 5. Expansão das áreas dominadas por *Panicum* cf. *mertensii* (Poaceae) na ilha do Jundiaquara, município de Guaratuba, Paraná, sul do Brasil (em vermelho). Em 2006, a espécie era rara e com cobertura do solo inexpressiva. A. Janeiro de 2010: domínio da espécie em 0,70 ha da ilha. B. Dezembro de 2012: domínio da espécie em 2,96 ha da ilha. Imagem: Google Earth.86

Figura 6. Expansão dos manguezais (principalmente *Laguncularia racemosa*) na ilha da Folharada, município de Guaratuba, Paraná, sul do Brasil (em vermelho). A. 1980: 0,20 ha (representação sobre imagem de março de 2003). B. Março de 2003: 2,09 ha. C.

Outubro de 2012: 3,09 ha. A linha em branco delimita a área de estudo (16,29 ha).
Imagens: Google Earth. 87

Suplemento

- Figura S1. Curvas de acumulação (geradas após 100 aleatorizações), ao longo dos meses, da área de 10 territórios ocupados por casais do bicudinho-do-brejo (*Stymphalornis acutirostris*) na confluência do rio Claro no rio São João ("Continente"), município de Guaratuba, Paraná, sul do Brasil. Intervalo de meses: novembro de 2009 a outubro de 2010. Os tracejados horizontais representam intervalos de confiança. Os dados dos territórios 5C e 6C se limitam ao quinto mês, pois o casal do território 6C sumiu e a respectiva área foi incorporada à do território 5C, mudando abruptamente o desempenho da curva (veja Figura S5). As localizações dos respectivos territórios constam na Figura 2. 89
- Figura S2. Curvas de acumulação (geradas após 100 aleatorizações), ao longo dos meses, da área de 10 territórios ocupados por casais do bicudinho-do-brejo (*Stymphalornis acutirostris*) na ilha da Folharada, município de Guaratuba, Paraná, sul do Brasil. Intervalo de meses: maio de 2010 a abril de 2011. Os tracejados horizontais representam intervalos de confiança. As localizações dos respectivos territórios constam na Figura 3. 91
- Figura S3. Curvas de acumulação (geradas após 100 aleatorizações), ao longo dos meses, da área de cinco territórios ocupados por casais do bicudinho-do-brejo (*Stymphalornis acutirostris*) na Lagoa do Parado, município de Guaratuba, Paraná, sul do Brasil. Intervalo de meses: março de 2012 a fevereiro de 2013. Os tracejados horizontais representam intervalos de confiança. As localizações dos respectivos territórios constam na Figura 4. 92
- Figura S4. Territórios estimados (A-D) e inferidos (E-F) de casais do bicudinho-do-brejo (*Stymphalornis acutirostris*) na ilha do Jundiaquara, município de Guaratuba, Paraná, sul do Brasil. Para detalhes, veja a metodologia. A. Maio de 2006 a abril de 2007. B. Maio de 2007 a abril de 2008. C. Maio de 2008 a abril de 2009. D. Maio de 2009 a abril de 2010. E. Maio de 2010 a abril de 2011. F. Maio de 2011 a abril de 2012. G. Maio de 2012 a fevereiro de 2013. Em cores cheias, territórios que foram "extintos" ou surgiram. Imagens: Google Earth. 93
- Figura S5. Territórios estimados (A) e inferidos (B, C) de casais do bicudinho-do-brejo (*Stymphalornis acutirostris*) na confluência do rio Claro no rio São João ("Continente"), município de Guaratuba, Paraná, sul do Brasil. Para detalhes, veja a metodologia. A. Novembro de 2009 a outubro de 2010. B. Novembro de 2010 a outubro de 2011. C. Novembro de 2011 a outubro de 2012. Imagem: Em cores cheias, um território que foi "extinto" temporariamente. Imagem: Google Earth. 94
- Figura S6. Territórios estimados (A-B) e inferidos (C, D) de casais do bicudinho-do-brejo (*Stymphalornis acutirostris*) na ilha da Folharada, município de Guaratuba, Paraná, sul do Brasil. Para detalhes, veja a metodologia. A. Maio de 2009 a abril de 2010. B. Maio de 2010 a abril de 2011. C. Maio de 2011 a abril de 2012. D. Maio de 2012 a fevereiro de 2013. Em cores cheias, territórios que surgiram, um dos quais foi "extinto" no ano seguinte. Imagens: Google Earth. 95

Figura S7. Tamanhos de territórios de casais do bicudinho-do-brejo (*Stymphalornis acutirostris*) em dois locais com diferentes alturas e tempos de alagamento pelas marés, rio São João, município de Guaratuba, Paraná, sul do Brasil. A. Ilha do Jundiaquara mais Continente. B. Ilha da Folharada. Está indicado o intervalo, desvio padrão e média. 96

Figura S8. Tamanhos médios de territórios de casais do bicudinho-do-brejo (*Stymphalornis acutirostris*) ao longo da planície de maré do rio São João, município de Guaratuba, Paraná, sul do Brasil. A. Ponte da SANEPAR. B. Continente. C. Ilha do Jundiaquara. D. Ilha da Folharada. Imagem: Google Earth. 97

Figura S9. Parte das alterações em dois territórios do bicudinho-do-brejo (*Stymphalornis acutirostris*) ocorridas quando o casal de um (perímetro azul) desapareceu ao mesmo tempo, em 2010 (ilha da Folharada; 25°52'00"S, 48°43'26"O; município de Guaratuba, Paraná, sul do Brasil). A. Locais (em cores cheias) onde registramos os casais em julho: em branco, novo casal recém chegado, ocupando área periférica livre, não incorporada ao território do casal em amarelo (perímetro original em vermelho). B. Locais onde registramos os casais em setembro: o casal em branco ampliou o seu território, retraindo o em amarelo. A partir de outubro de 2010, os territórios ficaram como representados pelos respectivos perímetros. Imagem: Google Earth. 98

CAPÍTULO 3 - A população do bicudinho-do-brejo *Stymphalornis acutirostris* é reavaliada 57% menor: implicações para a sua conservação

Figura 1. Em verde claro, áreas que antes eram hábitat do bicudinho-do-brejo (*Stymphalornis acutirostris*) completamente invadidas pela exótica braquiária-d'água *Urochloa arrecta* (baía de Antonina, município de Antonina, Estado do Paraná, sul do Brasil). Imagem: julho de 2002; Google Earth. 124

Figura 2. Extensão de ocorrência das quatro maiores populações do bicudinho-do-brejo (*Stymphalornis acutirostris*) (> 200 ha), atualizadas de Reinert *et al.* (2007), evidenciando em vermelho as regiões, dentro delas, que propomos como "Zonas Livres de Braquiárias" (ZLBs) para a conservação da espécie. Representam os maiores setores com ambientes contínuos menos invadidos pelas braquiárias-d'água (*Urochloa arrecta* e *U. mutica*) e que devem ser manejados prioritariamente, visando o controle das exóticas. No Estado do Paraná: 1- ZLB Baía de Antonina (469,6 ha); 2- ZLB Rio Nhundiaquara (396,3 ha); 3- ZLB Lagoa do Parado (205,9 ha); e 4- ZLB Baixo Rio São João (563,6 ha). No Estado de Santa Catarina: 5- ZLB Rio Palmital (591,2 ha). As ZLBs 1 e 2 incluem-se nas populações homônimas da espécie. A 2 e 3 incluem-se na população Baía de Guaratuba. A 5 inclui-se na população Baía de Babitonga. 125

CAPÍTULO 4 - Demografia fonte-ralo em bicudinho-do-brejo *Stymphalornis acutirostris* (Thamnophilidae)

Figura 1. Filhotes produzidos (que atingiram a independência) em sete estações reprodutivas (2006-2013) e adultos pareados desaparecidos (= mortalidade) (janeiro de 2006 a dezembro de 2012) do bicudinho-do-brejo (*Stymphalornis acutirostris*) na ilha do Jundiaquara, município de Guaratuba, Paraná, sul do Brasil. 140

Figura 2. Filhotes produzidos (que atingiram a independência) em quatro estações reprodutivas (2009-2013) e adultos pareados desaparecidos (= mortalidade) (janeiro de

2009 a dezembro de 2012) do bicudinho-do-brejo (<i>Stymphalornis acutirostris</i>) na ilha da Folharada, município de Guaratuba, Paraná, sul do Brasil.	141
Figura 3. Filhotes produzidos (que atingiram a independência) em quatro estações reprodutivas (2007-2008, 2009-2010, 2010-2011 e 2012-2013) e adultos pareados desaparecidos (= mortalidade) (janeiro de 2007 a dezembro de 2012) do bicudinho-do-brejo (<i>Stymphalornis acutirostris</i>) na confluência do rio Claro no rio São João ("Continente"), município de Guaratuba, Paraná, sul do Brasil. O número de casais amostrados para a produtividade, quando avaliada, foi igual ao da mortalidade.....	142
Figura 4. Mês em que filhotes do bicudinho-do-brejo (<i>Stymphalornis acutirostris</i>) que se tornaram independentes saíram dos ninhos nas áreas estudadas sob influência das marés na baía de Guaratuba (ilhas do Jundiaquara e Folharada e Continente), Paraná, sul do Brasil, entre janeiro de 2006 e fevereiro de 2013.....	143
Figura 5. Condição da maré no dia em que filhotes do bicudinho-do-brejo (<i>Stymphalornis acutirostris</i>) saíram dos ninhos e viveram pelo menos até o segundo dia ou saíram e morreram no primeiro dia, por afogamento ou causa desconhecida, nas áreas estudadas sob influência das marés na baía de Guaratuba (ilhas do Jundiaquara e Folharada e Continente), Paraná, sul do Brasil, entre janeiro de 2006 e fevereiro de 2013. Maré alta = o dia da lua cheia ou nova e um dia antes e outro depois. Maré baixa = o dia da lua crescente ou minguante e um dia antes e outro depois. Maré média = os dias entre maré alta e baixa. O número de dias para cada condição é equilibrado.....	144

SUPLEMENTO

Figura S1. Territórios (polígonos em cores) onde se fixaram filhotes (quebras e finais das setas) do bicudinho-do-brejo (<i>Stymphalornis acutirostris</i>) anilhados nascidos na ilha do Jundiaquara (A) (origem das setas), município de Guaratuba, Paraná, sul do Brasil, entre outubro de 2006 e fevereiro de 2013. Cada seta representa um filhote. Em "B", tem-se o Continente, que é ralo de indivíduos da espécie, enquanto o local A é fonte.	145
---	-----

CAPÍTULO 5 - Longevidade e idade média em uma população do bicudinho-do-brejo (*Stymphalornis acutirostris*) (Thamnophilidae)

Figura 1. Idade estimada (em anos) dos indivíduos do bicudinho-do-brejo (<i>Stymphalornis acutirostris</i>) pareados na ilha do Jundiaquara, município de Guaratuba, Estado do Paraná, sul do Brasil, ao final de cada ano, de 2006 a 2012. Estiveram envolvidos nesse período 56 indivíduos.	157
Figura 2. Idade estimada (em anos) dos indivíduos do bicudinho-do-brejo (<i>Stymphalornis acutirostris</i>) pareados na confluência do rio Claro no rio São João ("Continente"), município de Guaratuba, Estado do Paraná, sul do Brasil, ao final de cada ano, de 2007 a 2012. Estiveram envolvidos nesse período 35 indivíduos.	158
Figura 3. Idade estimada (em anos) dos indivíduos do bicudinho-do-brejo (<i>Stymphalornis acutirostris</i>) pareados na ilha da Folharada, município de Guaratuba, Estado do Paraná, sul do Brasil, ao final de cada ano, de 2008 a 2012. Estiveram envolvidos nesse período 37 indivíduos.	159
Figura 4. Idades máximas e médias (em anos) de machos e fêmeas de indivíduos do bicudinho-do-brejo (<i>Stymphalornis acutirostris</i>) pareados na ilha do Jundiaquara,	

município de Guaratuba, Estado do Paraná, sul do Brasil, ao final de cada ano, de 2006 a 2012. Estiveram envolvidos nesse período 30 machos e 26 fêmeas.	160
CAPÍTULO 6 - Filogeografia do bicudinho-do-brejo <i>Stymphalornis acutirostris</i> (Aves: Thamnophilidae), um endemismo de brejos do Bioma Floresta Atlântica ameaçado de extinção	
Figura 1. Localidades de onde obtivemos amostras genéticas do bicudinho-do-brejo (<i>Stymphalornis acutirostris</i>). Populações contempladas: (linhagem norte) Baía de Antonina, Rio Nhundiaquara, Baía de Guaratuba, Baía de Babitonga e Itapoá; (linhagem sul) Laguna e Lagoa do Forno.	194
Figura 2. Distribuição dos haplótipos (h1, h2, h3...) do gene mitocondrial ND2 e íntrons dos genes nucleares CSDE, NAT15 e CRYAA do bicudinho-do-brejo (<i>Stymphalornis acutirostris</i>) por população amostrada (para a localização das mesmas, veja a Fig. 1)..	195
Figura 3. Rede de haplótipos do gene mitocondrial ND2 e íntrons dos genes nucleares CSDE, NAT15 e CRYAA do bicudinho-do-brejo (<i>Stymphalornis acutirostris</i>), reconstruídos por meio do programa NETWORK e estimados pelo método de <i>median-joining</i> . Em cores, evidenciamos as diferentes populações amostradas (para a localização das mesmas, veja a Fig. 1). As barras duplas indicam duas mutações entre os haplótipos.	196
CAPÍTULO 7 - Controle das braquiárias-d'água (<i>Urochloa</i> spp.) em áreas úmidas do bioma Floresta Atlântica: técnicas e custos envolvidos	
Figura 1. Roçada em corte parcial com formação de leras com 2 a 3 m de largura e com 1 m de espaçamento entre elas. Técnica realizada com o intuito de posterior incêndio controlado para fins de diminuição da biomassa.	218
Figura 2. Rastoreio mecânico raso com uso de roçadeira (A) com subsequente retirada das raízes das invasoras (B) em estuário e rastoreio mecânico com enxadas (C) em local com alagamentos periódicos (C). Manutenção das áreas manejadas com retirada de pedaços das exóticas em regenerantes foi feita manualmente (D).	219
Figura 3. Solarização (abafamento) com uso de lona plástica preta (A, B) e transparente (C) após corte raso das braquiárias-d'água (<i>Urochloa arrecta</i> e <i>U. mutica</i>).	220
Figura 4. Resultado do experimento de solarização com lona transparente. Nota-se que esta técnica não foi apropriada pois obtivemos o efeito contrário do previsto, ou seja, o crescimento das exóticas ao invés de sua erradicação.	221
CAPÍTULO 8 - Propostas para o futuro Plano de Ação Nacional para Conservação do Bicudinho-do-brejo (<i>Stymphalornis acutirostris</i>)	
Figura 1. Região de ocorrência do bicudinho-do-brejo (<i>Stymphalornis acutirostris</i>) em Pedras Brancas (28°30'54"S, 48°47'29"O), município de Laguna, Santa Catarina. A. Área com presença da espécie e mínimo pastoreio. B. Ambiente potencial de ocorrência mas sem presença da espécie talvez em função do intenso pastoreio.	233
Figura 2. Filhotes de bicudinho-do-brejo (<i>Stymphalornis acutirostris</i>) produzidos (que atingiram a independência) por território (polígonos coloridos) na ilha da Folharada, município de Guaratuba, Paraná, sul do Brasil, em quatro estações reprodutivas (2009-2013). No canto superior esquerdo, repare no único território do local onde foram	

produzidos filhotes em todos os anos. Na indicação da produção por ano, o tracejado indica que o território não existia na ocasião.234

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 1 - Ninho e ovos do bicudinho-do-brejo (*Stymphalornis acutirostris*): o único **Thamnophilidae** habitante de brejos

TABLE 1. Materials used to build nests ($n = 21$) of the Marsh Antwren (<i>Stymphalornis acutirostris</i>) in Guaratuba Bay, Paraná, southern Brazil.....	37
TABLE 2. Nest measurements of the Marsh Antwren (<i>Stymphalornis acutirostris</i>) in Guaratuba Bay, Paraná, southern Brazil.	38
TABLE 3. Frequencies (percent in parentheses) of plant species used as support for nests of Marsh Antwren (<i>Stymphalornis acutirostris</i>) in Guaratuba Bay, Paraná, southern Brazil. Columns 1, 2, 3 and 4 refer to nests supported by one, two, three or four plant species, respectively.....	39

CAPÍTULO 2 - Estabilidade temporal na ocupação do espaço físico pelo bicudinho-do-brejo *Stymphalornis acutirostris* (Thamnophilidae) e surgimento de novos territórios por modificações na vegetação

Tabela 1. Estimativa do tamanho de territórios dos casais do bicudinho-do-brejo (<i>Stymphalornis acutirostris</i>) na ilha do Jundiaquara, município de Guaratuba, Paraná, sul do Brasil, de maio de 2006 a abril de 2010.	72
Tabela 2. Estimativa do tamanho de territórios dos casais do bicudinho-do-brejo (<i>Stymphalornis acutirostris</i>) na confluência do rio Claro no rio São João ("Continente"), município de Guaratuba, Paraná, sul do Brasil, de novembro de 2009 a outubro de 2010.	74
Tabela 3. Estimativa do tamanho de territórios dos casais do bicudinho-do-brejo (<i>Stymphalornis acutirostris</i>) na ilha da Folharada, município de Guaratuba, Paraná, sul do Brasil, de maio de 2009 a abril de 2010.	75
Tabela 4. Estimativa do tamanho de territórios dos casais do bicudinho-do-brejo (<i>Stymphalornis acutirostris</i>) na Lagoa do Parado, município de Guaratuba, Paraná, sul do Brasil, de março de 2012 a fevereiro de 2013.	76
Tabela 5. Tamanho de território em Thamnophilidae. Taxonomia segundo Remsen et al. (2013).	77
Tabela 6. Comparações par a par entre tamanhos de território de três locais em diferentes alturas na planície de maré na baía de Guaratuba, município de Guaratuba, Paraná. Os valores se referem a P corrigidos pelo índice de Bonferroni, obtidos pelo teste de Mann-Whitney pós teste de Kruskal-Wallis.	81

CAPÍTULO 3 - A população do bicudinho-do-brejo *Stymphalornis acutirostris* é reavaliada 57% menor: implicações para a sua conservação

Tabela 1. Densidade de indivíduos de bicudinho-do-brejo (<i>Stymphalornis acutirostris</i>) por área (ind/ha) em diferentes ambientes no município de Guaratuba, Estado do Paraná, sul do Brasil.	119
Tabela 2. Nova estimativa de área de ocupação (hectares) e tamanho populacional do bicudinho-do-brejo (<i>Stymphalornis acutirostris</i>). Indicamos a respectiva densidade de indivíduos por hectare ("Dens."; veja Tabela 1) constatada ou aplicada para o respectivo ambiente.	120

Tabela 3. Principais modificações em área (hectares) nas oito populações previamente conhecidas do bicudinho-do-brejo (*Stymphalornis acutirostris*) em comparação com o mapeamento anterior (com base em fotografias aéreas de 1978 e 1980¹) e atual (com base em imagens orbitais de 2002-2012; veja Tabela S1)..... 122

Suplemento

Tabela S1. Anos de obtenção das fotografias aéreas ou imagens orbitais analisadas para a interpretação de ambientes de ocupação do bicudinho-do-brejo (*Stymphalornis acutirostris*). Se 1980, tratam-se de fotografias aéreas analisadas por Reinert *et al.* (2007). Demais anos, referem-se a imagens orbitais disponibilizadas no Google Earth (7.0.2.8415). 126

Tabela S2. Número mínimo de indivíduos vagantes de bicudinho-do-brejo (*Stymphalornis acutirostris*) detectado em locais no município de Guaratuba, Estado do Paraná, sul do Brasil. 128

CAPÍTULO 5 - Longevidade e idade média em uma população do bicudinho-do-brejo (*Stymphalornis acutirostris*) (Thamnophilidae)

Tabela 1. Número de dias que levou para filhotes do bicudinho-do-brejo (*Stymphalornis acutirostris*) nascidos nas áreas de estudo se fixarem em territórios, baía de Guaratuba, município de Guaratuba, Estado do Paraná, sul do Brasil. 156

CAPÍTULO 6 - Filogeografia do bicudinho-do-brejo *Stymphalornis acutirostris* (Aves: Thamnophilidae), um endemismo de brejos do Bioma Floresta Atlântica ameaçado de extinção

Tabela 1. Distâncias genéticas entre as sequências de diferentes genes de indivíduos de bicudinho-do-brejo (*Stymphalornis acutirostris*) analisados, expressas com intervalo, média e \pm desvio padrão. 186

Tabela 2. Estatísticas e testes de neutralidade e dinâmica populacional do bicudinho-do-brejo (*Stymphalornis acutirostris*). Abreviações: "n" = número de amostras; "h" = número de haplótipos; "Hd" = diversidade de haplótipos; "dp" = desvio padrão; "S" = número de sítios segregantes; " θ " = taxa de mutação na população; " π " = diversidade nucleotídica; " D_t " = Teste *D* de Tajima; " F_s " = Teste F_s de Fu; e "^{ns}" = não significativo..... 188

Tabela 3. Número de haplótipos mitocondriais ("Hap"), número de indivíduos amostrados (n) e diversidade nucleotídica (π) em diferentes espécies animais consideradas ameaçadas de extinção pela IUCN. Abreviação: "n.i." = não informado. 190

CAPÍTULO 7 - Controle das braquiárias-d'água (*Urochloa* spp.) em áreas úmidas do bioma Floresta Atlântica: técnicas e custos envolvidos

Tabela 1. Síntese dos procedimentos utilizados e aprovados durante o manejo das braquiárias-d'água (*Urochloa arrecta* e *U. mutica*) em áreas úmidas na baía de Guaratuba, município de Guaratuba, Estado do Paraná, sul do Brasil..... 214

Tabela 2. Custos por hectare para a erradicação das braquiárias-d'água (*Urochloa arrecta* e *U. mutica*) de áreas úmidas contaminadas na baía de Guaratuba, município de Guaratuba, Estado do Paraná, sul do Brasil. Abreviações: RT = responsável técnico; T2 = técnico 2. 216

Tabela 3. Perda de áreas úmidas por invasão das braquiárias-d'água (<i>Urochloa arrecta</i> e <i>U. mutica</i>) em estuários e áreas úmidas adjacentes da baía de Antonina, litoral do Paraná, à foz do rio Itapocu, litoral norte de Santa Catarina e custos envolvidos no manejo (considerando-se o local manejado a uma distância de 1 km do local de acesso ao transporte por embarcação).	217
--	-----

SUMÁRIO

Introdução	23
Referências	24
CAPÍTULO 1 - Ninho e ovos do bicudinho-do-brejo (<i>Stymphalornis acutirostris</i>): o único Thamnophilidae habitante de brejos	26
ABSTRACT	28
INTRODUCTION	29
METHODS	29
RESULTS	31
DISCUSSION	33
ACKNOWLEDGMENTS	34
LITERATURE CITED	34
CAPÍTULO 2 - Estabilidade temporal em territórios do bicudinho-do-brejo <i>Stymphalornis</i> <i>acutirostris</i> (Thamnophilidae) e surgimento de novos territórios por modificações na vegetação	42
Abstract	43
Resumo	44
Introdução	45
Metodologia	48
Área de estudo e período de amostragem	48
Mapeamento de territórios	49
Avaliações da flora e vegetação	52
Resultados	52
Tamanhos de territórios e comportamento territorial	52
Estabilidade de territórios	53
Alterações na flora e vegetação	54
Discussão	55
Tamanhos de territórios	55
Tamanhos de territórios de <i>S. acutirostris</i> na planície de maré	57
Estabilidade em territórios	59

<i>Incremento em territórios de S. acutirostris</i>	60
<i>Dinâmica da vegetação</i>	62
<i>Variações sazonais e temporárias em territórios e deslocamentos extraterritoriais</i>	63
Agradecimentos	64
Referências.....	64
Suplemento	88
CAPÍTULO 3 - A população do bicudinho-do-brejo <i>Stymphalornis acutirostris</i> é reavaliada	
57% menor: implicações para a sua conservação.....	99
Summary	99
Resumo	100
Introdução	101
Métodos	102
Resultados.....	106
<i>Novos lugares de ocupação</i>	106
<i>Número de indivíduos vagantes e densidade de indivíduos</i>	107
<i>Nova estimativa de área de ocupação</i>	107
<i>Nova estimativa de tamanho populacional</i>	108
Discussão	109
<i>Distribuição geográfica e ambientes</i>	113
Agradecimentos	114
Referências.....	114
Suplemento	126
CAPÍTULO 4 - Demografia fonte-ralo em bicudinho-do-brejo <i>Stymphalornis acutirostris</i>	
(Thamnophilidae)	129
ABSTRACT.....	130
RESUMO.....	130
INTRODUÇÃO	131
METODOLOGIA.....	132
RESULTADOS	134

DISCUSSÃO	135
AGRADECIMENTOS	137
REFERÊNCIAS.....	137
SUPLEMENTO	145
CAPÍTULO 5 - Longevidade e idade média em uma população do bicudinho-do-brejo (<i>Stymphalornis acutirostris</i>) (Thamnophilidae)	146
Abstract	147
Resumo	147
INTRODUÇÃO	148
MÉTODO	149
Área de estudo e período de amostragem	149
Determinação da idade	150
RESULTADOS	151
DISCUSSÃO	152
AGRADECIMENTOS	153
REFERÊNCIAS.....	154
CAPÍTULO 6 - Filogeografia do bicudinho-do-brejo <i>Stymphalornis acutirostris</i> (Aves: Thamnophilidae), um endemismo de brejos do Bioma Floresta Atlântica ameaçado de extinção.....	161
Abstract.....	162
Resumo	162
Introdução	164
Material e Métodos	166
Resultados.....	168
Discussão	171
Conservação	175
Agradecimentos	176
Referências.....	177

CAPÍTULO 7 - Controle das braquiárias-d'água (<i>Urochloa</i> spp.) em áreas úmidas do bioma	
Floresta Atlântica: técnicas e custos envolvidos	198
Resumo	199
Introdução	199
Material e Métodos	201
Área de estudo e tempo de amostragem	201
Técnicas de manejo aplicadas	202
Estimativa dos custos para a aplicação das técnicas de manejo	204
Mapeamento de áreas invadidas pelas braquiárias-d'água	204
Resultados	205
Técnica de sucesso	205
Técnica de insucesso	207
Custos estimados para a aplicação das técnicas selecionadas para o manejo	208
Discussão	208
Agradecimentos	210
Literatura citada	210
CAPÍTULO 8 - Propostas para o futuro Plano de Ação Nacional para Conservação do	
Bicudinho-do-brejo (<i>Stymphalornis acutirostris</i>)	222
Plano de Conservação	223
1 Políticas Públicas e Legislação	223
2 Proteção da Espécie e seu Habitat	227
3 Pesquisa	228
4 Projeto de Translocação	229
Referências	232
Conclusões gerais	235

Introdução Geral

A Biologia da Conservação é uma nova etapa na aplicação da ciência aos problemas da conservação (Soulé 1985) e foi desenvolvida em resposta à crise pela qual a biodiversidade passa atualmente (Perez-Sweeney et al. 2003). Ela aborda a biologia das espécies, comunidades e ecossistemas que são perturbados por atividades humanas ou outros agentes, tendo como objetivos entender os efeitos da atividade humana sobre as espécies e desenvolver abordagens práticas para prevenir que elas sejam extintas (Soulé 1985, Primack e Rodrigues 2001, Perez-Sweeney et al. 2003).

A biologia da conservação compreende em grande parte estudos populacionais de cunho pragmático, visando a definição de unidades de conservação e prioridades para estratégias de manejo em campo ou cativeiro (Eizirik 1996). Entre esses estudos pragmáticos tem-se o de genética de populações, que é tratado como Genética da Conservação pela importância que desempenha na determinação de o que conservar, onde focalizar os esforços de conservação e como conservar a maior quantidade de diversidade genética nas populações (Perez-Sweeney et al. 2003).

No presente estudo com o bicudinho-do-brejo (*Stymphalornis acutirostris*) (Figura 1), aspiramos estudar a espécie em concordância com os princípios e objetivos da Biologia da Conservação para revisar, reformular e propor novas estratégias para a sua conservação. Assim, abordamos aspectos da ecologia da espécie (capítulos 1 e 2), distribuição e população (capítulo 3), dinâmica populacional (capítulos 4 e 5), Genética da Conservação (capítulo 6), manejo do ambiente (capítulo 7) e propostas de conservação (capítulo 8). O bicudinho-do-brejo, ameaçado de extinção na categoria “em perigo” (BirdLife International 2013), foi descrito apenas em 1995 (Bornschein et al. 1995) e é a única espécie da família a habitar exclusivamente brejos (Zimmer e Isler 2003:492). A espécie é endêmica de somente 6.060 ha

de brejos distribuídos em parte do litoral sul do Brasil, onde foram estimados 17.680 indivíduos (Reinert et al. 2007).



Figura 1. Fêmea (à esquerda) e macho de bicudinho-do-brejo (*Stymphalornis acutirostris*). Fotos: Ricardo Belmonte-Lopes.

Esperamos que os potenciais patrocinadores não enxergem o bicudinho-do-brejo como uma espécie que da qual não se faz necessário estudar mais nada. Estudos de longo prazo respondem perguntas e formulam outras tantas, e esse caminhar no sentido de continuar respondendo não reverte em benéfico somente para a espécie em si, pelo que lhe pode reverter em termos de conservação, mas também a outras que podem ser tentativamente comparadas e manejadas enquanto elas próprias não forem pesquisadas.

Referências

Birdlife International. 2013. Species factsheet: *Stymphalornis acutirostris*. <<http://www.birdlife.org>> (30 Janeiro 2013).

- Bornschein, M.R.; Reinert, B.L. e Teixeira, D. M. 1995. *Um novo Formicariidae do sul do Brasil (Aves, Passeriformes)*. Rio de Janeiro: Série Publicação Técnico-Centífica do Instituto Iguazu de Pesquisa e Preservação Ambiental, n. 1. 18 pp.
- Eizirik, E. 1996. Ecologia molecular, genética da conservação e o conceito de unidades evolutivamente significativas. *Brazilian Journal of Genetics* 19(4): 23-29.
- Reinert, B.L.; Bornschein, M. R. e Firkowski, C. 2007. Distribuição, tamanho populacional, hábitat e conservação do bicudinho-do-brejo *Stymphalornis acutirostris* Bornschein, Reinert e Teixeira, 1995 (Thamnophilidae). *Revista Brasileira de Ornitologia* 15: 493-519.
- Soulé, M.E. 1985. What is Conservation Biology? *BioScience* 35(11): 727-734.
- Perez-Sweeney, B.M.; Rodrigues, F.P. e Melnick, D.J. 2003. Metodologias moleculares utilizadas em genética da conservação, pp. 343-380. In: L.Cullen Jr.; R. Rudran e C. Valladares-Padua. *Métodos de estudos em Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre*. Curitiba: Ed. da UFPR e Fundação O Boticário de Proteção à Natureza. 665 pp.
- Primack, R.B. e Rodrigues, E. 2001. *Biologia da Conservação*. Londrina: Editora PLANTA. 327 pp.
- Zimmer, J.K. e Isler, M.L. 2003. Family Thamnophilidae (typical antbirds), pp. 448-681. In: J. del Hoyo; A. Elliot e D.A. Christie (eds.) *Handbook of the birds of the World, vol. 8, Broadbills to tapaculos*. Barcelona: Lynx Edicions.

CAPÍTULO 1 - Ninho e ovos do bicudinho-do-brejo (*Stymphalornis acutirostris*): o único
Thamnophilidae habitante de brejos

Trabalho publicado:

Reinert, B.L.; Belmonte-Lopes, R.; Bornschein, M.R.; Sobotka, D.D.; Corrêa, L.; Pie, M.R. & Pizo, M.A. 2012. Nest and eggs of the Marsh Antwren (*Stymphalornis acutirostris*): The only marsh-dwelling thamnophilid. *The Wilson Journal of Ornithology* 124(2): 286–291.

RRH: *Reinert et al.* • NEST AND EGGS OF THE MARSH ANTWREN

NEST AND EGGS OF THE MARSH ANTWREN (*STYMPHALORNIS ACUTIROSTRIS*):
THE ONLY MARSH-DWELLING THAMNOPHILID

BIANCA L. REINERT,^{1,6} RICARDO BELMONTE-LOPES,^{1,2} MARCOS R.
BORNSCHEIN,^{1,3} DAIANE D. SOBOTKA,^{1,3} LEANDRO CORRÊA,^{1,3} MARCIO R. PIE,⁴
AND MARCO A. PIZO⁵

¹ Mater Natura – Instituto de Estudos Ambientais, Rua Lamenha Lins 1080, CEP 80250-020, Curitiba, Paraná, Brazil.

² Programa de Pós-Graduação em Zoologia, Departamento de Zoologia, Universidade Federal do Paraná, Centro Politécnico, Jardim das Américas, Caixa Postal 19073, CEP 81531-990, Curitiba, Paraná, Brazil.

³ Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal do Paraná, Centro Politécnico, Jardim das Américas, CEP 81531-990, Curitiba, Paraná, Brazil.

⁴ Laboratório de Dinâmica Evolutiva e Sistemas Complexos, Departamento de Zoologia, Universidade Federal do Paraná, Centro Politécnico, Jardim das Américas, CEP 81531-990, Curitiba, Paraná, Brazil.

⁵ UNESP – Universidade Estadual Paulista, Departamento de Zoologia, CEP 13506-900, Rio Claro, São Paulo, Brazil.

⁶ Corresponding author, e-mail: biancareinert@yahoo.com.br

Please send page proofs to the corresponding author at the above e-mail address.

ABSTRACT

We describe the nest and eggs of the Marsh Antwren (*Stymphalornis acutirostris*), a recently described species which is the only member of the Thamnophilidae restricted to marsh habitats. We conducted 1,560 hrs of nest searching in tidal marshes of southern Brazil and found 178 nests. All nests were of dry fibers, straws, and silk. Nineteen plant species were used for nest attachment. All nests had a clutch of two white eggs with several irregular brown spots scattered over the entire egg, concentrated at the middle or the largest pole. The strategy of nest attachment to vertical structures used by the Marsh Antwren was previously unknown in the Thamnophilidae. *Received 14 June 2011. Accepted 12 December 2011.*

INTRODUCTION

The vast majority of species in the *Thamnophilidae* live in forests throughout the Neotropics (Zimmer and Isler 2003); the Marsh Antwren (*Stymphalornis acutirostris*) is the only species restricted to marsh habitats (Zimmer and Isler 2003). The Marsh Antwren was described as a new species and genus by Bornschein et al. (1995) and occurs only along the coast of the states of Paraná and Santa Catarina in southern Brazil (Reinert et al. 2007). It is presently classified as ‘endangered’ (BirdLife International 2010). We found a large number of nests of this species during a multiyear study of the population ecology of the Marsh Antwren. We describe for the first time the nest structure and type of attachment to vegetation, as well as the eggs of the Marsh Antwren.

METHODS

Field work were conducted from January 2006 to March 2010 in tidal marshes at Guaratuba Bay (Folharada Island: 25° 52’ 00” S, 48° 43’ 26” W, 15.7 ha; Jundiaquara Island: 25° 52’ 28” S, 48° 45’ 33” W, 11.6 ha; and the Claro River: 25° 52’ 26” S, 48° 45’ 41” W, 8.2 ha), municipality of Guaratuba, coast of the State of Paraná, southern Brazil. A detailed description of the tidal marshes in this region has been presented by Reinert et al. (2007).

Nest searches were conducted daily during the reproductive season using the focal-animal method (Altmann 1974). We made *ad libitum* observations (Altmann 1974) of birds collecting materials for nest building during these searches. All complete nests found were assigned to a breeding pair (all pairs in the study area were previously color-banded), and measured in the field with a caliper to the nearest 0.1 cm before onset of incubation or after predation or nest abandonment were confirmed. A nest was considered abandoned after at least 3 weeks without any modification of previous conditions, and regarded as completed when an incubation chamber was present. We measured the height above ground for some

nests as soon as they were completed and when they were collected. We used only the initial measurement for calculating mean values when nest height varied during the breeding season.

We calculated nest and incubation chamber volumes following Møller (1982): Nest material volume = nest volume - nest cup volume; and volume = $4/3 \times \pi \times \text{largest radius}^2 \times \text{height} \times \text{the fraction of an ellipsoid with the fraction assigned to } 1/2$. We recorded plant species where nests were attached and if it was green or dry, vertical (between 71 and 90°), horizontal (0–15°), or inclined. Plant species identification follows Bornschein (2001) and Reinert et al. (2007), but some species names were adapted from Forzza et al. (2010).

Nests were collected at the end of the breeding season. Some nests were deposited at the Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo (MZUSP # 2276, 2277, 2278, and 2279), São Paulo, and some nests will be deposited at the Museu de História Natural Capão da Imbuia, (MHNCI), Curitiba, Brazil. Twenty-one nests were disassembled to analyze materials used and nest-building techniques following the categories proposed by Hansell (2000). Well-preserved nests were weighed after being dried using a dynamometer to the nearest 0.1 g. Materials used for nest building were separated, classified, and weighed separately. Nest material categories were fibers (plant materials < 2 mm in thickness), straw (plant material > 2 mm in thickness), silk (spider webs, oothecas, and diverse kinds of cocoons), and root or leaf fragments (independent of plant species). Nest descriptions followed (H) the nest type categories of Hansell (2000) and (S&P) Simon and Pacheco (2005) with the different sets of categories presented in the results referring to these two publications, respectively.

Flooded and abandoned eggs were collected, measured (with a digital caliper to the nearest 0.1 cm), and weighed (with a dynamometer to the nearest 0.1 g) if not damaged. Egg colors were evaluated in comparison with Küppers' (1996) color atlas with acronyms referring to specific color shades. Eggs in active nests were measured and weighed only for

the rare cases when access to the incubation chamber was possible with minor chance of damaging the nest. Four collected eggs were deposited at MZUSP (# 2272, 2273, 2274, and 2275), and others will be deposited at MHNCI. Values presented are mean \pm SD.

RESULTS

We conducted ~ 1,560 hrs of nest searching and found 178 nests from more than 40 breeding pairs, all constructed between August and February. All nests were made with dry fiber, dry straw, and silk with leaf fragments in about one half of the nests (Table 1). All other materials occurred in frequencies $< 25\%$. Birds were observed collecting fiber and straw from *Panicum cf. mertensii* ($n = 12$), *Schoenoplectus californicus* ($n = 7$), *Fuirena robusta* ($n = 4$), and *Acrostichum danaeifolium* ($n = 4$); leaf fragments were from *S. californicus*, *F. robusta*, and *Eleocharis geniculata*, while dry leaves and bracts of *Cladium jamaicense*, dry leaves, petioles, and inflorescence of *Echinodorus grandiflorus*, dry leaves and stems of *P. cf. mertensii*, roots of *A. danaeifolium* and *Crinum americanum*, and silk from spider webs ($n = 20$), oothecas ($n = 8$), and cocoons ($n = 6$) were also used. The same birds were repeatedly seen collecting nest material from the same patches of dry plants. Fibers < 2 cm in length dominated in the incubation chamber, whereas fibers could reach up to 44 cm in length in other parts of the nest. Nests were built and fixed using the technique of interlocking (entangle and velcro). Only two nests had decorations on their outer walls, one with live mosses and another with lichens.

The nest of the Marsh Antwren is cup-shaped (H) (Fig. 1) and in grass/reeds ($n = 144$) or tree/bush ($n = 21$) sites. The remaining 13 nests were in sites with trees/bushes and grasses/reeds. Nests were attached to the vegetation using the attachment categories (H): Top lip ($n = 53$), bottom multiple (vertical) ($n = 22$), or both simultaneously ($n = 74$). Twenty of the top lip nests were attached to a fork, 26 to parallel vegetation, and three were attached to the vegetation above the nest. Four top lip nests were attached to only one horizontal stem

instead of two horizontal parallel stems (Fig. 1E), which does not fit any previously described category. Some nests of the Marsh Antwren could not be assigned to only one nest attachment category, using the categories lateral and single horizontal top lip ($n = 22$) at the same time.

The nests of the Marsh Antwren following S&P were low cup ($n = 113$) or a high cup ($n = 29$). The categories of support type (S&P) were fork ($n = 46$), lateral ($n = 22$), pensile ($n = 3$), and lateral and fork at the same time ($n = 52$), with the latter combination being previously unreported. The four nests that were attached to only one horizontal stem also do not fit any described category (H or S&P), for which we propose the category single horizontal top lip.

Nests varied greatly in all measurements including dry weight, and volume of nest material and incubation chamber (Table 2). The height above ground of the nest upper rim varied from 30 to 220 cm (110 ± 40 cm; $n = 151$). The height increased 7, 11, and 15 cm from the end of nest building to the end of the reproductive activities for three nests. Nest height for the remaining nests decreased from 1 to 55 cm (15.4 ± 0.1 cm; $n = 30$). Increase in nest height was the result of growth of the supporting vegetation, while the decrease was due to the natural bending of the vegetation.

Nests were anchored to the supporting vegetation using from one to 11 attachment points (4.1 ± 2.3 ; $n = 150$) with use of dry (50%) and green vegetation. Most nests ($n = 151$) were attached to two supporting points oriented in different directions (22% inclined and horizontal, 14% vertical and horizontal, 13% vertical and inclined), but some were attached to supports in all directions (20%), or only to inclined (18%), horizontal (8%), or vertical (7%) vegetation.

Nineteen plant species were used for nest attachment and more than half of the nests were supported by only one plant species, the most common being *A. danaefolium* and *C. jamaicense* (Table 3). Up to four plant species were used as support for some nests with use

of two species (32% of the nests) being more common than use of three or four species (~ 6 and 1%, respectively) (Table 3). Most nests were attached to herbaceous plants, but 11% were attached to herbaceous plants and a tree or shrub, and 11% were attached only to trees or shrubs (Table 3). A nest attached to the fork of an additional tree species (*Tibouchina trichopoda*) was found in a marsh with distinct physiognomy.

All nests examined had two oval-shaped white eggs ($n = 163$) with several irregular spots of two different shades of brown ($N_{80}: A_{70} \times M_{80}$ and $N_{80}: A_{10} \times M_{60}$; $n = 12$) scattered throughout the egg, but concentrated at the middle or the largest pole (Fig. 1). Eggs measured from 18.0 to 20.2 mm in length (18.9 ± 0.47 mm, $n = 34$), and 13.2 to 15.6 mm in width (14.0 ± 0.48 mm). Egg mass ranged from 1.3 to 2.0 g (1.8 ± 0.17 g; $n = 33$).

DISCUSSION

The reproductive season of the Marsh Antwren occurs from the end of the winter to the beginning of the summer in the austral hemisphere and, together with egg coloration and clutch size, are within the normal variation in *Thamnophilidae* (e.g., Velho 1932, Zimmer and Isler 2003). Sick (1985) proposed recognition of five broad nest types used by members of the *Thamnophilidae*. Some nests of the Marsh Antwren do not fit in any of the proposed categories, and we recognize a sixth nest type (open cup attached to vertical structures). Thus, some nests of the Marsh Antwren are typical open cup attached by the rim at horizontal structures (31%) or open cup attached to vertical structures (15%), but most used both building techniques (50%); the remaining nests represented unusual variations for the species. The great variation in height above ground for nests of the Marsh Antwren is probably related to the marsh habitat inhabited with tidal variation that occasionally may reach low lying nests.

The nest placement on vertical structures used by the Marsh Antwren is also found in other unrelated marsh-dwelling birds of the *Tyrannidae*, *Sylviidae*, and *Icteridae* (Orlans 1985, De la Peña 1987, Skutch 1996, Narosky and Salvador 1998, Hansell 2000, Azpiroz

2003), as well as in grassland birds (Emberizidae; De la Peña 1996, Di Giacomo 2005). The attachment of nests to several vertical structures is a solution to prevent the structure from slipping down in habitats with predominant vertical structure (Hansell 2000); the Marsh Antwren is the only thamnophilid known to use this strategy.

ACKNOWLEDGMENTS

BLR received a grant from Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) and Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP; 04/13274-2). RB-L was supported by grants from the Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq/MCT; 132893/2009-6) and CAPES, and is currently supported by a grant from CNPq/MCT (141823/2011-9). DDS, MRP and MAP are supported by grants from CNPq/MCT (135205/2009-3, 571334/2008-3 and 503835/2008-0, respectively). MRB and LC are supported by grants from the Programa de Reestruturação das Universidades Federais (REUNI). Additional support came from Fundação O Boticário de Proteção à Natureza (0682/20052 and 0740/20071). Idea Wild donated equipment. Y. S. Kuniyoshi, O. A. Guimarães, and F. S. Meyer helped with terminology of herbaceous plants. Many students helped during the fieldwork. M. S. Milano suggested and encouraged the realization of a Ph.D. by BLR. C. E. Braun, K. J. Zimmer, and an anonymous reviewer revised the text.

LITERATURE CITED

- Altmann, J. 1974. Observational study of behavior: sampling methods. *Behaviour* 48:227-265.
- Azpiroz, A. B. 2003. *Aves del Uruguay: lista e introducción a su biología y conservación*. Aves Uruguay-Gupeca, Montevideo, Uruguay.
- Birdlife International. 2010. Species factsheet: *Stymphalornis acutirostris*. BirdLife International, London, United Kingdom. www.birdlife.org/datazone/species/index.html

- Bornschein, M. R. 2001. Formações pioneiras do litoral centro-sul do Paraná: identificação, quantificação de áreas e caracterização ornitofaunística. Dissertation. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Brazil.
- Bornschein, M. R., B. L. Reinert, and D. M. Teixeira. 1995. Um novo Formicariidae do sul do Brasil (Aves, Passeriformes). Série Publicação Técnico-Científica do Instituto Iguazu de Pesquisa e Preservação Ambiental Number 1. Rio de Janeiro, Brazil.
- De La Peña, M. R. 1987. Nidos y huevos de aves argentinas. Martín R. de la Penã, Santa Fé, Argentina.
- De La Peña, M. R. 1996. Ciclo reproductivo de las aves Argentinas. Segunda Parte. L.O.L.A., Buenos Aires, Argentina.
- Di Giacomo, A. G. 2005. Aves de la Reserva El Bagual. Pages 203-465 *in* Historia natural y paisaje de la Reserva El Bagual, Provincia de Formosa, Argentina. Inventario de la fauna de vertebrados y de la flora vascular de un área protegida del Chaco Húmedo (A. G. Di Giacomo and S. F. Krapovickas, Editors). Aves Argentinas/Asociación Ornitológica del Plata, Buenos Aires, Argentina.
- Forzza, R. C., P. M. Leitman, A. F. Costa, A. A. Carvalho Jr., A. L. Peixoto, B. M. T. Walter, C. Bicudo, D. Zappi, D. P. Costa, E. Lleras, G. Martinelli, H. C. Lima, J. Prado, J. R. Stehmann, J. F. A. Baumgratz, J. R. Pirani, L. Sylvestre, L. C. Maia, L. G. Lohmann, L. P. Queiroz, M. Silveira, M. N. Coelho, M. C. Mamede, M. N. C. Bastos, M. P. Morim, M. R. Barbosa, M. Menezes, M. Hopkins, R. Secco, T. B. Cavalcanti, and V. C. Souza. 2010. Lista de Espécies da Flora do Brasil. Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Brazil. <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/2010>
- Hansell, M. 2000. Bird nests and construction behavior. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom.
- Küppers, H. 1996. Atlas de los colores. Blume, Barcelona, Spain.

- Møller, A. P. 1982. Clutch size in relation to nest size in the swallow *Hirundo rustica*. *Ibis* 124:339-343.
- Narosky, T. and S. Salvador. 1998. Nidificación de las aves Argentinas. Tyrannidae. Asociación Ornitológica del Plata, Buenos Aires, Argentina.
- Orians, G. H. 1985. Blackbirds of the Americas. Toppan Printing Company, Tokyo, Japan.
- Reinert, B. L., M. R. Bornschein, and C. Firkowski. 2007. Distribuição, tamanho populacional, hábitat e conservação do bicudinho-do-brejo *Stymphalornis acutirostris* Bornschein, Reinert e Teixeira, 1995 (Thamnophilidae). *Revista Brasileira de Ornitologia* 15:493-519.
- Sick, H. 1985. Ornitologia brasileira, uma introdução. Two Volumes. Editora Universidade de Brasília, Brasília, Brazil.
- Simon, J. E. and S. Pacheco. 2005. On the standardization of nest descriptions of neotropical birds. *Revista Brasileira de Ornitologia* 13:143-154.
- Skutch, A. F. 1996. Orioles, blackbirds and their kin. A natural history. University of Arizona Press, Tucson, USA.
- Velho, P. P. P. 1932. Descrição de alguns ovos de aves do Brasil existentes nas collecções do Museu. *Boletim do Museu Nacional* 8:49-60.
- Zimmer, J. K. and M. L. Isler. 2003. Family Thamnophilidae (typical antbirds). Pages 448-681 in *Handbook of the birds of the World. Volume 8. Broadbills to tapaculos* (J. del Hoyo, A. Elliott, and D. A. Christie, Editors). Lynx Edicions, Barcelona, Spain.

TABLE 1. Materials used to build nests ($n = 21$) of the Marsh Antwren (*Stymphalornis acutirostris*) in Guaratuba Bay, Paraná, southern Brazil.

Material	n	Total mass (g)
Plant		
Fiber (diverse kinds of plant material < 2 mm width)	21	59.2
Straw (diverse kinds of plant material > 2 mm width)	21	24.6
Leaf fragments	11	0.1
Base of the pinnae of <i>Acrostichum danaeifolium</i>	5	0.3
<i>Tillandsia usneoides</i>	4	0.1
Fragments of <i>Acrostichum danaeifolium</i> petiole	2	0.1
Poaceae inflorescence	2	< 0.05
<i>Stigmaphyllon ciliatum</i> and/or <i>Vigna luteola</i> stems	2	< 0.05
Rootlets	2	< 0.05
Cyperaceae inflorescence	1	< 0.05
<i>Rhynchospora</i> cf. <i>corymbosa</i> inflorescence	1	0.1
<i>Crinum americanum</i> fiber	1	0.3
Fibers with mud	1	0.3
<i>Acrostichum danaeifolium</i> roots	1	0.2
Animal		
Silk (spider silk, oothecas, and different kinds of cocoons)	21	1.3
Feather	2	< 0.05
Other		
Foam	1	< 0.05

TABLE 2. Nest measurements of the Marsh Antwren (*Stymphalornis acutirostris*) in Guaratuba Bay, Paraná, southern Brazil.

Nest characteristic	<i>n</i>	Range	Mean \pm SD
Nest height, mm	144	40.0-130.0	68.5 \pm 13.7
Incubation chamber depth, mm	142	20.0-80.0	44.7 \pm 9.2
Minimum external diameter, mm	145	35.0-90.0	65.9 \pm 9.5
Maximum external diameter, mm	145	53.1-120.0	79.7 \pm 11.3
Minimum internal diameter, mm	145	25.0-57.5	45.3 \pm 5.6
Maximum internal diameter, mm	145	30.4-75.0	54.7 \pm 6.9
Nest material volume, cm ³	138	26.7-527.8	156.1 \pm 76.4
Incubation chamber volume, cm ³	138	34.2-147.3	72.7 \pm 22.8
Total dry mass, g	39	1.5-8.7	3.8 \pm 1.2

TABLE 3. Frequencies (percent in parentheses) of plant species used as support for nests of Marsh Antwren (*Stymphalornis acutirostris*) in Guaratuba Bay, Paraná, southern Brazil. Columns 1, 2, 3 and 4 refer to nests supported by one, two, three or four plant species, respectively.

Species	Plant type	Total frequency (<i>n</i> = 157)	Number of supporting plant species			
			1 (<i>n</i> = 95)	2 (<i>n</i> = 50)	3 (<i>n</i> = 10)	4 (<i>n</i> = 2)
<i>Acrostichum danaefolium</i>	herb	49 (31.2)	38 (40.0)	10 (20.0)	1 (10.0)	
<i>Cladium jamaicense</i>	herb	35 (22.3)	19 (20.0)	14 (28.0)	2 (20.0)	
<i>Fuirena robusta</i>	herb	29 (18.5)	10 (10.5)	11 (22.0)	6 (60.0)	2 (100)
<i>Schoenoplectus californicus</i>	herb	26 (16.6)		18 (36.0)	6 (60.0)	2 (100)
<i>Crinum americanum</i>	herb	17 (10.8)		10 (20.0)	5 (50.0)	2 (100)
<i>Calophyllum brasiliense</i>	tree	14 (8.9)	7 (7.4)	7 (14.0)		
<i>Echinodorus grandiflorus</i>	herb	12 (7.6)	3 (3.2)	5 (10.0)	2 (20.0)	2 (100)
<i>Laguncularia racemosa</i>	tree	12 (7.6)	4 (4.2)	7 (14.0)	1 (10.0)	
<i>Struthanthus vulgaris</i>	mistletoe	9 (5.7)	2 (2.1)	6 (12.0)	1 (10.0)	
<i>Talipariti pernambucense</i>	shrub	7 (4.5)	5 (5.3)	2 (4.0)		
<i>Stigmaphyllon ciliatum</i>	liana	5 (3.2)	2 (2.1)	3 (6.0)		
<i>Vigna luteola</i>	liana	4 (2.5)	1 (1.1)	2 (4.0)	1 (10.0)	
<i>Commelina diffusa</i>	herb	3 (1.9)			3 (30.0)	

Species	Plant type	Total frequency (<i>n</i> = 157)	Number of supporting plant species			
			1 (<i>n</i> = 95)	2 (<i>n</i> = 50)	3 (<i>n</i> = 10)	4 (<i>n</i> = 2)
<i>Typha domingensis</i>	herb	3 (1.9)	2 (2.1)	1 (2.0)		
<i>Adenostemma brasilianum</i>	herb	2 (1.3)		1 (2.0)	1 (10.0)	
<i>Panicum cf. mertensii</i>	herb	2 (1.3)	1 (1.1)		1 (10.0)	
<i>Rhizophora mangle</i>	tree	2 (1.3)	1 (1.1)	1 (2.0)		
<i>Annona glabra</i>	tree	1 (0.6)		1 (2.0)		
<i>Bolboschoenus robustus</i>	herb	1 (0.6)		1 (2.0)		

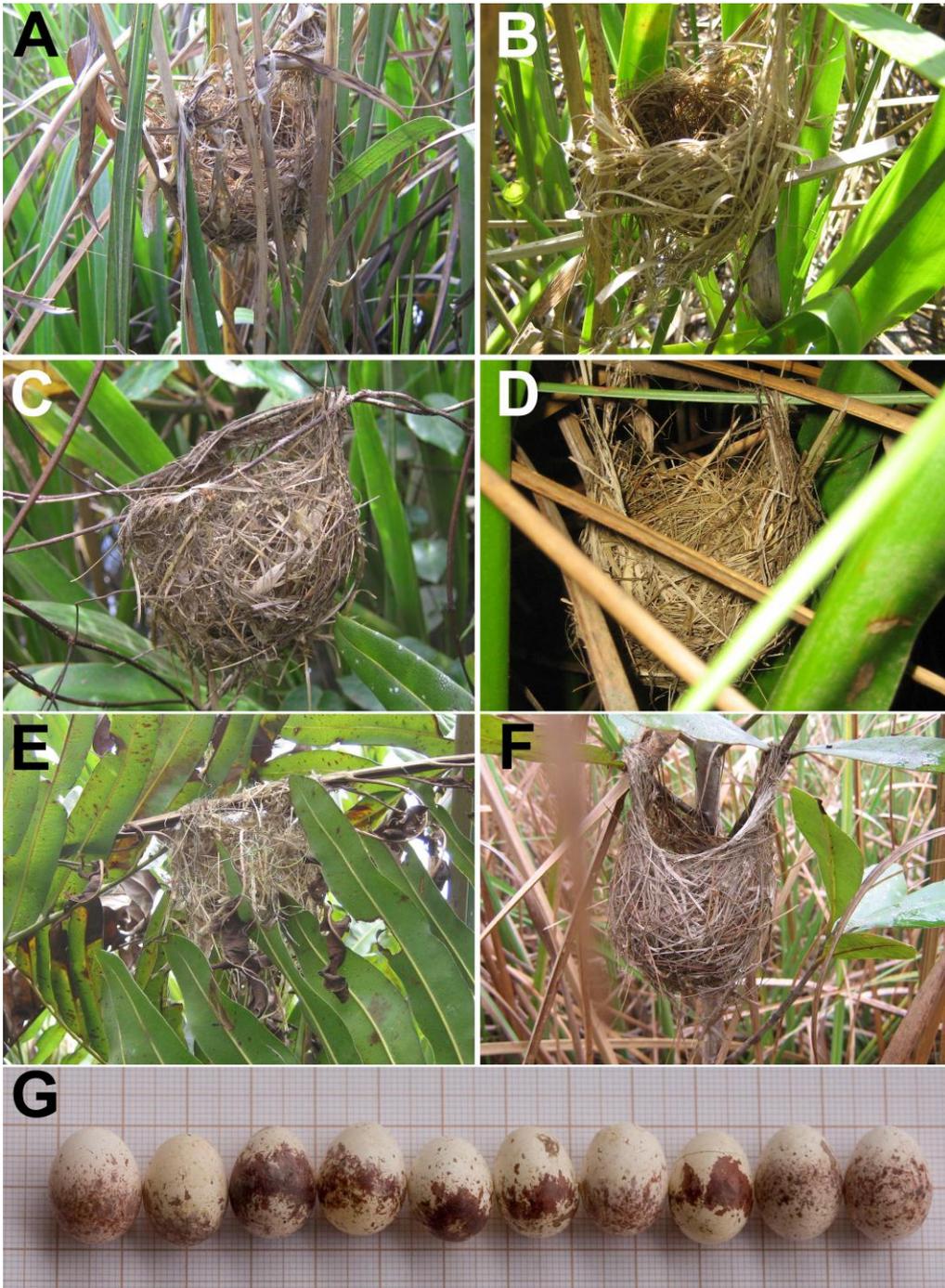


FIG. 1. Examples of Marsh Antwren (*Stymphalornis acutirostris*) nests and eggs at Guaratuba Bay, Paraná, southern Brazil. The type of support of each nest follow Hansell (2000) and Simon and Pacheco (2005), respectively. A and B: Bottom multiple (vertical); lateral. C: Top lip; fork. D: Top lip; pensile. E: Top lip; single horizontal top lip (this study). F: Bottom multiple (vertical) and top lip; lateral and fork. G: Eggs of *S. acutirostris*. Each of the smallest squares in the background corresponds to 0.1 cm. Photographs by BLR and RB-L (G).

CAPÍTULO 2 - Estabilidade temporal na ocupação do espaço físico pelo bicudinho-do-brejo *Stymphalornis acutirostris* (Thamnophilidae) e surgimento de novos territórios por modificações na vegetação

ESTABILIDADE TEMPORAL NA OCUPAÇÃO DO ESPAÇO FÍSICO PELO BICUDINHO-DO-BREJO *Stymphalornis acutirostris* (THAMNOPHILIDAE) E SURGIMENTO DE NOVOS TERRITÓRIOS POR MODIFICAÇÕES NA VEGETAÇÃO

MARCOS R. BORNSCHEIN^{1, 2, 3, 7}, BIANCA L. REINERT^{3, 4}, DAIANE D. SOBOTKA³, RICARDO BELMONTE-LOPES^{2, 3, 5}, LEANDRO CORRÊA³, MARCO AURÉLIO PIZO⁶, FERNANDO DE C. PASSOS⁴, E MARCIO R. PIE^{1, 2, 3}

Revista pretendida: Journal of Field Ornithology (Qualis B1).

¹ Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal do Paraná, Centro Politécnico, Jardim das Américas, CEP 81531-990, Curitiba, Paraná, Brasil.

² Laboratório de Dinâmica Evolutiva e Sistemas Complexos, Departamento de Zoologia, Universidade Federal do Paraná, Centro Politécnico, Jardim das Américas, CEP 81531-990, Curitiba, Paraná, Brasil.

³ Mater Natura – Instituto de Estudos Ambientais, Rua Lamenha Lins 1080, CEP 80250-020, Curitiba, Paraná, Brasil.

⁴ Laboratório de Biodiversidade, Conservação e Ecologia de Animais Silvestres, Departamento de Zoologia, Universidade Federal do Paraná, Centro Politécnico, Jardim das Américas, CEP 81531-990, Curitiba, Paraná, Brasil.

⁵ Programa de Pós-Graduação em Zoologia, Departamento de Zoologia, Universidade Federal do Paraná, Centro Politécnico, Jardim das Américas, Caixa Postal 19073, CEP 81531-990, Curitiba, Paraná, Brasil.

⁶ UNESP – Universidade Estadual Paulista, Departamento de Zoologia, CEP 13506-900, Rio Claro, São Paulo, Brasil.

⁷ Autor correspondente. E-mail: bornschein.marcao@gmail.com

Abstract

In this study we investigate the spatial organization of territories of the Marsh Antwren (*Stymphalornis acutirostris*), a threatened marsh endemic species of southern Brazil, over a period of almost 7 years. We estimate the size of territories over 12 months in four places, three with daily tidal variation. We monitor 147 individuals and 12 to 42 territories per year. We estimate average mean territory size in 0.69, 0.70, 0.79 and 1.22 ha by site. Flora growth is occurring in abundance in certain studied locations. Into the Jundiaquara island, *Panicum cf. mertensii* was rare in 2006 and in late 2012 reaches 2.96 ha. In the studied sector of Folharada island, mangroves occupied 0.20 ha in 1980 and now occupy 3.09 ha. The territories of *S. acutirostris* are stable over the years, although there is replacement of couple members, and variation in size along the altitudinal gradient of the tidal flat, being higher in areas with lower elevation and lower in higher altitude. Higher plant species richness, higher vegetation density and lower altitude and less time of flooding may explain the higher density of *S. acutirostris* observed in sites located in higher elevation in relation to tidal flat. In rare situations where a couple of species disappeared together, couples of neighboring territories incorporated almost all vacant areas, leaving leftovers areas. In some of these cases, new couples came in leftovers or in sectors less visited by their owner and, gradually, expanded the usage area until the territories were so greater than before. Leftover areas into the

Jundiaquara island, dominated by species environment where no nests were found, were occupied by pairs of species only in winters for years. Only when *P. cf. mertensii*, a species which provides nesting support, established in these leftover area is that they were occupied over the years, suggesting that this species selects territories areas that guarantee the reproduction. The rapid change in the abundance of *P. cf. mertensii* may have been the result of an extreme weather event, highlighting the potential changes that may occur in the studied environments to climate change.

Key words: intertidal salt marshes, long term territory stability, mangroves, fast vegetation spread, reproductive capacity in territorial limits, vegetation structure.

Resumo

Estudamos aspectos da territorialidade do bicudinho-do-brejo (*Stymphalornis acutirostris*), uma espécie ameaçada de extinção endêmica de brejos do sul do Brasil. Realizamos o trabalho de 2006 ao início de 2013 no litoral do Estado do Paraná. Estimamos o tamanho de territórios ao longo de 12 meses em quatro lugares, três com variação diária das marés. Monitoramos 147 indivíduos e de 12 a 42 territórios por ano. Estimamos tamanhos médios de territórios de 0,69, 0,70, 0,79 e 1,22 ha por lugar, por exemplo. Está ocorrendo incremento em abundância de espécies da flora em certos locais estudados. Na ilha do Jundiaquara, *Panicum cf. mertensii* era raro em 2006 e no final de 2012 dominava 2,96 ha. No setor estudado da ilha da Folharada, manguezais ocupavam 0,20 ha em 1980 e agora ocupam 3,09 ha. Os territórios de *S. acutirostris* são estáveis ao longo dos anos, não obstante haja substituição de membros do par, e variam em tamanho ao longo do gradiente altitudinal da planície de maré, sendo maiores em locais com mais baixa altitude e menores em locais com maior altitude. Maior riqueza em espécies de plantas, maior densidade de vegetação e menor tempo e altura de alagamento podem explicar a maior densidade de *S. acutirostris* observada nos locais situados

em altitude mais elevada com relação à planície de maré. Nas raras situações onde um casal da espécie sumiu ao mesmo tempo, casais de territórios vizinhos incorporaram quase todas as áreas vagas, deixando sobras. Em alguns desses casos, novos casais surgiram nas sobras ou em setores menos vistoriados dos territórios que foram aumentados, e, gradualmente, eles foram retomando área até que os territórios ficaram tão grandes quando os de antes. Sobras de áreas na ilha do Jundiaquara, predominadas por ambiente onde a espécie não nidifica, foram ocupadas por casais da espécie somente nos invernos por anos. Somente quando *P. cf. mertensii*, uma espécie que provê suporte para nidificação, se estabeleceu nessas sobras é que elas passaram a ser ocupadas ao longo dos anos, sugerindo que a espécie seleciona como territórios locais que garantam a reprodução. A rápida alteração na abundância de *P. cf. mertensii* pode ter sido consequência de um evento climático extremo, evidenciando o potencial de alterações passíveis de ocorrerem nos ambientes estudados frente à mudança climática.

Palavras-chave: brejos de maré, estabilidade de território por longo prazo, manguezais, rápida propagação de vegetação, capacidade reprodutiva na delimitação territorial, estrutura de vegetação.

Introdução

Território é uma área defendida que provê como benefícios alimento, parceiro reprodutivo e redução de predação (Davies 1985). Um território deve ser exclusivo, fixo e ativo ou passivamente defendido contra intrusos (Brown e Orians 1970). São três os principais comportamentos envolvidos no estabelecimento e manutenção de um território em aves: restringir um ou todos os tipos de comportamento a uma área mais ou menos definida, defender essa área e nela fazer anúncio da sua presença (Hinde 1956). A defesa do território

pode ocorrer por meio de ameaça, vocalização, combate físico ou qualquer outro tipo de padrão comportamental que leve outros indivíduos a evitar a área defendida (Hinde 1956).

Diversos elementos são atribuídos à escolha, manutenção e regulação do tamanho de territórios, sendo os principais alimento (Salomonson e Balda 1977, Carpenter et al. 1983, Hixon 1980, Hixon et al. 1983), locais para nidificação (Odum e Kuenzler 1955), parceiros (Gill e Stutchbury 2006) e redução da predação (Davies 1985). A relação custo/benefício da defesa territorial, que pode ser afetada por um ou mais dos fatores anteriormente citados, é bem demonstrada para algumas aves como regulador do tamanho territorial (Carpenter et al. 1983, Hixon et al. 1983). Variações intraespecíficas nos tamanhos de território podem levar à divisão desigual dos recursos entre competidores, gerando taxas diferenciadas de crescimento, mortalidade e reprodução, pelo que as respostas comportamentais ao tamanho territorial têm grandes consequências para a demografia, regulação populacional e ecologia espacial (Adams 2001).

Os tamanhos de território variam muito inter e intraespecificamente, conforme o ambiente e ao longo do ano (Stenger e Falls 1959, Terborgh et al. 1990, Duca e Marini 2005, Duca et al. 2006, Khoury e Boulad 2010). Entender os elementos que causam estas variações é fundamental para compreender o uso do habitat e direcionar ações de manejo e conservação de espécies. Há estudos que demonstram, por exemplo, uma relação inversamente proporcional do tamanho de território com a abundância de alimento (Stenger 1958, Myers et al. 1979, Hixon 1980, Hixon et al. 1983, Adams 2001). Entretanto, o tamanho territorial pode mudar ao longo do ano a despeito da abundância de alimento (Duca e Marini 2005). Para explicar essa variação no tamanho territorial, não relacionada ao alimento, tem-se apontado fatores como a estrutura do habitat como agente indireto sobre os territórios (Morse 1976, Smith e Shugart 1987, Marshall e Cooper 2004). Greenberg e Gradwohl (1986) apontam o habitat, mais precisamente as características da vegetação, como um dos possíveis fatores na

constância territorial de três espécies de *Thamnophilidae* da América Central. Entretanto, características sociais, genéticas e até a massa corpórea também foram indicadas, em alguns casos, como elementos relacionados à área defendida em aves (Greenberg e Gradwohl 1986, Brooker e Rowley 1995, Cockburn et al. 2003, Seddon et al. 2004, Duca et al. 2006).

Um dos sistemas territoriais predominantes nos *Passeriformes* é a defesa ao longo do ano de sítios de forrageamento e nidificação (Fedy e Stutchbury 2004), a exemplo dos *Thamnophilidae*. Com 209 espécies restritas à região Neotropical (Zimmer e Isler 2003), quase todos os *Thamnophilidae* são monogâmicos e formam casais permanentes que defendem seus territórios ao longo do ano (Zimmer e Isler 2003; veja Willis 1978, Ridgely e Tudor 1994, Skutch 1996, Sick 1997, Stutchbury et al. 2005). Exceções são as espécies seguidoras obrigatórias de formigas de correição, algumas espécies nucleares de bandos mistos, *Pithys albifrons* e, talvez, *Phlegopsis nigromaculata*, que parece sair regularmente da monogamia estrita (Zimmer e Isler 2003). Tamanhos de territórios são conhecidos de 46 espécies (22%) da família (Willis 1972, 1974, Oniki 1975, Greenberg e Gradwohl 1985, 1986, Silva 1988, Terborgh et al. 1990, Skutch 1996, Zimmer 1999, Robinson et al. 2000, Willis e Oniki 2001, Zimmer e Isler 2003, Fedy e Stutchbury 2004, Gorrell et al. 2005, Duca et al. 2006, Reinert et al. 2007, Stouffer 2007). Áreas de vida ou densidades de indivíduos por área também são conhecidas de algumas espécies da família (ex. Willis 1974, 1979, Wilson 2004, Losada-Prado 2009). É relativamente amplo o conhecimento sobre áreas de vida e territórios de membros da família, tendo em vista que este aspecto da história de vida foi estudado em apenas 6% das aves da América do Sul (Moreira e Tubelis 2010).

Nesse estudo, investigamos o tamanho de territórios do bicudinho-do-brejo *Stymphalornis acutirostris* (*Thamnophilidae*) em diferentes ambientes e em diferentes situações de um mesmo ambiente ao longo de sete anos, como também avaliamos modificações na estrutura da vegetação para inferir sobre modificações observadas. Esta

espécie, ameaçada de extinção na categoria “em perigo” (BirdLife International 2013), é monogâmica e forma casais permanentes ao longo do ano que dividem as funções durante os diferentes estágios do ciclo reprodutivo (Reinert 2008). Foi descrita apenas em 1995 (Bornschein et al. 1995) e é a única espécie da família a habitar exclusivamente brejos (Zimmer e Isler 2003:492) e a construir o ninho suportado em hastes verticais de vegetação, à semelhança de outras aves palustres (Reinert et al. 2012). *Stymphalornis acutirostris* é endêmico de somente 5481 ha de brejos distribuídos em parte do litoral sul do Brasil, onde ocorrem estimados 7511 indivíduos (Reinert et al. 2007, capítulo 2 - artigo 3). Tamanhos de territórios da espécie eram conhecidos de dois tipos diferentes de brejos, com amostragens de menos de um ano (Reinert et al. 2007). Demonstramos que os territórios da espécie variam em tamanho de acordo com o gradiente de altitude da planície de maré e se mantêm praticamente com o mesmo tamanho e localização ao longo dos anos. Causas na modificação do tamanho e na densidade de territórios também são abordadas.

Metodologia

Área de estudo e período de amostragem

Realizamos os trabalhos de campo em quatro lugares: 1) ilha do Jundiaquara (11,44 ha; 25°52'25"S, 48°45'31"O), rio São João; 2) confluência do rio Claro no rio São João (8,33 ha; 25°52'23"S, 48°45'39"O) (doravante denominada de "Continente"); 3) ilha da Folharada (16,29 ha; 25°51'58"S, 48°43'22"O); e 4) Lagoa do Parado (6,69 ha; 25°44'37"S, 48°42'51"O). Todos se situam no município de Guaratuba, litoral sul do Estado do Paraná, sendo que os três primeiros na baía de Guaratuba estão sob influência diária do regime das marés, enquanto que o último, em localização interiorana, tem influência indireta e esporádica do regime das marés (Reinert et al. 2007). A vegetação dos locais estudados sob influência das marés é predominantemente herbácea, denominada "brejo de maré" (*sensu* Reinert et al.

2007). Dominam *Crinum americanum*, *Schoenoplectus californicus* e *Acrostichum danaefolium* (localmente *Fuirena robusta*, *Cladium jamaicense* e *Typha domingensis*). Nos três primeiros locais ocorre, em pequena quantidade, uma formação arbórea com estrato inferior herbáceo, sendo que nos dois primeiros essa formação trata-se de "guanandizal com herbáceas" (domina a arbórea *Calophyllum brasiliense*), enquanto que na ilha da Folharada trata-se de "manguezal com herbáceas" (domina a arbórea *Laguncularia racemosa*) (*sensu* Reinert et al. 2007). Na área estudada da Lagoa do Parado predomina uma formação arbórea com estrato inferior herbáceo denominada "caxetal com herbáceas" (domina a arbórea *Tabebuia cassinoides*) (*sensu* Reinert et al. 2007), havendo também brejo de maré.

Coletamos os dados de janeiro de 2006 a fevereiro de 2013. De janeiro de 2006 a maio de 2008, os trabalhos de campo foram diários durante a primavera e verão (setembro a fevereiro) e em campanhas de seis a oito dias de duração por mês, nos demais meses. A partir do início de 2010, os trabalhos foram reduzidos a campanhas mensais de dois a quatro dias, cada.

Mapeamento de territórios

Capturamos todos os indivíduos da espécie nos locais trabalhados por meio de redes ornitológicas e os marcamos com anilhas plásticas coloridas e metálicas, essas cedidas pelo Centro Nacional de Pesquisa para Conservação das Aves Silvestres (CEMAVE), visando permitir o reconhecimento dos indivíduos em campo. Demarcamos as áreas amostradas com estacas distanciadas entre si por 25 m, colocadas em linhas paralelas umas às outras, que receberam numeração sequencial (ex. A1, A2, A3..., B1, B2, etc.). De cada indivíduo de *S. acutirostris* que vimos, registramos as anilhas e o percurso de deslocamento, com base nas estacas, feições do local (ex. manchas de vegetação e canais) e, ocasionalmente, com uso de GPS. Se possível, o seguíamos por até 1 h, entre 3 e 8 m de distância, após o que mudávamos

para outro território. A espécie é pouco assustada e tem limitada capacidade de vôo (Reinert et al. 2007), características que facilitam o seu encontro e acompanhamento. Permite ser seguida a menos de 4 m de distância sem que observemos qualquer alteração comportamental.

Reproduzimos os percursos para o programa Google Earth (diferentes versões), onde unimos aqueles dos membros de cada casal. Ligamos eventuais percursos fragmentados com o mais próximo, do respectivo casal, a partir da união dos seus limites extremos. Assim, geramos polígonos de territórios, quando não se sobrepussem, ou de áreas de vida (*sensu* Odum e Kuenzler 1955), quando se sobrepussem. Eliminamos as sobreposições de polígonos em mapa, retirando o trecho sobreposto do casal que não o defendia, alterando a delimitação de área de vida para gerar a delimitação de território. Isso foi possível com a observação de qual casal se retirava de um local de sobreposição pela simples presença de outro casal ou por “perder” um combate. Nos raros locais de sobreposição que não detectamos o casal residente, “forçamos” disputas mediante a atração de indivíduos com uso de *playback* de vocalizações da espécie. Esses procedimentos de mapeamento, delimitação de polígonos e exclusão de sobreposições são uma adaptação da delimitação do “maximum territory” e “utilized territory” de Odum e Kuenzler (1955).

Geramos os polígonos de territórios no Google Earth (7.0.2.8415). Medimos as áreas desses polígonos no programa GEPATH 1.4.4. Avaliamos a acurácia do GEPATH, comparando a área resultante de 10 polígonos medidos nesse programa e no programa ArcGIS 9.3. Obtivemos algumas diferenças de 0,01 ha a mais ou a menos à área dos polígonos medidos por um ou outro programa, resultando em somatórias iguais.

Para tornar o nosso esforço amostral comparável com outros estudos, propusemos uma alternativa aos usuais pontos de contato, em função de nossa amostragem refletir deslocamento que, em certos casos, abrangeram mais da metade do território do casal em uma única manhã, por exemplo. Propusermos a contabilização de contatos de cada membro do

casal por período do dia, não importando quanto tempo cada membro do casal foi acompanhado. Uma manhã com observação do macho e uma tarde no mesmo dia com observação desse macho e sua fêmea resultaram na contabilização de três contatos, por exemplo.

Apresentamos os resultados de tamanhos de territórios por período de 12 meses de amostragem. Nos casos em que houve mudança de ausência de territórios, presença de novos territórios e de configuração de territórios, apresentamos a composição de territórios que mais durou em cada período de amostragem. Essa amostragem não foi sempre a mesma por período (veja acima), por isso efetuamos gráficos de curva de acumulação do tamanho de territórios para os anos de menor número de contatos de casais. Para tal, efetuamos polígonos de "territórios" com os dados somados de cada mês, igualmente medidos no GEPATH.

Estimamos os tamanhos de territórios na ilha do Jundiaquara de maio de 2006 a abril de 2010, no Continente de novembro de 2009 a outubro de 2010, na ilha da Folharada de maio de 2009 a abril de 2011 e na Lagoa do Parado de março de 2012 a fevereiro de 2013. Nos três primeiros lugares, os trabalhos de campo continuaram após o término das avaliações de tamanhos de territórios, até fevereiro de 2013, mas com os objetivos simplificados de avaliarmos a quantidade de territórios, suas localizações e seus ocupantes. Continuamos anotando os deslocamentos de indivíduos e os compilamos para compararmos com as localizações dos respectivos territórios, conforme mapeados nos 12 meses anteriores. Procedemos as eventuais modificações na delimitação das localizações dos territórios, em conformidade com os novos dados, mantendo o restante da área dos mesmos tal qual mapeado previamente. Assim, dessa nova fase de trabalho resultam localizações dos territórios apenas como uma aproximação da realidade, não se podendo medir as suas áreas.

Avaliações da flora e vegetação

Analisamos a flora e a vegetação dos três locais com mais de um ano de amostragem: ilha do Jundiaquara, a partir de julho de 2006, Continente, a partir de março de 2007, e ilha da Folharada, a partir de maio de 2008. Espécies férteis foram coletadas e submetidas ao exame de diferentes especialistas para obtermos as identificações (veja Bornschein 2001, Reinert et al. 2007, Reinert 2008). Listamos as espécies ocorrentes nos três locais e caracterizamos a flora qualitativamente, segundo a metodologia de Braun-Blanquet (1979), tal qual Bolòs et al. (1991). Efetuamos essas qualificações anualmente, a partir dos anos especificados, e as finalizamos em dezembro de 2012. Também identificamos em campo todas as associações florísticas e as mapeamos no Google Earth. Nesse programa, efetuamos mapeamentos da vegetação em imagens orbitais de diferentes anos disponíveis. As áreas dos diferentes tipos de vegetação foram medidas no GEPATH.

Resultados

Tamanhos de territórios e comportamento territorial

Os territórios na ilha do Jundiaquara variaram de 0,41 a 1,08 ha (média de 0,69 a 0,73 ha, dependendo do ano de amostragem; n = 12 ou 14 territórios por ano) (Tabela 1, Figura 1). Os do Continente foram de tamanhos similares, variando de 0,48 a 1,01 ha (média de 0,70 ha; n = 10 territórios) (Tabela 2, Figura 2). Foram maiores os tamanhos de territórios na ilha da Folharada, que variaram de 0,82 a 1,67 ha (média por ano de 1,16 e 1,22; n = 10 territórios por ano) (Tabela 3, Figura 3). Na Lagoa do Parado, os territórios variaram de 0,63 a 0,93 ha (média de 0,79 ha; n = 5 territórios) (Tabela 4, Figura 4).

Nos dois primeiros anos de amostragem na ilha do Jundiaquara, efetuamos pouco mais de 4.500 períodos de contatos (Tabela 1). Nos dois anos subsequentes os períodos de contatos foram reduzidos para quase 900 (Tabela 1) em função da diminuição do esforço de campo.

Mesmo assim, são mais períodos de contatos do que realizamos nos demais locais de estudo (Tabelas 2 a 4). Em função disso, efetuamos as curvas de acumulação dos tamanhos de territórios desses locais para averiguação do desempenho dos dados (Figuras S1 a S3). No caso da ilha da Folharada, com dois anos de amostragem, efetuamos as curvas com os resultados do ano de menor tamanho amostral (Tabela 3). As curvas evidenciaram que os tamanhos acumulados dos territórios já se estabilizaram por volta do sexto mês de amostragem.

Registros de um ou de ambos os indivíduos de um casal dentro do território de outro casal culminaram na expulsão dos “invasores” se percebidos pelos residentes do território (n = 148 combates). Na totalidade dos casos de “invasão” sem repulsão, os “donos” dos territórios não foram vistos por perto. Como nunca vimos dois casais juntos pacificamente, mesmo fora do período reprodutivo, descartamos a possibilidade de haver territórios sobrepostos nas áreas de estudo. Fora do período reprodutivo, é comum observar um indivíduo de um casal vasculhar outros territórios por um tempo. Como esses indivíduos são repelidos se percebidos pelos “donos do território” e retornam aos seus respectivos territórios, consideramos que *S. acutirostris* forma casais permanentes que defendem seus territórios ao longo do ano, embora menos ativamente fora do período reprodutivo, entre março e julho.

Estabilidade de territórios

Houve ampla estabilidade na localização e configuração dos territórios de *S. acutirostris* ao longo dos anos, com pequenas modificações verificadas. Na ilha do Jundiaquara ocorreram 14 territórios em 2006 e 2007 (Figuras 1 e S4), 12 entre 2008 e 2010 e novamente 14 em 2011 e 2012, mas esses dois adicionais são territórios novos (15J e 16J) surgidos em lugares diferentes daqueles dos dois primeiros anos (7J e 8J), que foram “extintos” (Figura S4). Parte da área dos dois territórios extintos foi incorporada às áreas de

três territórios vizinhos (5J, 6J e 10J; Figura S4). Os dois novos territórios surgiram em sobras de áreas, que eram utilizadas por casais nos invernos, mas nunca nos verões, sendo que o território 16J incorporou um pouco da área do 1J (Figura S4). Os 12 territórios da ilha do Jundiaquara que permaneceram ao longo dos sete anos de estudo (Figuras 1 e S4), exceto por sutis modificações nas áreas (Tabela 1) e nos limites, se mantiveram nos mesmos locais e praticamente com os mesmos perímetros.

A porção estudada do Continente comportou 10 territórios em 2010 (Figuras 2 e S5), nove em 2011 e novamente 10 em 2012 (Figura S5). O casal que ocupava o território 6C sumiu e a respectiva área foi incorporada à do território 5C. Tal configuração durou um ano e, em 2012, novamente se estabeleceram 10 territórios no local (Figura S5). A porção estudada da ilha da Folharada comportou 10 territórios em 2009 e 2010 (Figuras 3 e S6). Em 2011, se estabeleceram três novos territórios e, em 2012, mais um novo foi estabelecido, mas nesse ano um dos novos territórios do ano anterior "extinguiu-se" (13F; Figura S6).

Alterações na flora e vegetação

De 2006 a 2012 ocorreu um lento incremento na riqueza de herbáceas na ilha do Jundiaquara e Continente. Novas ocorrências foram *Adenostemma brasilianum*, Acanthaceae indeterminada, *Commelina diffusa*, *Urochloa arrecta* e *Juncus* sp., no primeiro local, *Eleocharis interstincta* e *Urochloa mutica*, no segundo, e *Laurembergia tetrandra*, em ambos. Algumas dessas espécies estão se tornando gradualmente mais abundantes, a exemplo de Acanthaceae indet. e *C. diffusa*. Também estão se tornando mais abundantes algumas espécies que já havíamos registrado desde o início dos estudos, como *Fuirena robusta*, *Rhynchospora* cf. *corymbosa*, *Cladium jamaicense*, *Hymenachne donacifolia* e *Vigna luteola*, mas nenhum dessas alterações é tão notável quanto à de *Panicum* cf. *mertensii*. Em 2006, essa espécie era

rara e com cobertura do solo inexpressiva na ilha do Jundiaquara. Em janeiro de 2010, ela dominava em 0,70 ha e, em dezembro de 2012, em 2,96 ha da ilha (Figura 5).

No local estudado da ilha da Folharada, desde maio de 2008, registramos o incremento apenas de *Panicum cf. mertensii*, que surgiu em 2011, mas ainda é muito raro (uma mancha com 4 m² em setembro de 2012). Está tornando-se gradualmente mais abundante no local a herbácea *Echinochloa polystachya*, mas ela não forma agrupamentos. Notável é a modificação da cobertura arbórea da ilha, caracterizada por manguezais constituídos de *Laguncularia racemosa* e escassos exemplares de *Rhizophora mangle*. Analisamos imagens orbitais de março de 2003 e outubro de 2012, constatando haver 2,09 e 3,09 ha de manguezais, respectivamente. Da análise de fotografias aéreas de 1980, verificamos que nesse ano havia somente 0,20 ha de manguezais nesse setor estudado da ilha da Folharada (Figura 6).

Discussão

Tamanhos de territórios

Os tamanhos de território registrados para *S. acutirostris* no presente estudo são similares aos de outras espécies de aves de brejos (ex. 0,84 ha e 2,0 ha, em média; Picman [1987] e Lockwood et al. [2001], respectivamente)), ou até menores (ex. 4,1 ha, em média; Broughton et al. [2006]). Dentre os *Thamnophilidae*, os menores tamanhos de território foram registrados em *S. acutirostris* (0,25 ha; 9,8 g; Reinert et al. 2007) e *Cercomacra manu* (0,2 ha; 18 g; Zimmer e Isler 2003), os quais são similares apenas aos menores territórios de *C. tyrannina* (0,30 ha; 17 g; Gorrell et al. 2005) (Tabela 5). Em outro ambiente, também se registrou *S. acutirostris* ocupando grandes territórios (3,2 ha), maiores do que quaisquer outros já registrados em representantes da família com ocorrência no bioma Floresta Atlântica (Reinert et al. 2007; Tabela 5). Espécies com maior massa corpórea que *S. acutirostris* têm

menores territórios, como *Mackenziaena severa* (2,0 ou 3,0 ha; 66 g; Willis e Oniki 2001), *Thamnophilus caerulescens* (0,9-1,0 ha; 19,5 g; Duca et al. 2006), *Myrmeciza longipes* (2,4 ha; 27,5 g; Fedy e Stutchbury 2004) e *Pyriglena leucoptera* (1,3 a 2,0 ou 3,0 ha; 29,5 g; Willis e Oniki 2001, Duca et al. 2006) (Tabela 5). Esta variação demonstra quanto a qualidade do ambiente pode interferir no tamanho do território de uma espécie em uma região e que a maior massa corpórea de um Thamnophilidae não necessariamente implica maior tamanho de território (veja Hinde 1956, Willis e Oniki 1972, Terborgh et al. 1990, Duca et al. 2006; Tabela 5).

Duca et al. (2006) avaliaram os territórios de Thamnophilidae da Floresta Atlântica como menores do que os de espécies similares da floresta amazônica. Reavaliamos a proposta de Duca et al. (2006), excluindo Conopophagidae, que os autores consideraram por engano, excluindo os Thamnophilidae seguidores obrigatórios de formigas de correição (conforme Brumfield et al. 2007), também considerados por esses autores, pois essas aves têm outro sistema territorial (Zimmer e Isler 2003), e incluindo mais dados da literatura e os novos dados de *S. acutirostris* (Tabela 5). *Stymphalornis acutirostris* não é uma espécie florestal, mas aceitável de ser incluído na análise por ser endêmico do bioma Floresta Atlântica (Brooks et al. 1999). Consideramos as médias dos territórios ou as médias das médias de cada estudo. Tem-se 5,38 ha (DP \pm 4,49) como a média dos tamanhos de territórios (0,2-32,0 ha) de 33 espécies amazônicas e 1,25 ha (DP \pm 0,7) como média dos tamanhos de territórios (0,25-3,2 ha) de sete espécies do bioma Floresta Atlântica (Tabela 5). Corroboramos Duca et al. (2006), mas chamam a atenção os territórios relativamente grandes de certas espécies divulgados por Terborgh et al. (1990), excluídas as seguidoras obrigatórias de formigas de correição, como 8,0 ha para *Cymbilaimus lineatus* e 5,0 ha para *Myrmotherula brachyura*, contra 2,0 e 1,0 ha para os territórios das mesmas espécies, respectivamente, divulgados por Robinson et al. (2000) (Tabela 5). Tomando-se apenas os dados de Terborgh et al. (1990), têm-se 6,65 ha (DP

$\pm 3,53$) como média dos tamanhos de territórios (3,0-16,0 ha) de 20 espécies amazônicas (excluídas as seguidoras obrigatórias de formigas de correição), enquanto que com os dados de outras fontes têm-se 3,51 ha (DP $\pm 4,87$) como média dos tamanhos de territórios (0,2-32,0 ha) de 16 espécies amazônicas (Tabela 5). Isso é sugestivo de que os dados de Terborgh et al. (1990) podem ter sido superestimados, pelo que propomos sejam tratados com reserva. Como visto, mesmo desconsiderando-se os dados de Terborgh et al. (1990), os *Thamnophilidae* apresentam tamanhos médios de territórios maiores na Amazônia (3,51 ha) do que na Floresta Atlântica (1,25 ha), ratificando-se Duca et al. (2006).

Tamanhos de territórios de S. acutirostris na planície de maré

Reinert et al. (2007) mencionaram que a alta densidade de *S. acutirostris* no brejo de maré que eles estudaram em um setor mais a montante do rio São João (ponte da SANEPAR, com quatro casais por hectare) não se verificava em todos os lugares com esse ambiente, sendo menor na foz desse rio. Confirmamos isso no presente estudo, com a verificação de territórios maiores do que um hectare na foz do rio (ilha da Folharada). Também verificamos haver territórios com cerca da metade desse tamanho em brejos de maré situados em posição intermediária do rio São João (ilha do Jundiaquara e Continente). Comparamos os tamanhos de territórios nessas três altitudes com relação à planície de maré e constatamos que eles diferem entre si em tamanho (Kruskal-Wallis $H = 27,02$; $gl = 2$; $P < 0,001$). Os territórios da ilha da Folharada (primeiro ano de estudo) são significativamente maiores do que os da ponte da SANEPAR e ilha do Jundiaquara (primeiro ano) mais Continente, enquanto que os da ilha do Jundiaquara mais Continente são significativamente maiores do que os da ponte da SANEPAR (veja resultados das comparações par a par obtidos por meio do teste de Mann-Whitney com valores de P corrigidos na Tabela 6; veja também Figura S7). Acreditamos que isso se deva principalmente pelo fato de os lugares se situarem em altitudes diferentes com

relação à planície de maré (ver definição em Reinert et al. [2007]). O lugar com menores tamanhos de território da espécie se situa em maior altitude, alagando menos tempo e com menor altura de maré, enquanto que o lugar com maiores tamanhos de territórios se situa em menor altitude, alagando mais tempo e com maior altura de maré. Os lugares com tamanhos intermediários de territórios da espécie se situam em altitude intermediária com relação à planície de maré (Figura S8).

Diferenças na riqueza de flora e densidade de vegetação ao longo do gradiente altitudinal da planície de maré do rio São João também podem explicar as diferenças nos tamanho de territórios de *S. acutirostris*. Na avaliação da flora em 50 m² na ponte da SANEPAR e ilhas do Jundiaquara e Folharada, onde se estimaram tamanhos de territórios de *S. acutirostris*, foram registradas 26 espécies de plantas no local de maior altitude, com ocorrência de cinco a 17 por parcela de 1m², 12 espécies no local de altitude intermediária, com ocorrência de uma a oito por parcela de 1 m², e cinco espécies no local de menor altitude, com ocorrência de uma a quatro por parcela de 1 m² (Reinert et al. 2007). Altura e tempo de alagamento podem estar influenciando a vegetação, como também as variações de salinidade da água, que é limitante ao desenvolvimento de certas espécies e favorecimento ao estabelecimento de outras (McDonald e Greenberg 2006) e determinante na estruturação de comunidades florísticas (Takekawa et al. 2006). Não há salinidade na água na ponte da SANEPAR (*vide* Jakobi 1953), enquanto que ela é de até 5% na ilha do Jundiaquara é de até 11% na ilha da Folharada (dados não publicados dos autores).

Maior riqueza em espécies de plantas, maior densidade de vegetação e menor tempo e altura de alagamento podem explicar os menores territórios de *S. acutirostris* por proverem maior variedade e quantidade de presas, mais sítios de nidificação, melhores condições para a proteção dos indivíduos e ambiente disponibilizado por mais tempo. Acreditamos que

variação desses fatores atue sobre a espécie, explicando o aumento nos tamanhos de territórios no sentido das áreas de menor altitude da planície de maré.

Estabilidade em territórios

A estabilidade em territórios ao longo dos anos em *S. acutirostris* (ver abaixo), fato raramente registrado em aves insetívoras de vida relativamente curta (Greenberg e Gradwohl 1986), coincide com o verificado em outras espécies da família. Greenberg e Gradwohl (1986) detectaram territórios essencialmente idênticos ao longo de sete anos de estudos em *Epinecrophylla fulviventris* e *Microrhopias quixensis*. O número e a localização geral dos territórios de *Thamnophilus atrinucha* foram constantes ao longo daquele período de sete anos, mas aparentemente os limites dos territórios nessa espécie variaram mais do que nas duas anteriores (Greenberg e Gradwohl 1986). Posteriormente, mais sete anos de estudos confirmaram 14 anos de estabilidade naqueles territórios estudados de *E. fulviventris* (Greenberg e Gradwohl 1997). As “características” dos territórios de *T. caerulescens* e *Dysithamnus mentalis*, na Floresta Atlântica, não apresentaram diferenças significativas (Duca et al. 2006), supostamente entre 1995 e 2000, período de estudo desses autores. Também foram estáveis os territórios de *C. tyrannina* em parte do ano de 2002 (Gorrell et al. 2005).

A estabilidade dos territórios em *S. acutirostris* ocorreu a despeito da substituição de 29 indivíduos em 93 com territórios fixos, entre 2006 e 2010, mesmo levando-se até 46 dias para um indivíduo desaparecido ser repostado (Sobotka 2011). Em todas essas substituições, nunca os dois indivíduos foram trocados ao mesmo tempo (Sobotka 2011), e a presença de um só membro garantiu estabilidade aos territórios em questão. Nos territórios estáveis de *E. fulviventris*, *M. quixensis* e *T. atrinucha*, citados acima, foi detectada de 25 a 46% de mortalidade ao ano; nenhum dos indivíduos marcados dessas espécies em 1977 foi encontrado

em 1980, por exemplo (Greenberg e Gradwohl 1986). De 13 territórios de *C. tyrannina*, igualmente estáveis, ocorreu substituição do par em cinco deles, um dos quais envolvendo a troca dos dois indivíduos do par (Gorrell et al. 2005).

Maiores alterações em territórios de *S. acutirostris* ocorreram quando o casal desapareceu ao mesmo tempo. Além dos casos reportados, há mais um, não exemplificado nos resultados, pois o sumiço do casal e sua reposição por outro não durou tempo suficiente para que mapeássemos o território como vago. Sucedeu-se na ilha da Folharada, onde um casal sumiu em 2010 e a área por eles ocupada foi parcialmente tomada pelo casal do território vizinho (Figura S9). Na porção desocupada do antigo território, um novo casal surgiu e foi abrangendo área ao longo de alguns meses até que o território que eles ocuparam ficou tão grande quanto o era o do casal anterior. O retorno da quantidade original de territórios no Continente se deu de forma similar. Ao ocupar a área do território cujo casal sumiu (Figura S5B), o casal 5C passou a frequentar menos um trecho extremo do novo território, antes regularmente ocupado, onde apareceu um casal novo. Lentamente esse casal foi expandindo seu território e a situação tornou a ficar tal qual antes (Figura S5C). Esses casos de casais "cederem" áreas que incorporaram a seus territórios parecem sugerir que o balanço (trade-off) entre o custo de vistoriá-las e o ganho em recurso alimentar e outros benefícios não compensou o esforço de mantê-las.

Incremento em territórios de S. acutirostris

Somente após *Panicum cf. mertensii* ter-se tornado abundante na ilha do Jundiaquara é que casais de *S. acutirostris* estabeleceram territórios permanentes nas duas "sobras" de ambiente que lá existiam (Figura S4F), as quais eram antes constituídas em grande parte por fitofisionomia sem nidificação da espécie (com domínio de *S. californicus*; dados inéditos dos autores), enquanto que a nova fitofisionomia estabelecida (dominada por *P. cf. mertensii*) é

utilizada usualmente para nidificação (dados inéditos dos autores). Na ilha da Folharada, julgamos que o incremento das arbóreas teve reflexo na oferta de sítio para nidificação, pois é nelas onde se construíram 80% dos ninhos da espécie no local ($n = 101$ ninhos; dados inéditos dos autores), permitindo o incremento de dois dos quatro novos territórios (11F e 14F; Figura S6CD). Dos outros dois territórios novos, que foram constituídos em locais sem arbóreas, um não perdurou um segundo ano (13F) e o outro (12F) está desocupado desde dezembro de 2012 (pelo menos até fevereiro de 2013).

Concluimos que as ilhas do Jundiaquara e da Folharada se achavam, inicialmente, na densidade máxima de territórios de *S. acutirostris* que permitiam aos casais nutrição e local para nidificação. Com o incremento de uma espécie da flora utilizável na fixação de ninhos em cada local, se ampliaram as possibilidades de nidificação, basicamente, e não de alimentação. Como casais da espécie permaneciam naquelas sobras da ilha do Jundiaquara antes do surgimento de *P. cf. mertensii* nos invernos, quando usualmente escasseia a oferta de alimento, presumimos que eles também obteriam dali alimento suficiente nos verões, mesmo sem a herbácea. Logo, esses dados conflitam ou complementam a hipótese de que as aves tropicais competem por territórios que provejam sobrevivência aos adultos (Morton e Stutchbury 2000; ver também Brown 1969). Conflitam se *S. acutirostris* compete prioritariamente por locais que garantam a reprodução, ou complementam se a espécie compete por locais para nidificação se os recursos alimentares já estão garantidos, o que achamos ser o mais provável. Destacamos que não há possíveis relações interespecíficas com *S. acutirostris* que justifiquem as modificações ocorridas nos locais estudados. As modificações que verificamos são essencialmente de natureza intra-específica, em resposta a processos ambientais e ecológicos e em ambiente que não está sofrendo intensa interferência humana (veja abaixo).

Em oposição ao incremento, a extinção dos dois territórios na ilha do Jundiaquara chama a atenção. Acreditamos que esses territórios não fossem antigos, e foram detectados no início dos estudos justamente quando deveriam ter se formado, talvez como reflexo a uma elevada quantidade de filhotes produzidos um ou dois anos antes, que teria forçado a um aumento temporário na densidade de territórios, não sustentável em longo prazo. Isso tem paralelo com a situação dos dois novos territórios formados e extintos na ilha da Folharada, em cujos anos anteriores foram produziram vários filhotes (capítulo 4).

Dinâmica da vegetação

Os brejos de maré são formações pioneiras, logo, o incremento de flora e a substituição da vegetação por arbóreas são processos naturais esperados (Reinert et al. 2007). A resposta na quantidade de territórios por aves de brejo em consequência de rápida modificação na vegetação é conhecida, a exemplo da formação de manchas de *Juncus* sp. e sua importância na delimitação territorial por servir de postos de vocalizações a aves de brejos de maré nos Estados Unidos da América (McDonald e Greenberg 2006), mas tal processo de incremento territorial era desconhecido em *Thamnophilidae*. A velocidade de incremento de arbóreas na ilha da Folharada parece estar em conformidade com o verificado em outros lugares (dados inéditos dos autores; veja também Reinert et al. [2007]), mas destacamos que o continuado incremento de arbóreas nessa ilha deverá causar um futuro rareamento de *S. acutirostris*, visto que o sombreamento reduz a quantidade de herbáceas, vitais à sobrevivência da espécie (Reinert et al. 2007).

Embora natural, o incremento das herbáceas na ilha do Jundiaquara pode ter sido acelerado por fatores que teriam fornecido solo alóctone e, conseqüentemente, nutrição adicional para a vegetação. Um desses fatores poderia ser o efeito das chuvas torrenciais do final de 2008, que causaram cheias e erosão de encostas e margens de rios de Guaratuba ao

litoral norte de Santa Catarina, transportando muito solo mineral (de coloração marrom) para a ilha do Jundiaquara, acumulado especialmente nas margens de degradação, justamente onde e quando se iniciou o incremento das herbáceas e a explosão populacional do *P. cf. mertensii* (obs. pess. dos autores). Outro fator de possível contribuição ao incremento das herbáceas é o contínuo e sistêmico acúmulo de solo gleizado (de coloração cinza) nas formações pioneiras, o qual é transportado das arrozeiras pelos rios quando nelas se movimenta o solo para o preparo do plantio. Vastas áreas de brejos já tiveram o solo escuro coberto por uma camada de solo cinza (obs. pess. dos autores).

Variações sazonais e temporárias em territórios e deslocamentos extraterritoriais

O tamanho dos territórios de certos *Thamnophilidae* pode variar ao longo do ano, o que não foi verificado em *S. acutirostris*. Os territórios das amazônicas *E. fulviventris* e *M. quixensis* mais do que dobraram de tamanho na estação seca (Skutch 1996). Em duas espécies da Floresta Atlântica, após o período reprodutivo, diminuíram um pouco os tamanhos do território de uma espécie (*P. leucoptera*) e aumentaram um pouco os de outra (*T. caerulescens*), mas não significativamente (Duca et al. 2006). Esse "aumento" de território deve ser visto com cautela, pois espécies podem utilizar apenas uma fração do território durante a fase de alimentação de filhotes (Odum e Kuenzler 1955), como verificamos em *S. acutirostris*. Também não compreende, necessariamente, todo o território o deslocamento diário do casal, como verificado em *E. fulviventris* (Gradwohl e Greenberg 1980) e igualmente em *S. acutirostris* (obs. pess. dos autores).

Stymphalornis acutirostris realiza frequentes deslocamentos extraterritoriais nos territórios vizinhos (solitário ou aos pares) e, menos frequentemente, a até três territórios de distância (solitário), esses principalmente após o período reprodutivo (entre fevereiro e abril) (obs. pess. dos autores). Em *S. acutirostris* também ocorre cópula extra-par, em baixa

quantidade, com indivíduos se deslocando a até quatro territórios distantes para copular com um não parceiro (Sobotka 2011), em um deslocamento de cerca de 430 m (dados inéditos dos autores). Sugerimos que o deslocamento extraterritorial em *S. acutirostris*, para além do território vizinho, seja efetuado para avaliar a qualidade do ambiente e dos respectivos ocupantes, se incluindo também a possibilidade de efetuar cópula extra-par. Já os deslocamentos aos territórios vizinhos teriam a função principal de prover recurso alimentar adicional, pelo que apenas essas ocorrências talvez pudessem ser consideradas dentro da delimitação da área de vida da espécie, e não aquelas em territórios mais distantes.

Agradecimentos

Esse estudo foi parcialmente apoiado pela Fundação Grupo Boticário de Proteção à Natureza (FGBPN) (0682/20052; 0740/20071; 0908_20112). Também utilizamos dados obtidos de outros dois projetos apoiados pela FGBPN (BL0001_20111 e 0004_2012) e de um projeto apoiado pelo Fundo Brasileiro para a Biodiversidade (FUNBIO). Todos esses projetos foram desenvolvidos via Mater Natura - Instituto de Estudos Ambientais, com especial apoio de Helena Zarantonieli na gestão financeira. MRB é apoiado por uma bolsa de doutoramento da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - CAPES e RB-L por uma bolsa de doutoramento do CNPq/MCT (141823/2011-9). Carlos O. A. Gussoni nos apresentou o programa GEPATH.

Referências

- ADAMS, E. S. 2001. Approaches to the study of territory size and shape. *Annual Review of Ecology and Systematics* 32: 277-303.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL. 2013. Species factsheet: *Stymphalornis acutirostris*. <<http://www.birdlife.org>> (30 January 2013).

- BOLÒS, O. DE, A. C. CERVI, AND G. HATSCHBACH (eds.). 1991. Estudios sobre la vegetación del estado de Paraná (Brasil meridional). *Collectanea Botanica* 20: 79-182.
- BORNSCHEIN, M. R. 2001. Formações pioneiras do litoral centro-sul do Paraná: identificação, quantificação de áreas e caracterização ornitofaunística. MSc. dissertation, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, BR.
- BORNSCHEIN, M. R., B. L. REINERT, AND D. M. TEIXEIRA. 1995. Um novo Formicariidae do sul do Brasil (Aves, Passeriformes). Série Publicação Técnico-Científica do Instituto Iguazu de Pesquisa e Preservação Ambiental, Rio de Janeiro, BR.
- BRAUN-BLANQUET, J. 1979. Fitosociologia: bases para el estudio de las comunidades vegetales. H. Blume Ediciones, Madrid, ES.
- BROOKER, M., AND I. ROWLEY. 1995. The significance of territory size and quality in the mating strategy of the splendid fairy-wren. *Journal of Animal Ecology* 64: 614-627.
- BROOKS, T., J. TOBIAS, AND A. BALMFORD. 1999. Deforestation and bird extinctions in the Atlantic forest. *Animal Conservation* 2: 211-222.
- BROUGHTON, R. K., S. A. HINSLEY, P. E. BELLAMY, R. A. HILL, AND P. ROTHERY. 2006. Marsh Tit *Poecile palustris* territories in a British broad-leaved wood. *Ibis* 148: 744-752.
- BROWN, J. L. 1969. Territorial behavior and population regulation in birds. A review and re-evaluation. *Wilson Bulletin* 81: 293-329.
- BROWN, J. L., AND G. H. ORIANS. 1970. Spacing patterns in mobile animals. *Annual Review of Ecology and Systematics* 1: 239-262.
- BRUMFIELD, R. T., J. G. TELLO, Z. A. CHEVIRON, M. D. CARLING, N. CROCHET, AND K. V. ROSENBERG. 2007. Phylogenetic conservatism and antiquity of a tropical specialization: army-ant-following in the typical antbirds (Thamnophilidae). *Molecular Phylogenetics and Evolution* 45: 1-13.

- CARPENTER, F. L., D. C. PATON, AND M. A. HIXON. 1983. Weight gain and adjustment of feeding territory size in migrant hummingbirds. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 80: 7259-7263.
- COCKBURN, A., H. L. OSMOND, R. A. MULDER, D. J. GREEN, AND M. C. DOUBLE. 2003. Divorce, dispersal and incest avoidance in the cooperatively breeding superb fairy-wren *Malurus cyaneus*. *Journal of Animal Ecology* 72: 189-202.
- DAVIES, N. B. 1985. Territory. In: *A dictionary of birds* (B. CAMPBELL AND E. LACK, eds.), pp. 588-589, Buteo Books, Vermillion, CA.
- DUCA, C., AND M. Â. MARINI. 2005. Territory size of the flavescent warbler, *Basileuterus flaveolus* (Passeriformes, Emberizidae), in a forest fragment in Southeastern Brazil. *Lundiana* 6: 29-33.
- DUCA, C., T. J. GUERRA, AND M. Â. MARINI. 2006. Territory size of three Antbirds (Aves, Passeriformes) in an Atlantic Forest fragment in southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 23: 692-698.
- FEDY, B. C., AND B. J. STUTCHBURY. 2004. Territory switching and floating in White-bellied Antbird (*Myrmeciza longipes*), a resident tropical passerine in Panamá. *Auk* 121: 486-496.
- GILL, S. A., AND B. J. M. STUTCHBURY. 2006. Long-term mate and territory fidelity in Neotropical Buff-breasted Wrens (*Thryothorus leucotis*). *Behavioral Ecology and Sociobiology* 61: 245-253.
- GORRELL, J. V., G. RITCHISON, AND E. S. MORTON. 2005. Territory size and stability in a sedentary Neotropical passerine: is resource partitioning a necessary condition? *Journal of Field Ornithology*. 76: 395-401.
- GRADWOHL, J., AND R. GREENBERG. 1980. The formation of antwren flocks on Barro Colorado Island, Panamá. *Auk* 97: 385-395.

- GREENBERG, R., AND J. GRADWOHL. 1985. A comparative study of the social organization of Antwrens on Barro Colorado Island, Panama. *Ornithological Monographs* 36: 845-855.
- GREENBERG, R., AND J. GRADWOHL. 1986. Constant density and stable territoriality in some tropical insectivorous birds. *Oecologia* 69: 618-625.
- GREENBERG, R., AND J. GRADWOHL. 1997. Territoriality, adult survival, and dispersal in the Checker-throated Antwren in Panama. *Journal of Avian Biology* 28: 103-110.
- HINDE, R. A. 1956. The biological significance of the territory of birds. *Ibis* 98: 340-369.
- HIXON, M. A. 1980. Food production and competitor density as the determinants of feeding territory size. *American Naturalist* 115: 510-530.
- HIXON, M. A., F. L. CARPENTER, AND D. C. PATON. 1983. Territory area, flower density, and time budgeting in hummingbirds: an experimental and theoretical analysis. *American Naturalist* 122: 366-391.
- KHOURY, F., AND N. BOULAD. 2010. Territory size of the Mourning Wheatear *Oenanthe lugens* along an aridity gradient. *Journal of Arid Environments* 74: 1413-1417.
- LOCKWOOD, J. L., K. H. FENN, J. M. CAUDILL, D. OKINES, O. L. BASS Jr., J. R. DUNCAN, AND S. L. PIMM. 2001. The implications of Cape Sable seaside sparrow demography for Everglades restoration. *Animal Conservation* 4: 275-281.
- LOSADA-PRADO, S. 2009. Home range and movements of *Myrmeciza exsul* (Aves: Thamnophilidae) in two fragmented landscapes in Costa Rica: evaluating functional connectivity. Ph.D. dissertation, Tropical Agricultural Research and Higher Education Center, Turrialba, CR.
- MCDONALD, M. V., AND R. GREENBERG. 2006. Social behavior of North American tidal-marsh vertebrates. In: *Terrestrial vertebrates of tidal marshes: evolution, ecology, and conservation* (R. Greenberg, J. E. Maldonado, S. Droege, and M. V. McDonald, eds.). *Studies in Avian Biology* 32: 119-129.

- MARSHALL, M., AND R. J. COOPER. 2004. Territory size of a migratory songbird in response to caterpillar density and foliage structure. *Ecology* 85: 432-445.
- MOREIRA, A. F., AND D. TUBELIS. 2010. How many bird species had their home ranges or territories studied in South America? In: 25th International Ornithological Congress (ABSTRACTS), p. 511. USP, Campos do Jordão, BR.
- MORSE, D. H. 1976. Variables affecting the density and territory size of breeding Spruce-woods Warblers. *Ecology* 57: 290-301.
- MORTON, E. S. AND B. J. M. STUTCHBURY. 2000. Demography and reproductive success in the Dusky Antbird, a sedentary tropical passerine. *Journal of Field Ornithology* 71: 493-500.
- MYERS, J. P., P. G. CONNORS, AND F. A. PITELKA. 1979. Territory size in wintering sanderlings: The effects of prey abundance and intruder density. *Auk* 96: 551-61.
- ODUM, E. P., AND E. J. KUENZLER. 1955. Measurement of territory and home range size in birds. *Auk* 72: 128-137.
- ONIKI, Y. 1975. The behavior and ecology of Slaty Antshrikes (*Thamnophilus punctatus*) on Barro Colorado Island, Panamá Canal Zone. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 47: 477-515.
- PICMAN, J. 1987. Territory establishment, size, and tenacity by male Red-winged Blackbirds. *The Auk* 104: 405-412.
- REINERT, B. L. 2008. Ecologia e comportamento do bicudinho-do-brejo (*Stymphalornis acutirostris* Bornschein, Reinert & Teixeira, 1995 – Aves, Thamnophilidae). Ph.D. thesis, Universidade Estadual Paulista “Julio de Mesquita Filho”, Rio Claro, BR.
- REINERT, B. L., R. BELMONTE-LOPES, M. R. BORNSCHEIN, D. D. SOBOTKA, L. CORRÊA, M. R. PIE, AND M. A. PIZO. 2012. Nest and eggs of the Marsh Antwren (*Stymphalornis acutirostris*): The only marsh-dwelling thamnophilid. *The Wilson Journal of Ornithology* 124: 286-291.

- REINERT, B. L., M. R. BORNSCHEIN, AND C. FIRKOWSKI. 2007. Distribuição, tamanho populacional, hábitat e conservação do bicudinho-do-brejo *Stymphalornis acutirostris* Bornschein, Reinert e Teixeira, 1995 (Thamnophilidae). *Revista Brasileira de Ornitologia* 15: 493-519.
- REMSEN JR., J. V., C. D. CADENA, A. JARAMILLO, M. NORES, J. F. PACHECO, J. PÉREZ-EMÁN, M. B. ROBBINS, F. G. STILES, D. F. STOTZ, AND K. J. ZIMMER. 2013. A classification of the bird species of South America. Version 7 [February 2013]. American Ornithologists' Union. <<http://www.museum.lsu.edu/~Remsen/SACCBaseline.html>> (11 February 2013).
- RIDGELY, R. S., AND G. TUDOR. 1994. The birds of South America: Volume II, The Suboscine Passerines. University of Texas Press, Austin, TX.
- ROBINSON, W. D., J. D. BRAUN, AND S. K. ROBINSON. 2000. Forest bird community structure in central Panama: Influence of spatial scale and biogeography. *Ecological Monographs* 70: 209-235.
- SALOMONSON, M. G., AND R. P. BALDA. 1977. Winter territoriality of Townsend's Solitaires (*Myadestes townsendi*) in a Piñon-Juniper-Ponderosa ecotone. *Condor* 79: 148-161.
- SEDDON, N., W. AMOS, R. A. MULDER, AND J. A. TOBIAS. 2004. Male heterozygosity predicts territory size, song structure and reproductive success in a cooperatively breeding bird. *Proceedings of Royal Society B* 271: 1823-1829.
- SICK, H. 1997. *Ornitologia brasileira*. Editora Nova Fronteira, Rio de Janeiro, BR.
- SILVA, J. M. C. 1988. Aspectos da ecologia e comportamento de *Formicivora g. grisea* (Boddaert, 1789) (Aves: Formicariidae) em ambientes amazônicos. *Revista Brasileira de Biologia* 48: 797-805.
- SKUTCH, A. F. 1996. *Antbirds and ovenbirds*. University of Texas Press, Austin, TX.

- SMITH, T. M., AND H. H. SHUGART. 1987. Territory size variation in the ovenbird: the role of habitat structure. *Ecology* 68: 695–704.
- SOBOTKA, D. D. 2011. Composição de casais e estudo de paternidade em uma parcela da população de bicudinhos-do-brejo (*Stymphalornis acutirostris* – *Thamnophilidae* - Aves), em Guaratuba, Paraná, Brasil. MSc. dissertation, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, BR.
- STENGER, J. 1958. Food habits and available food of ovenbirds in relation to territory size. *Auk* 75: 335–346.
- STENGER, J., AND J. B. FALLS. 1959. The utilized territory of the Ovenbird. *Wilson Bulletin* 71: 125-140.
- STOUFFER, P. C. 2007. Density, territory size, and long-term spatial dynamics of a guild of terrestrial insectivorous birds near Manaus, Brazil. *Auk* 124: 291-306.
- STUTCHBURY, B. J. M., B. E. WOOLFENDEN, B. C. FEDY, AND E. S. MORTON. 2005. Nonbreeding territorial behavior of two congeneric antbirds, Chestnut-Backed Antbird (*Myrmeciza exsul*) and White-Bellied Antbird (*M. longipes*). *Ornitologia Neotropical* 16: 397-404.
- TAKEKAWA, J. Y., I. WOO, H. SPAUTZ, N. NUR, L. GRENIER, K. MALAMUD-ROAM, J. C. NORDBY, A. N. COHEN, F. MALAMUD-ROAM, AND S. E. WAINWRIGHT-DE LA CRUZ. 2006. Environmental threats to tidal-marsh vertebrates of the San Francisco bay estuary. In: *Terrestrial vertebrates of tidal marshes: evolution, ecology, and conservation* (R. Greenberg, J. E. Maldonado, S. Droege, and M. V. McDonald, eds.). *Studies in Avian Biology* 32: 176-197.
- TERBORGH, J., S. K. ROBINSON, T. A. PARKER III, C. A. MUNN, AND N. PIERPONT. 1990. Structure and organization of an Amazonian forest bird community. *Ecological Monographs* 60: 213-238.

- WILLIS, E. O. 1972. The behavior of Spotted Antbirds. *Ornithological Monographs* 10: 1-162.
- WILLIS, E. O. 1974. Populations and local extinctions of birds on Barro Colorado Island, Panamá. *Ecological Monographs* 44: 153-169.
- WILLIS, E. O. 1978. Antbirds. In: *Bird families of the world* (C. J. O. HARRISON, ed.), pp. 170-172. Elsevier Publishing Projects, Lausanne, CH.
- WILLIS, E. O. 1979. Comportamento e ecologia da mãe-de-taoca, *Phlegopsis nigromaculata* (D'Orbigny & Lafresnaye) (Aves, Formicariidae). *Revista Brasileira de Biologia* 39: 117-159.
- WILLIS, E. O., AND Y. ONIKI. 1972. Ecology and nesting behavior of the Chestnut-backed Antbird (*Myrmeciza exsul*). *Condor* 74: 87-98.
- WILLIS, E. O., AND Y. ONIKI. 2001. Birds of a Central São Paulo Woodlot: 3 banded species. In: *Ornitologia e conservação da ciência às estratégias*. (J. L. B. ALBUQUERQUE, J. F. CÂNDIDO Jr., F. C. STRAUBE, AND A. L. ROOS, eds.), pp. 69-92. Editora Unisul, Tubarão, BR.
- WILLSON, S. K. 2004. Obligate army-ant-following birds: a study of ecology, spatial movement patterns, and behavior in Amazonian Peru. *Ornithological Monographs* 55: 1-67.
- ZIMMER, K. J. 1999. Behaviour and vocalizations of the Caura and the Yapacana Antbirds. *Willson Bulletin* 111: 195-209.
- ZIMMER, J. K., AND M. L. ISLER. 2003. Family *Thamnophilidae* (typical antbirds). In: *Handbook of the birds of the World*, vol. 8, Broadbills to tapaculos (J. DEL HOYO, A. ELLIOT, AND D. A. CHRISTIE, eds.), pp. 448-681. Lynx Edicions, Barcelona, ES.

Tabela 1. Estimativa do tamanho de territórios dos casais do bicudinho-do-brejo (*Stymphalornis acutirostris*) na ilha do Jundiaquara, município de Guaratuba, Paraná, sul do Brasil, de maio de 2006 a abril de 2010.

Território	Área (ha)				Períodos de contato ¹			
	Maio 2006 - abril 2007	Maio 2007 - abril 2008	Maio 2008 - abril 2009	Maio 2009 - abril 2010	Maio 2006 - abril 2007	Maio 2007 - abril 2008	Maio 2008 - abril 2009	Maio 2009 - abril 2010
1J- Rosinha	0,73	0,89	0,88	0,90	143	169	34	42
2J Magenta	1,08	0,84	0,95	1,04	166	161	39	47
3J Rosaldo	0,83	0,89	0,82	0,81	179	169	41	36
4J- Mãezinha	0,51	0,65	0,70	0,59	162	174	29	35
5J- Azulzinho	0,44	0,60	0,71	0,73	141	147	27	39
6J- Velho	0,81	0,99	0,88	0,86	182	177	42	49
7J- Viúva	0,49	0,46	*	*	179	187		
8J- K	0,41	0,41	*	*	162	144		
9J- Riozinho	0,72	0,77	0,73	0,75	151	167	37	41
10J- Herbacinho	0,63	0,60	0,59	0,55	162	166	33	37
11J- Acelerados	0,73	0,84	0,78	0,78	173	179	31	34

Território	Área (ha)				Períodos de contato ¹			
	Maio 2006 - abril 2007	Maio 2007 - abril 2008	Maio 2008 - abril 2009	Maio 2009 - abril 2010	Maio 2006 - abril 2007	Maio 2007 - abril 2008	Maio 2008 - abril 2009	Maio 2009 - abril 2010
12J- Mão de borracha	0,74	0,66	0,65	0,55	164	153	29	41
13J- Ponta L	0,93	0,54	0,52	0,57	170	165	32	44
14J- Capim-serra	0,61	0,95	0,50	0,60	149	151	24	37
Total	9,66	10,09	8,71	8,73	2.283	2.309	398	482
Intervalo (média +/- desvio padrão)	0,41-1,08 (0,69 +/- 0,19)	0,41-0,99 (0,72 +/- 0,19)	0,5-0,95 (0,73 +/- 0,14)	0,55-1,04 (0,73 +/- 0,16)	141-182 (163 +/- 13)	144-187 (165 +/- 13)	24-42 (33 +/- 6)	34-49 (40 +/- 5)

¹ Um contato equivale à observação de um membro do casal em um período do dia.

* O território não existiu no respectivo período de amostragem.

Tabela 2. Estimativa do tamanho de territórios dos casais do bicudinho-do-brejo (*Stymphalornis acutirostris*) na confluência do rio Claro no rio São João ("Continente"), município de Guaratuba, Paraná, sul do Brasil, de novembro de 2009 a outubro de 2010.

Território	Área (ha)	Períodos de contato ¹
1C- Vizinho	0,79	32
2C- Barbantinho	1,01	44
3C- Listrão	0,59	40
4C- Amarelinha	0,72	37
5C- Asinha	0,53	19
6C- Beringela	0,55	18
7C- Vermelhinha	0,48	34
8C- Vitória pai	0,82	39
9C- Colorado	0,63	40
10C- Choquinha	0,90	36
Total	7,02	339
Intervalo (média +/- desvio padrão)	0,48-1,01 (0,70 +/- 0,18)	18-44 (34 +/- 9)

¹ Um contato equivale à observação de um membro do casal em um período do dia.

Tabela 3. Estimativa do tamanho de territórios dos casais do bicudinho-do-brejo (*Stymphalornis acutirostris*) na ilha da Folharada, município de Guaratuba, Paraná, sul do Brasil, de maio de 2009 a abril de 2010.

Território	Área (ha)		Períodos de contato ¹	
	Maio 2009 - abril 2010	Maio 2010 - abril 2011	Maio 2009 - abril 2010	Maio 2010 - abril 2011
1F- Primeirinho	0,89	0,82	26	15
2F- Dezinho	1,12	0,94	32	19
3F- Manguito	1,56	1,23	35	23
4F- Jamaica	1,17	1,16	40	16
5F- Brasileiro	1,57	1,57	43	25
6F- Salsicha	1,34	1,67	36	17
7F- Ysilone	1,59	1,26	37	13
8F- Desrrabado	1,19	1,20	32	14
9F- Hibisquito	0,86	0,87	25	15
10F- Canalito	0,89	0,84	25	13
Total	12,18	11,56	331	170
Intervalo (média +/- desvio padrão)	0,86-1,59 (1,22 +/- 0,29)	0,82-1,67 (1,16 +/- 0,30)	25-43 (33 +/- 6)	13-25 (17 +/- 4)

¹ Um contato equivale à observação de um membro do casal em um período do dia.

Tabela 4. Estimativa do tamanho de territórios dos casais do bicudinho-do-brejo (*Stymphalornis acutirostris*) na Lagoa do Parado, município de Guaratuba, Paraná, sul do Brasil, de março de 2012 a fevereiro de 2013.

Território	Área	Períodos de contato ¹
1P- Uno	0,73	16
2P- Choque	0,63	14
3P- Moranguinho	0,93	21
4P- Bico	0,90	25
5P- Cachaça	0,77	17
Total	3,96	93
Intervalo (média +/- desvio padrão)	0,63-0,93 (0,79 +/- 0,12)	14-25 (19 +/- 4,39)

¹ Um contato equivale à observação de um membro do casal em um período do dia.

Tabela 5. Tamanho de território em Thamnophilidae. Taxonomia segundo Remsen et al. (2013).

Espécie	Massa (g) ¹	Território (ha) ²	Região	Fonte
<i>Cymbilaimus lineatus</i>	40	2,0; 8,0	Panamá, Peru	Terborgh et al. 1990, Robinson et al. 2000
<i>Mackenziaena severa</i>	66	2,0 ou 3,0	São Paulo (Brasil)	Willis e Oniki 2001
<i>Thamnophilus atrinucha</i>	22,5	pouco menos de 1 ha; 1,0	Panamá	Oniki 1975, Greenberg e Gradwohl 1986, Robinson et al. 2000
<i>Thamnophilus schistaceus</i>	21	6,0	Peru	Terborgh et al. 1990
<i>Thamnophilus caerulescens</i>	19,5	0,9; 1,0	Minas Gerais (Brasil)	Duca et al. 2006
<i>Thamnophilus aethiops</i>	27	10,0	Peru	Terborgh et al. 1990
<i>Dysithamnus mentalis</i>	12	0,7; c. 0,75 ³	Minas Gerais, São Paulo (Brasil)	Willis e Oniki 2001, Duca et al. 2006
<i>Dysithamnus puncticeps</i>	15	0-2,0	Panamá	Robinson et al. 2000
<i>Isleria hauxwelli</i>	11	4,0	Peru	Terborgh et al. 1990
<i>Pygiptila stellaris</i>	25	8,0	Peru	Terborgh et al. 1990
<i>Epinecrophylla fulviventris</i>	11	1,0; 1,0-2,2 (\bar{x} = 1,5); 1,5; 3,2	Panamá	Greenberg e Gradwohl 1985, Skutch 1996, Robinson et al. 2000

Espécie	Massa (g) ¹	Território (ha) ²	Região	Fonte
<i>Myrmotherula brachyura</i>	8	1,0; 5,0	Panamá, Peru	Terborgh et al. 1990, Robinson et al. 2000
<i>Myrmotherula axillaris</i>	8	1,5-4,5 ($\bar{x} = 2,5$); 2,0	Panamá	Greenberg e Gradwohl 1985, Skutch 1996, Robinson et al. 2000
<i>Myrmotherula longipennis</i>	9	5,0	Peru	Terborgh et al. 1990
<i>Myrmotherula iheringi</i>	8	4,0	Peru	Terborgh et al. 1990
<i>Myrmotherula menetriesii</i>	9	6,0	Peru	Terborgh et al. 1990
<i>Dichrozona cincta</i>	16	7,0	Peru	Terborgh et al. 1990
<i>Microhopias quixensis</i>	11	1,0; 1,0-2,2 ($\bar{x} = 1,5$); 1,5; 3,2; 4,0	Panamá, Peru	Greenberg e Gradwohl 1985, Terborgh et al. 1990, Skutch 1996, Robinson et al. 2000
<i>Formicivora grisea</i>	10,8	2,14-2,65 ($\bar{x} = 2,49$)	Pará (Brasil)	Silva 1988
<i>Stymphalornis acutirostris</i>	9,8	0,25; 0,70; 0,71; 0,79; 1,19; 3,2	Paraná (Brasil)	Reinert et al. 2007, esse estudo
<i>Dryophila ferruginea</i>	10,5	c. 0,6	São Paulo (Brasil)	Willis e Oniki 2001
<i>Dryophila ochropyga</i>	11,7	0,8 ou 1,0	São Paulo (Brasil)	Willis e Oniki 2001
<i>Hypocnemis cantator</i>	13	4,0	Peru	Terborgh et al. 1990

Espécie	Massa (g) ¹	Território (ha) ²	Região	Fonte
<i>Terenura humeralis</i>	13	6,0	Peru	Terborgh et al. 1990
<i>Cercomacra cinerascens</i>	20	3,0	Peru	Terborgh et al. 1990
<i>Cercomacra tyrannina</i>	17	0,30-1,2 (\bar{x} = 0,49); 1,0	Panamá	Robinson et al. 2000, Gorrell et al. 2005
<i>Cercomacra manu</i>	18	0,2-0,5; 0,5-1,0	Peru, Brasil	Zimmer e Isler 2003
<i>Pyriglena leucoptera</i>	29,5	1,3; 1,4; 2,0 ou 3,0	Minas Gerais, São Paulo (Brasil)	Willis e Oniki 2001, Duca et al. 2006
<i>Myrmoborus myotherinus</i>	20	4,0	Peru	Terborgh et al. 1990
<i>Percnostola lophotes</i>	28	8,0	Peru	Terborgh et al. 1990
<i>Myrmeciza longipes</i>	27,5	0,73; 2,38	Panamá	Fedy e Stutchbury 2004
<i>Myrmeciza exsul</i>	27,5	7,0	Panamá	Robinson et al. 2000
<i>Myrmeciza ferruginea</i>	26,5	6,62	Manaus (Brasil)	Stouffer 2007
<i>Myrmeciza hemimelaena</i>	16	4,0	Peru	Terborgh et al. 1990
<i>Myrmeciza goeldii</i>	42	16,0	Peru	Terborgh et al. 1990
<i>Myrmeciza hyperythra</i>	41	6,0	Peru	Terborgh et al. 1990
<i>Myrmeciza fortis</i> ⁴	46	> 50,0	Peru	Terborgh et al. 1990

Espécie	Massa (g) ¹	Território (ha) ²	Região	Fonte
<i>Myrmeciza disjuncta</i>	14,5	1,77	Venezuela	Zimmer 1999
<i>Myrmornis torquata</i>	46,5	16,02; 17,0-32,0	Panamá, (Brasil)	Manaus Robinson et al. 2000, Stouffer 2007
<i>Gymnopathys leucaspis</i> ⁴	32	25,0	Panamá	Robinson et al. 2000
<i>Gymnopathys salvini</i> ⁴	25	> 25,0	Peru	Terborgh et al. 1990
<i>Rhegmatorhina melanosticta</i> ⁴	32	> 25,0	Peru	Terborgh et al. 1990
<i>Hylophylax naevioides</i>	18	4,0; 4,7	Panamá	Willis 1972, 1974, Robinson et al. 2000
<i>Hylophylax naevius</i>	13	15,0	Peru	Terborgh et al. 1990
<i>Phlegopsis nigromaculata</i> ⁴	46,5	14,0	Peru	Terborgh et al. 1990
<i>Phaenostictus mcleannani</i> ⁴	50	33,0-64,0	Panamá	Robinson et al. 2000

¹ Fornecida no próprio trabalho fonte ou retirada de Zimmer e Isler (2003), exceto para a de *Drymophila ochropyga* (dados inéditos dos autores).

São apresentadas médias, conforme o caso.

² Média por casal, ou média por casal em diferentes situações.

³ Estimado a partir dos dados fornecidos no trabalho fonte.

⁴ Espécie seguidora obrigatória de formigas de correição (Brumfield et al. 2007).

Tabela 6. Comparações par a par entre tamanhos de território de três locais em diferentes alturas na planície de maré na baía de Guaratuba, município de Guaratuba, Paraná. Os valores se referem a P corrigidos pelo índice de Bonferroni, obtidos pelo teste de Mann-Whitney pós teste de Kruskal-Wallis.

Local	Ponte da SANEPAR	Ilha do Jundiaquara + Continente	Ilha da Folharada
Ponte da SANEPAR		0,000197	0,001009
Ilha do Jundiaquara + Continente	0,000590		0,000048
Ilha da Folharada	0,003028	0,000144	

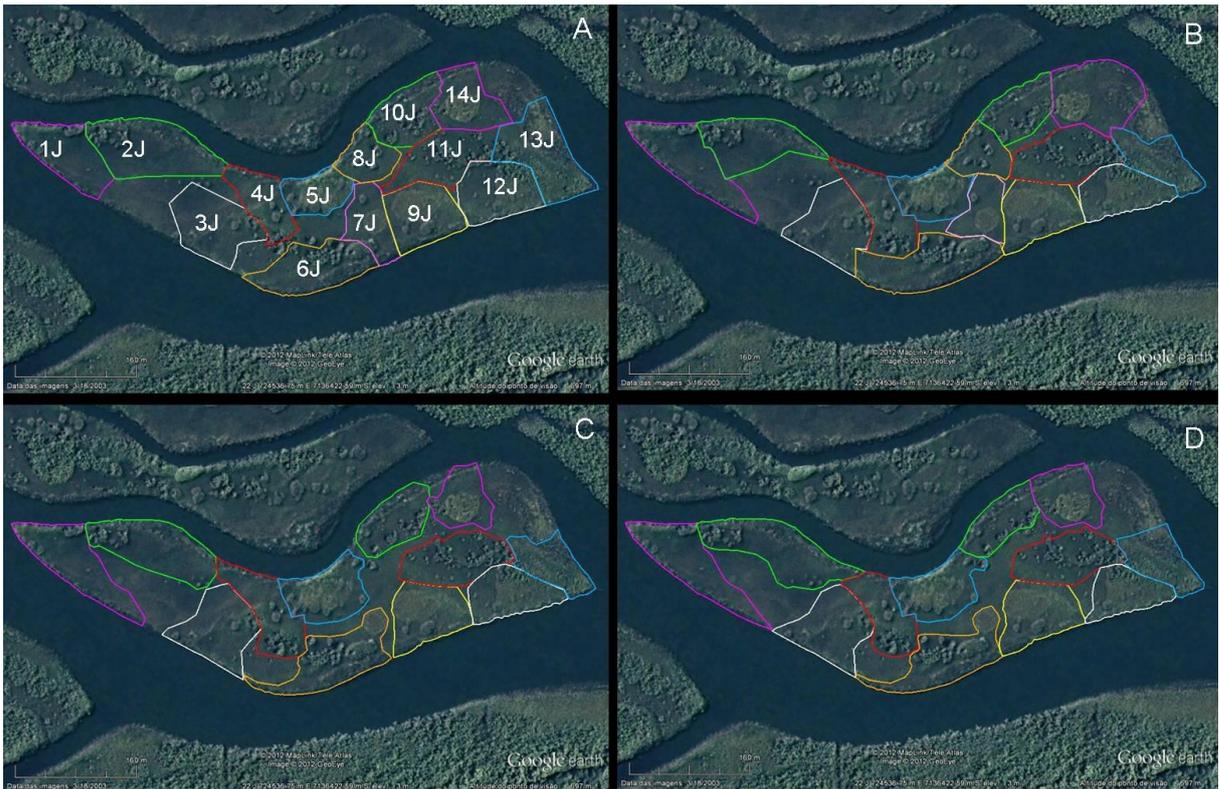


Figura 1. Perímetros dos territórios de casais do bicudinho-do-brejo (*Stymphalornis acutirostris*) na ilha do Jundiaquara, município de Guaratuba, Paraná, sul do Brasil. A. Maio de 2006 a abril de 2007. B. Maio de 2007 a abril de 2008. C. Maio de 2008 a abril de 2009. D. Maio de 2009 a abril de 2010. Reparem que os territórios 7J e 8J deixam de existir a partir do período incluso em "C". O tamanho dos territórios consta na Tabela 1. Imagem: Google Earth.

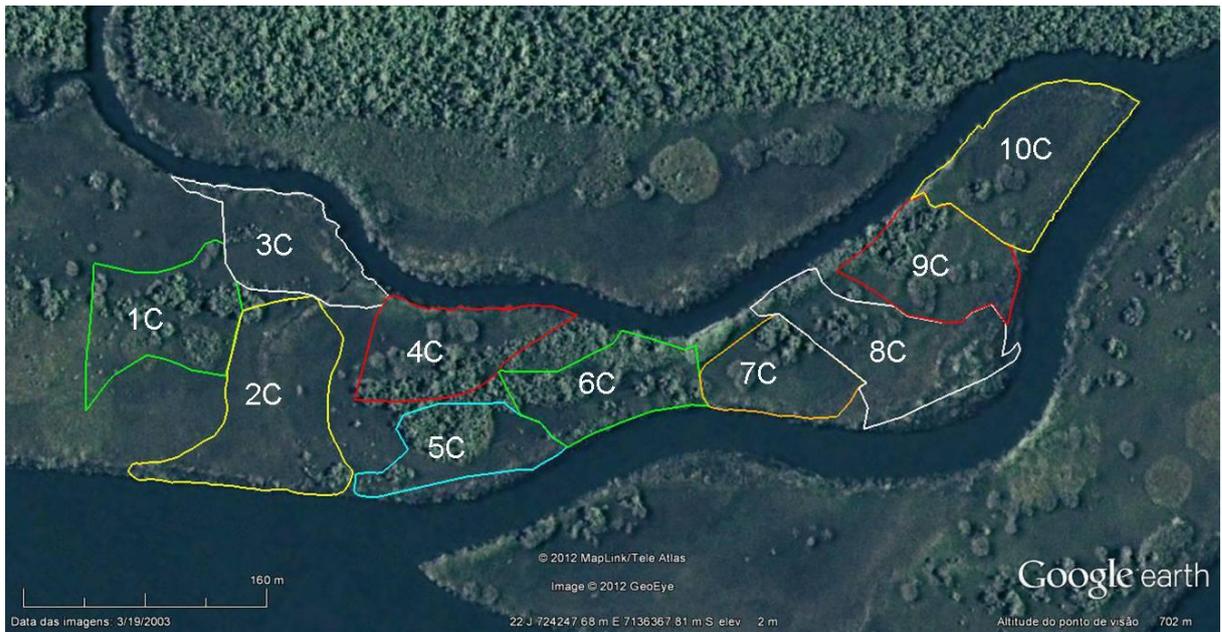


Figura 2. Perímetros dos territórios de casais do bicudinho-do-brejo (*Stymphalornis acutirostris*) na confluência do rio Claro no rio São João ("Continente"), município de Guaratuba, Paraná, sul do Brasil, de novembro de 2009 a outubro de 2010. O tamanho dos territórios consta na Tabela 2. Imagem: Google Earth.

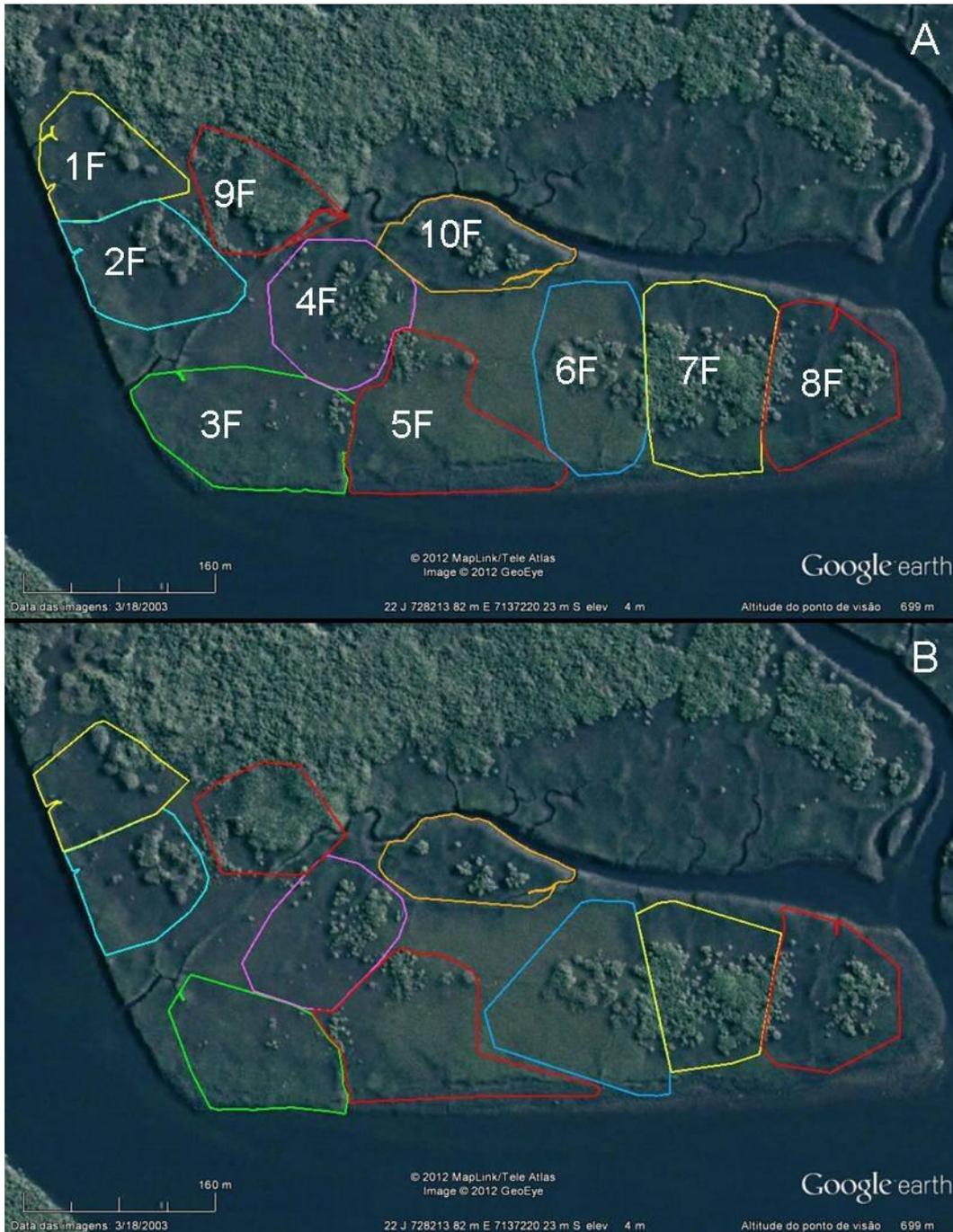


Figura 3. Perímetros dos territórios de casais do bicudinho-do-brejo (*Stymphalornis acutirostris*) na ilha da Folharada, município de Guaratuba, Paraná, sul do Brasil. A. Maio de 2009 a abril de 2010. B. Maio de 2010 a abril de 2011. O tamanho dos territórios consta na Tabela 3. Imagem: Google Earth.

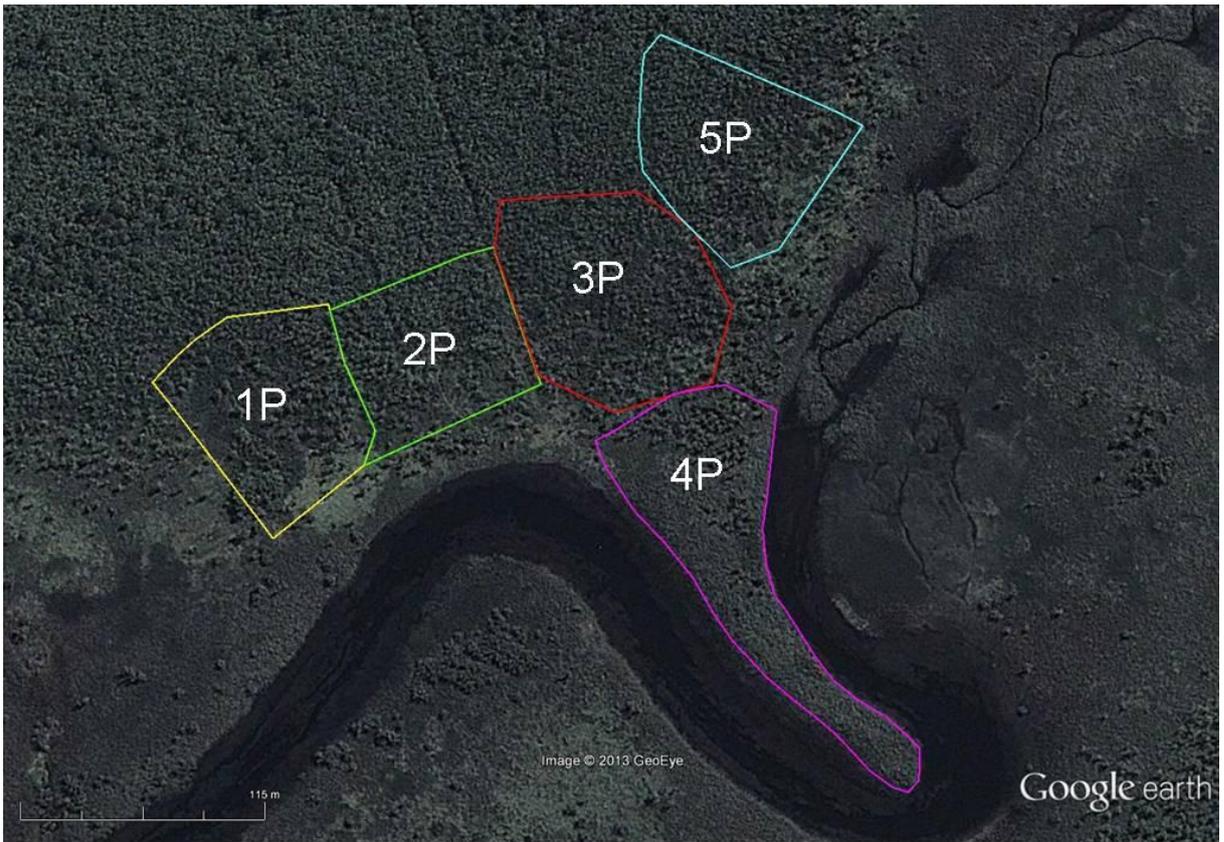


Figura 4. Perímetros dos territórios de casais do bicudinho-do-brejo (*Stymphalornis acutirostris*) na Lagoa do Parado, município de Guaratuba, Paraná, sul do Brasil, de março de 2012 a fevereiro de 2013. O tamanho dos territórios consta na Tabela 4. Imagem: Google Earth.



Figura 5. Expansão das áreas dominadas por *Panicum cf. mertensii* (Poaceae) na ilha do Jundiaquara, município de Guaratuba, Paraná, sul do Brasil (em vermelho). Em 2006, a espécie era rara e com cobertura do solo inexpressiva. A. Janeiro de 2010: domínio da espécie em 0,70 ha da ilha. B. Dezembro de 2012: domínio da espécie em 2,96 ha da ilha. Imagem: Google Earth.

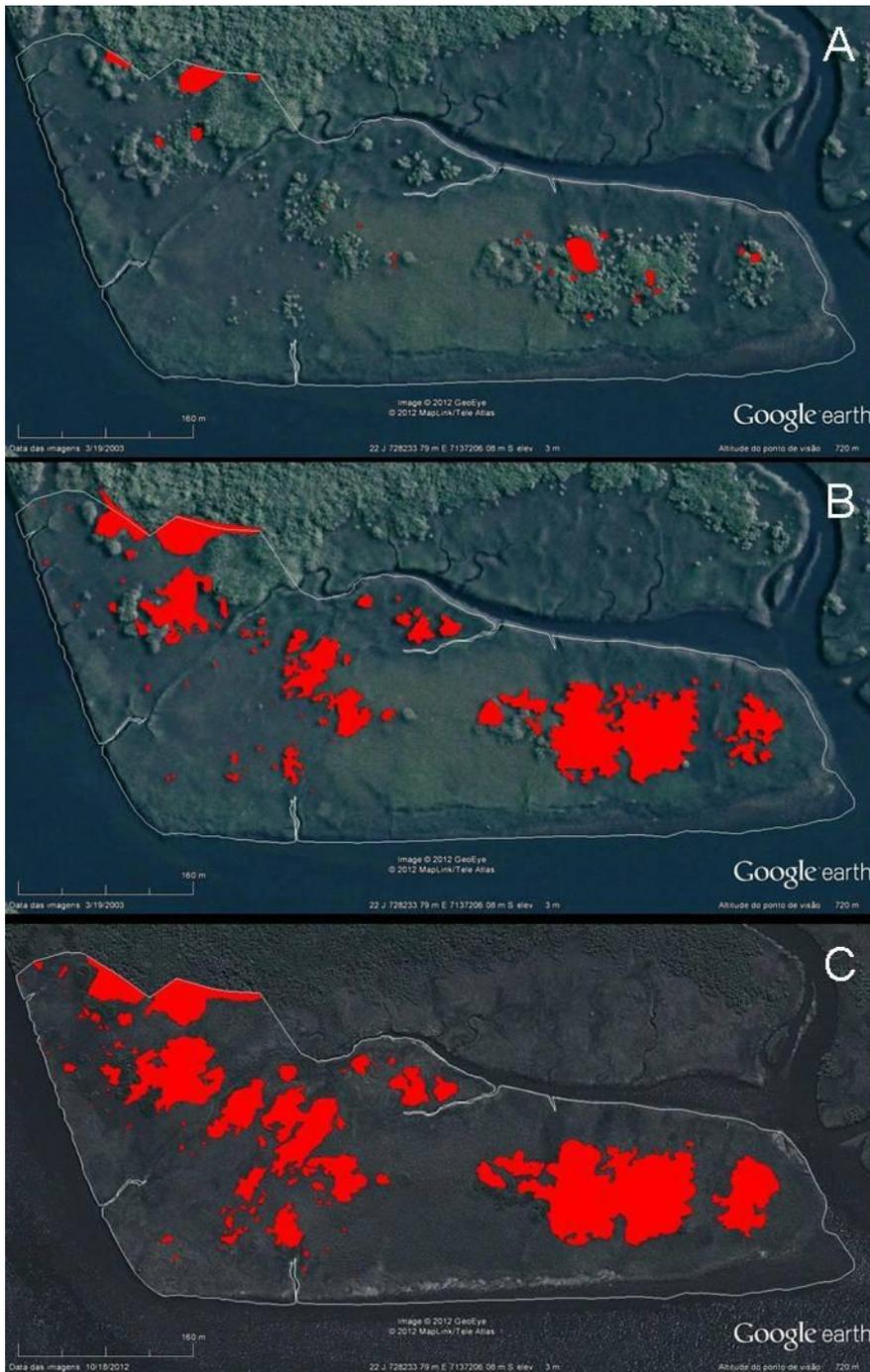


Figura 6. Expansão dos manguezais (principalmente *Laguncularia racemosa*) na ilha da Folharada, município de Guaratuba, Paraná, sul do Brasil (em vermelho). A. 1980: 0,20 ha (representação sobre imagem de março de 2003). B. Março de 2003: 2,09 ha. C. Outubro de 2012: 3,09 ha. A linha em branco delimita a área de estudo (16,29 ha). Imagens: Google Earth.

Suplemento

Figura S1

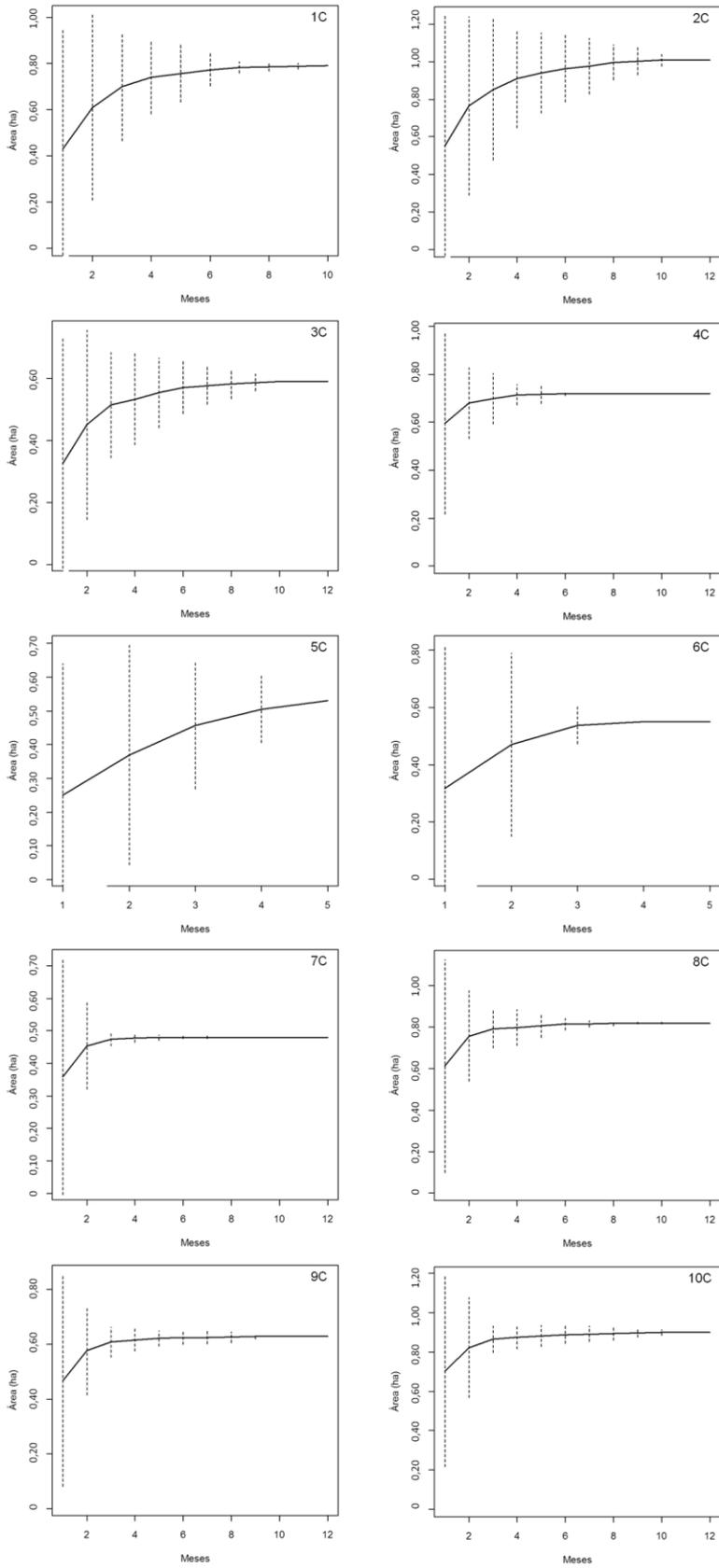


Figura S1. Curvas de acumulação (geradas após 100 aleatorizações), ao longo dos meses, da área de 10 territórios ocupados por casais do bicudinho-do-brejo (*Stymphalornis acutirostris*) na confluência do rio Claro no rio São João ("Continente"), município de Guaratuba, Paraná, sul do Brasil. Intervalo de meses: novembro de 2009 a outubro de 2010. Os tracejados horizontais representam intervalos de confiança. Os dados dos territórios 5C e 6C se limitam ao quinto mês, pois o casal do território 6C sumiu e a respectiva área foi incorporada à do território 5C, mudando abruptamente o desempenho da curva (veja Figura S5). As localizações dos respectivos territórios constam na Figura 2.

Figura S2

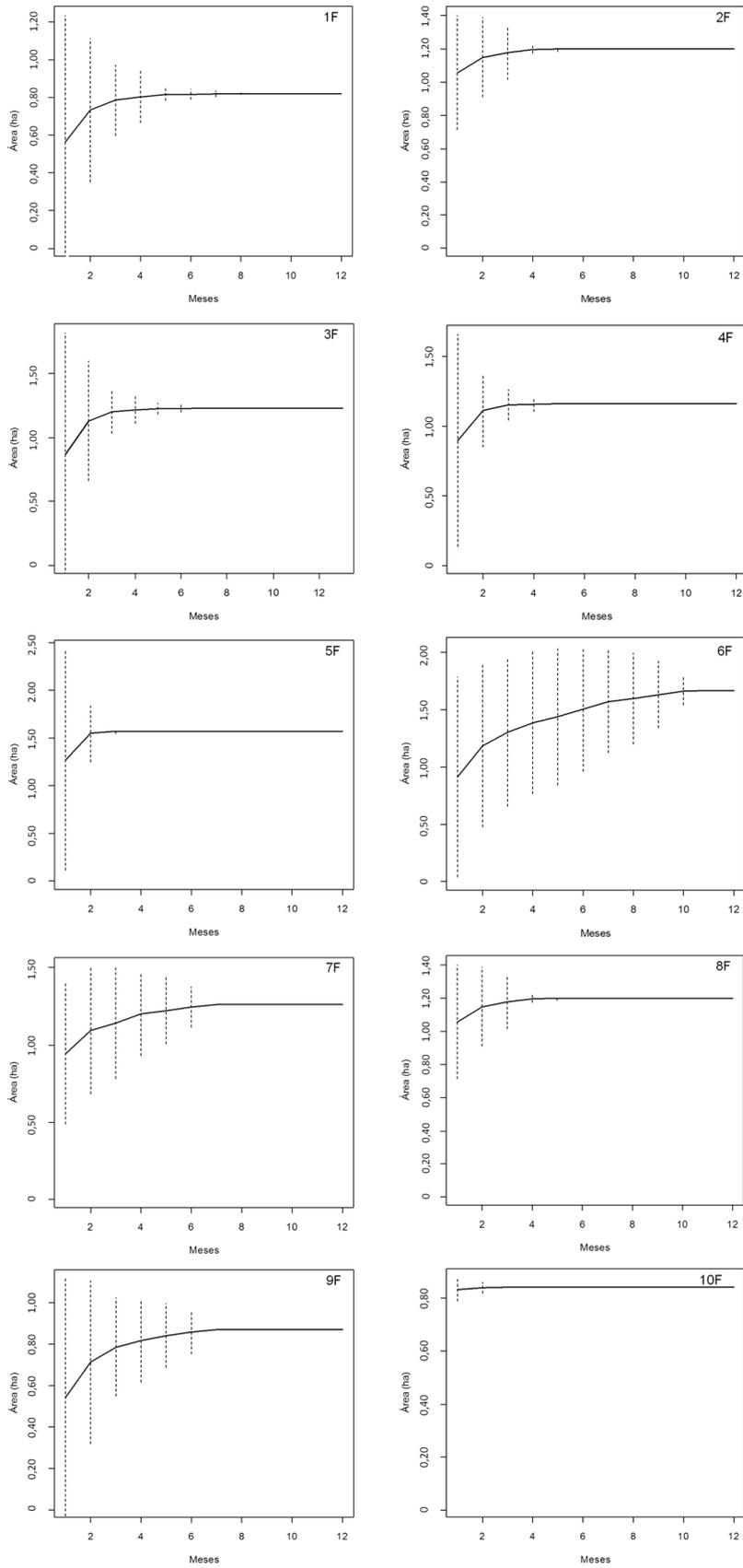


Figura S2. Curvas de acumulação (geradas após 100 aleatorizações), ao longo dos meses, da área de 10 territórios ocupados por casais do bicudinho-do-brejo (*Stymphalornis acutirostris*) na ilha da Folharada, município de Guaratuba, Paraná, sul do Brasil. Intervalo de meses: maio de 2010 a abril de 2011. Os tracejados horizontais representam intervalos de confiança. As localizações dos respectivos territórios constam na Figura 3.

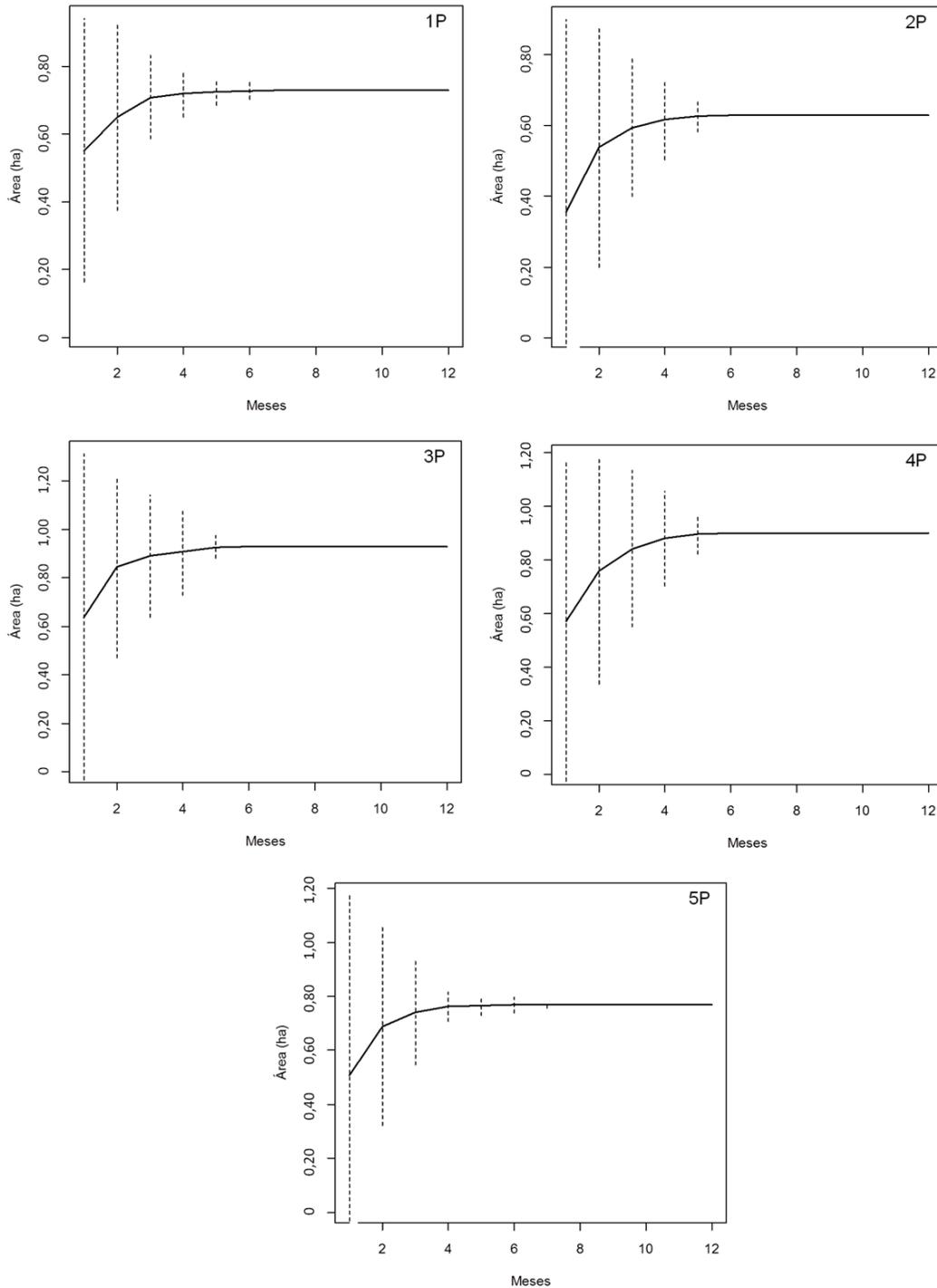


Figura S3. Curvas de acumulação (geradas após 100 aleatorizações), ao longo dos meses, da área de cinco territórios ocupados por casais do bicudinho-do-brejo (*Stymphalornis acutirostris*) na Lagoa do Parado, município de Guaratuba, Paraná, sul do Brasil. Intervalo de meses: março de 2012 a fevereiro de 2013. Os tracejados horizontais representam intervalos de confiança. As localizações dos respectivos territórios constam na Figura 4.

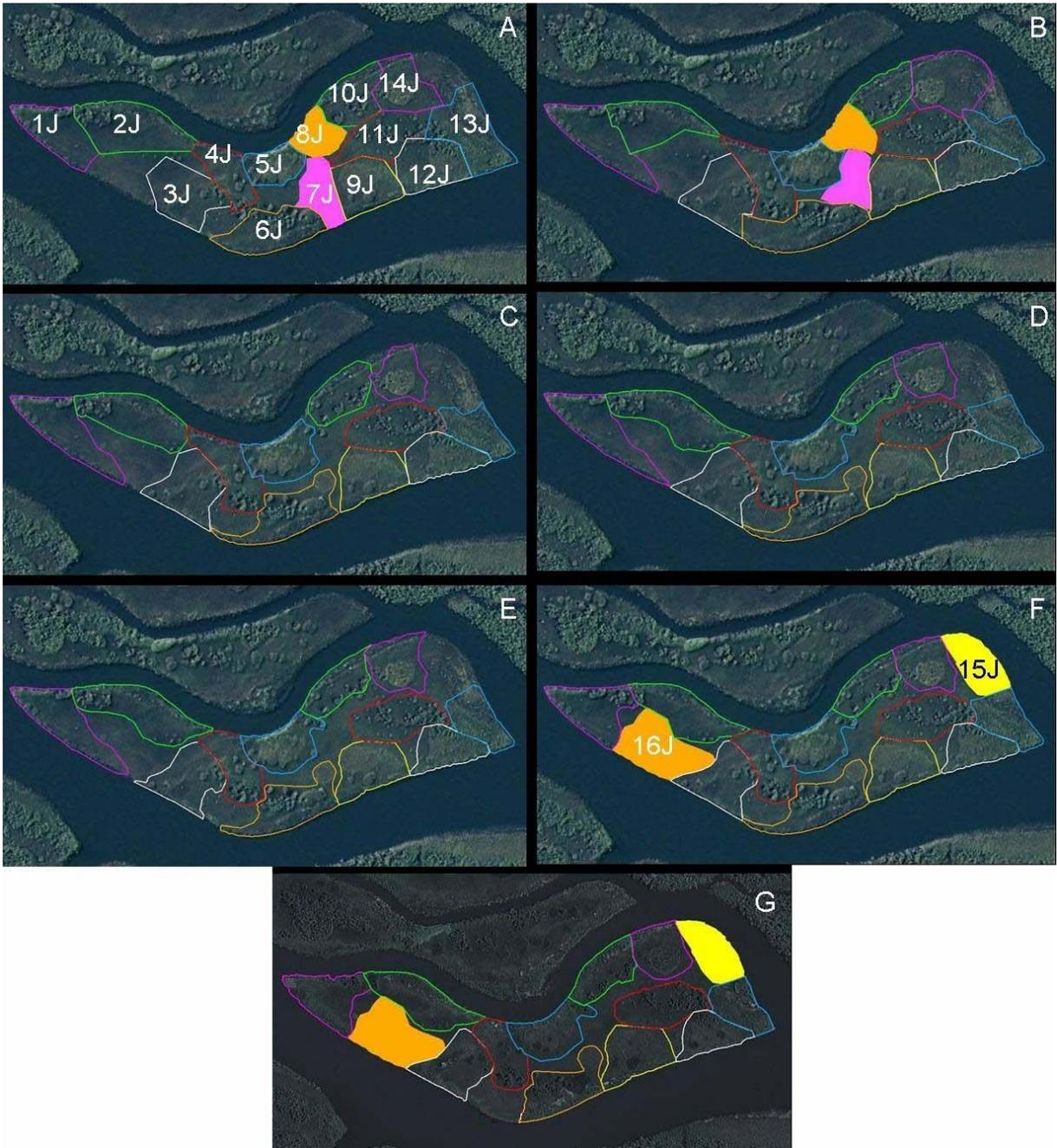


Figura S4. Territórios estimados (A-D) e inferidos (E-G) de casais do bicudinho-do-brejo (*Stymphalornis acutirostris*) na ilha do Jundiáquara, município de Guaratuba, Paraná, sul do Brasil. Para detalhes, veja a metodologia. A. Maio de 2006 a abril de 2007. B. Maio de 2007 a abril de 2008. C. Maio de 2008 a abril de 2009. D. Maio de 2009 a abril de 2010. E. Maio de 2010 a abril de 2011. F. Maio de 2011 a abril de 2012. G. Maio de 2012 a fevereiro de 2013. Em cores cheias, territórios que foram "extintos" ou surgiram. Imagens: Google Earth.

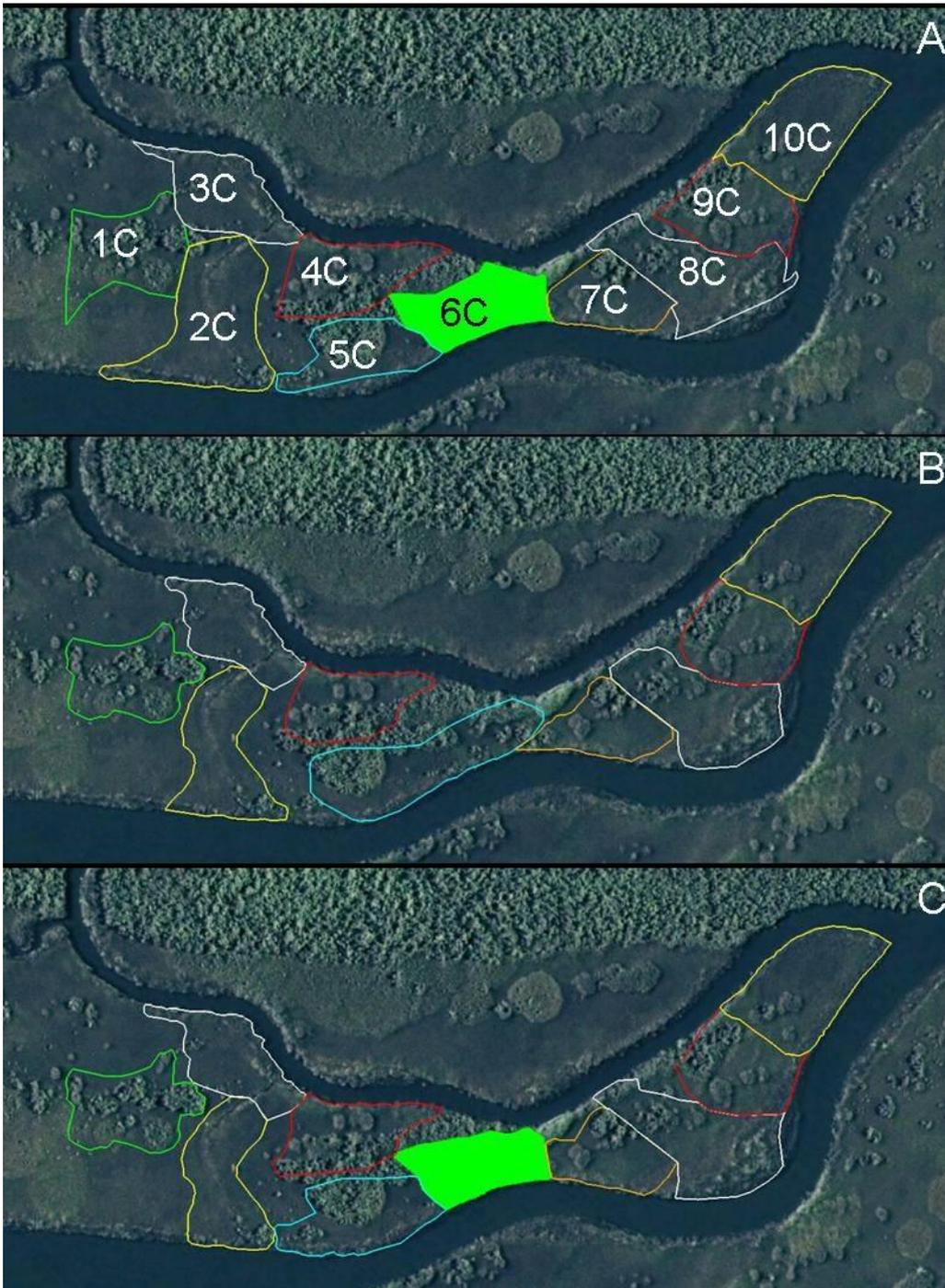


Figura S5. Territórios estimados (A) e inferidos (B, C) de casais do bicudinho-do-brejo (*Stymphalornis acutirostris*) na confluência do rio Claro no rio São João ("Continente"), município de Guaratuba, Paraná, sul do Brasil. Para detalhes, veja a metodologia. A. Novembro de 2009 a outubro de 2010. B. Novembro de 2010 a outubro de 2011. C. Novembro de 2011 a outubro de 2012. Imagem: Em cores cheias, um território que foi "extinto" temporariamente. Imagem: Google Earth.

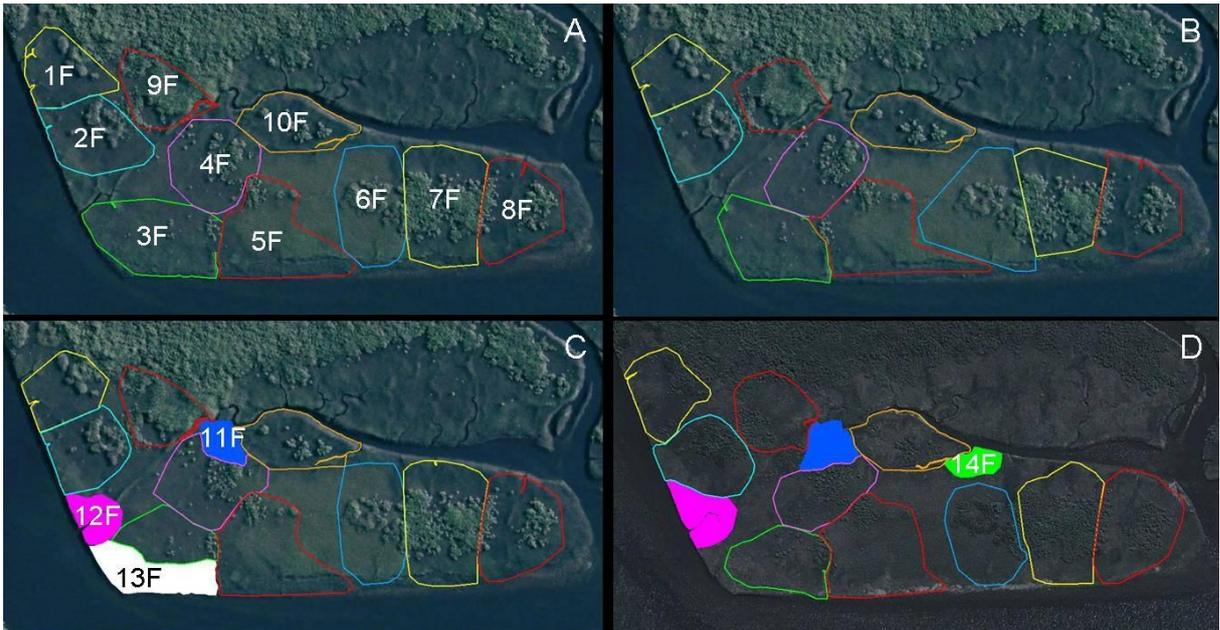


Figura S6. Territórios estimados (A-B) e inferidos (C, D) de casais do bicudinho-do-brejo (*Stymphalornis acutirostris*) na ilha da Folharada, município de Guaratuba, Paraná, sul do Brasil. Para detalhes, veja a metodologia. A. Maio de 2009 a abril de 2010. B. Maio de 2010 a abril de 2011. C. Maio de 2011 a abril de 2012. D. Maio de 2012 a fevereiro de 2013. Em cores cheias, territórios que surgiram, um dos quais foi "extinto" no ano seguinte. Imagens: Google Earth.

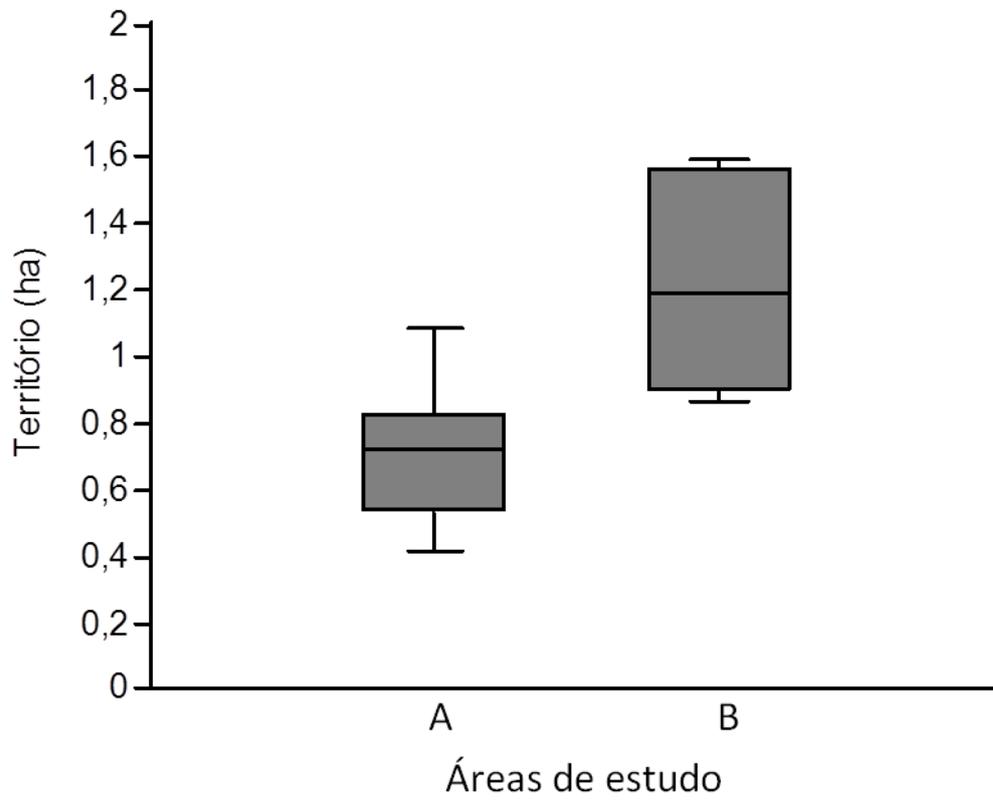


Figura S7. Tamanhos de territórios de casais do bicudinho-do-brejo (*Stymphalornis acutirostris*) em dois locais com diferentes alturas e tempos de alagamento pelas marés, rio São João, município de Guaratuba, Paraná, sul do Brasil. A. Ilha do Jundiaquara mais Continente. B. Ilha da Folharada. Está indicado o intervalo, desvio padrão e média.

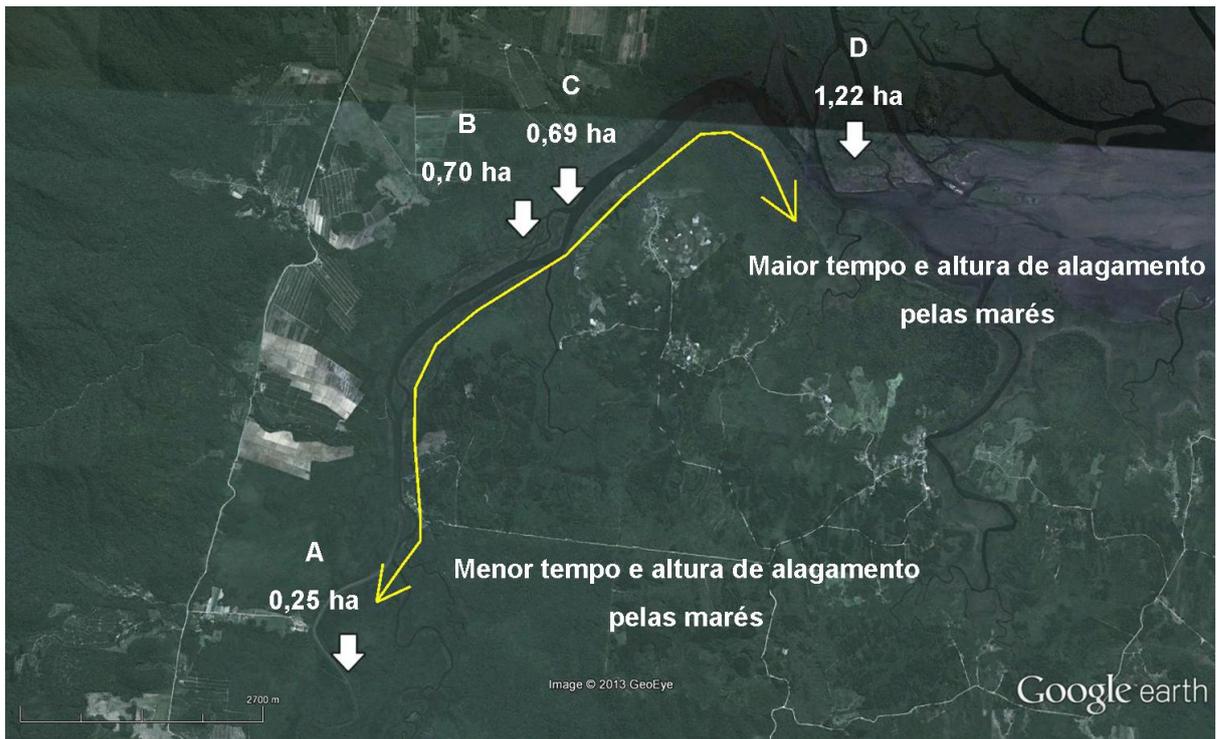


Figura S8. Tamanhos médios de territórios de casais do bicudinho-do-brejo (*Stymphalornis acutirostris*) ao longo da planície de maré do rio São João, município de Guaratuba, Paraná, sul do Brasil. A. Ponte da SANEPAR. B. Continente. C. Ilha do Jundiaquara. D. Ilha da Folharada. Imagem: Google Earth.

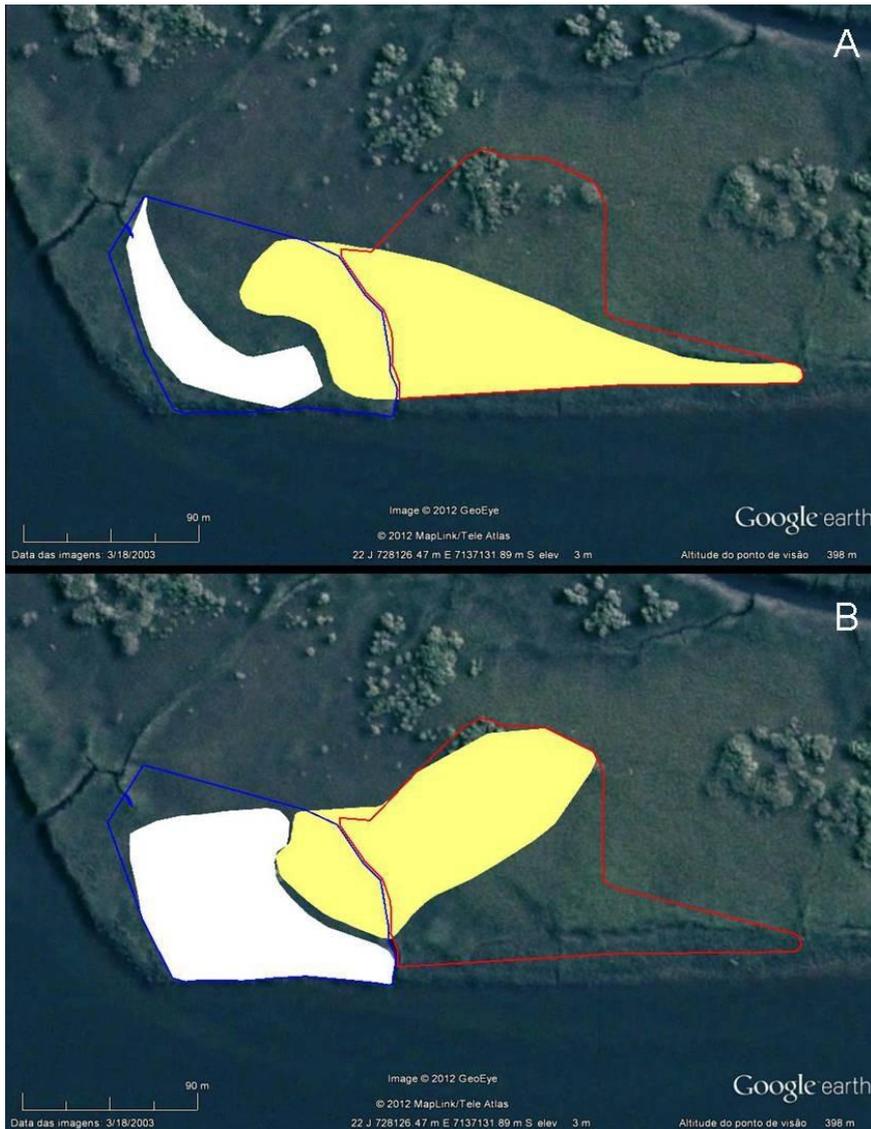


Figura S9. Parte das alterações em dois territórios do bicudinho-do-brejo (*Stymphalornis acutirostris*) ocorridas quando o casal de um (perímetro azul) desapareceu ao mesmo tempo, em 2010 (ilha da Folharada; 25°52'00"S, 48°43'26"O; município de Guaratuba, Paraná, sul do Brasil). A. Locais (em cores cheias) onde registramos os casais em julho: em branco, novo casal recém chegado, ocupando área periférica livre, não incorporada ao território do casal em amarelo (perímetro original em vermelho). B. Locais onde registramos os casais em setembro: o casal em branco ampliou o seu território, retraindo o em amarelo. A partir de outubro de 2010, os territórios ficaram como representados pelos respectivos perímetros. Imagem: Google Earth.

CAPÍTULO 3 - A população do bicudinho-do-brejo *Stymphalornis acutirostris* é reavaliada
57% menor: implicações para a sua conservação

Running title: Bicudinho-do-brejo tem população reavaliada 57% menor

MARCOS R. BORNSCHEIN, BIANCA L. REINERT, DAIANE D. SOBOTKA, RICARDO
BELMONTE-LOPES, LEANDRO CORRÊA, FERNANDA F. CORDEIRO DE LIMA e
MARCIO R. PIE

Revista pretendida: Bird Conservation International (Qualis B1).

Summary

Estimate and map the area of occupancy of a species is an important tool in the evaluation of threats that it may undergo and to estimate population size, both very useful information for conservation. Such information for the Marsh Antwren *Stymphalornis acutirostris* was raised in 2007, but it was based on the environmental data of 1978 and 1980. As this represents a endangered species that occupy a few thousand hectares scattered in isolated patches in a coastal region suffering intense human pressures, is already necessary a update in the information about the Marsh Antwren distribution data. The current area of occupancy (5,481.5 ha) decreased only 9.5% (578.5 ha) from the previous estimate, but due to this reduction and especially in consequence of new data about the density of the species in distinct habitats, the estimated population size (7,511 individuals) was reduced in 57.5% in relation with the first study. We reevaluate the threat that the species suffers by the invasion of exotic grasses, especially *Urochloa arrecta* (or *Brachiaria subquadriflora*). We defined five areas for the conservation of the species, under a concept proposed here, the "Brachiaria

Free Zone" (BFZ). The BFZ's represent the largest sectors of occupation less invaded by exotic species, and should be managed primarily for the control of weeds. Totaling 2,226.6 ha, the BFZ's represents 40.6% of the area of occupancy of the Marsh Antwren.

Key words: Density, geographic distribution, area of occupancy, biological invasions, *Urochloa arrecta*, conservation.

Resumo

A população do bicudinho-do-brejo *Stymphalornis acutirostris* é 57% menor: implicações para a sua conservação. Estimar e mapear a área de ocupação de uma espécie é uma importante ferramenta na avaliação de ameaças que ela pode sofrer e base para se estimar o tamanho populacional, ambas as informações de grande utilidade para a conservação. O bicudinho-do-brejo *Stymphalornis acutirostris* teve essas informações levantadas em 2007, mas a área de ocupação baseou-se na realidade ambiental de 1978 e 1980. Sendo espécie ameaçada de extinção (em perigo) e ocupante de poucos milhares de hectares dispersos em manchas isoladas em região litorânea de grande pressão antrópica, se fazia necessário atualizar esses dados. A área de ocupação atual (5.481,5 ha) reduziu apenas 9,5% (578,5 ha) da estimativa anterior, mas o tamanho populacional atual (7.511 indivíduos), em função disso e principalmente em virtude de novos dados sobre a densidade da espécie em diferentes ambientes, reduziu 57,5%. Reavaliamos a ameaça que a espécie sofre pela invasão de braquiárias exóticas, especialmente *Urochloa arrecta* (= *Brachiaria subquadrifera*). Delimitamos cinco áreas para a conservação da espécie, sob um conceito aqui proposto, de "Zona Livre de Braquiária" (ZLB). As ZLBs representam os maiores setores com ocupação da espécie menos invadidos pelas exóticas e que devem ser manejados prioritariamente, visando o controle das invasoras. Totalizando 2.226,6 ha, as ZLBs perfazem 40,6% da área de ocupação do bicudinho-do-brejo.

Palavras-chave: densidade, distribuição geográfica, área de ocupação, invasão biológica, *Urochloa arrecta*, conservação.

Introdução

A área de distribuição e como ela muda ao longo do tempo é uma das características ecológicas e evolutivas fundamentais de uma espécie, como também um forte preditor de risco de extinção (Pearson 2007, Gaston e Fuller 2009). Ela é usualmente mapeada de duas formas: uma maior, incluindo muitas vezes ambientes não habitados e mesmo cidades e superfície d'água, denominada "extensão de ocorrência" (*extent of occurrence*), e uma usualmente menor, restrita ao ambiente de vida, denominada "área de ocupação" (*area of occupancy*) (ex. BirdLife International 2000, Gaston e Fuller 2009, IUCN 2012, Jiménez-Alfaro *et al.* 2012). Ambas são utilizadas pela IUCN como critérios para determinar o status de conservação de espécies (IUCN 2012), pois ilustram quais ameaças diretas a espécie pode sofrer e sua suscetibilidade a eventos estocásticos, como ainda permitem estimar tamanhos populacionais. Gaston e Fuller (2009) destacaram que ambas as formas de estimar distribuições não deveriam ser vistas como sinônimas, diferindo apenas na acurácia, pelo que não deveriam ser utilizadas para a mesma finalidade. Segundo os autores, para a utilização na estimativa de tamanhos populacionais, a área de ocupação é adequada.

A área de ocupação do bicudinho-do-brejo (*Stymphalornis acutirostris*) foi estimada em 6.060 ha (Reinert *et al.* 2007), mas com base na utilização de fotografias aéreas de 1978 e 1980. A partir desse dado e da determinação de tamanhos de territórios em dois diferentes ambientes, o tamanho populacional da espécie foi estimado em 17.680 indivíduos adultos pareados (Reinert *et al.* 2007). Pelo fato de a área de ocupação ter sido estimada a partir da situação ambiental de pouco mais de 30 anos atrás, e de a espécie viver em região muito pressionada por avanço de áreas agricultadas e especulação imobiliária, era emergencial

atualizar esses dados, com vistas à sua conservação (Reinert e Bornschein 2008, Reinert *et al.* 2009). Posteriormente, o bicudinho-do-brejo ainda foi registrado no Rio Grande do Sul (Bencke *et al.* 2010), 329 km ao sul do registro mais austral de Reinert *et al.* (2007), reforçando a necessidade de revisão de informações.

O bicudinho-do-brejo, descrito em 1995 (Bornschein *et al.* 1995), é a única espécie da família a habitar brejos (Zimmer e Isler 2003: 492) e a construir o ninho suportado em hastes verticais de vegetação, à semelhança de outras aves palustres (Reinert *et al.* 2012). Endêmica do bioma Mata Atlântica (Brooks *et al.* 1999), distribuía-se em oito populações isoladas, do litoral do Paraná ao litoral norte de Santa Catarina (Reinert *et al.* 2007). Apenas 3,5% das aves do mundo têm extensão de ocorrência igual ou menor que a do bicudinho-do-brejo (Reinert *et al.* 2007). É ameaçada de extinção na categoria “em perigo” (BirdLife International 2013) e a sua presença auxiliou na determinação de cinco “Áreas Importantes para a Conservação das Aves no Brasil - IBAs (Bencke *et al.* 2006).

No presente estudo, atualizamos as estimativas de área de ocupação e tamanho populacional do bicudinho-do-brejo. Demonstramos que a área de ocupação não foi muito reduzida, pois a perda em área foi em parte compensada pelo incremento de brejos originados por antropismos, mas que a estimativa do tamanho populacional foi muito reduzida pelo refinamento da análise (a partir de informações mais detalhadas de densidades de indivíduos em diferentes estruturas de vegetação). Confirmamos que a invasão biológica por capins africanos é a maior ameaça à conservação da espécie e propomos estratégias de conservação.

Métodos

Em Reinert *et al.* (2007), estimou-se a quantidade de hábitat disponível para a espécie em 1978 em Santa Catarina e 1980 no Paraná, distinguida em nove distintos tipos de ambientes. Também se estimou o tamanho médio da área de territórios de casais da espécie em dois

ambientes ("brejo de maré" e "brejo de capim-serra"). Para a estimativa populacional, esses autores multiplicaram o maior valor (médio) de território obtido (3,2 ha) pela quantidade de ambientes em hectares que comportam menor densidade da espécie e o menor valor (médio) de território obtido (0,25 ha) pela quantidade de ambientes que comportam maior densidade de indivíduos, resultando estimativa do tamanho da populacional. A estimativa de 2.500 a 10.000 indivíduos maduros como população da espécie por BirdLife International (2000) foi arbitrária (Reinert *et al.* 2007), pelo que não foi considerada no presente estudo.

Neste estudo atualizamos as estimativas de área de ocupação e tamanho populacional da espécie apresentadas em Reinert *et al.* (2007), adotando os mesmos procedimentos por eles efetuados, com algumas modificações. Além das duas estimativas de tamanhos de territórios apresentados por esses autores, consideramos ainda outras quatro estimativas de territórios apresentadas em Reinert *et al.* (capítulo 2), que disponibilizaram tamanhos médios de área de territórios de casais da espécie em outras três condições de brejo de maré e em local com "caxetal com herbáceas". Essas condições de brejos de maré se referem a dois locais em altitude média e a outro em altitude baixa com relação à planície de maré (veja detalhamento em Reinert *et al.* [2007]). O brejo de maré estudado por Reinert *et al.* (2007) situa-se em altitude elevada na planície de maré (MRB e BLR).

Nos locais trabalhados para avaliação de tamanhos de territórios (Reinert *et al.* 2007, capítulo 2), houve espaços de ambientes desocupados entre os territórios, exceto para as situações com brejo de capim-serra e brejo de maré em altitude elevada (MRB e BLR). Desse modo, de parte dos locais previamente trabalhos, o tamanho médio de territórios não é a expressão da densidade de indivíduos pareados pela área estudada. Assim, para a presente análise, consideramos o tamanho da área amostrada naqueles estudos de territórios e o número de casais lá presentes (Reinert *et al.* 2007, capítulo 2, esse estudo) para se obter a densidade de indivíduos pareados por área. À densidade desses indivíduos, ainda

incrementamos à de vagantes. Para tal, consideramos os dados inéditos obtidos em campo entre 2010 e 2013 para os quatro locais estudados por Reinert *et al.* (capítulo 2; coordenadas apresentadas em tabela citada nos resultados). Consideramos como vagantes os indivíduos observados ao menos uma vez no ano e que não vieram a substituir membros de casais desaparecidos. Como a maior parte desses indivíduos não era anilhada, consideramos a quantidade mínima de indivíduos não anilhados distintos (características de plumagem muitas vezes permitiram identificar diferentes indivíduos não anilhados). De um local com uma segunda avaliação de número de vagantes ao ano, consideramos a média de vagantes.

À semelhança do efetuado por Reinert *et al.* (2007), multiplicamos valores obtidos de densidade de indivíduos, extrapolados para 1 ha, pelo total de área de cada ambiente (em hectares). Diferentes densidades foram multiplicadas pela área de diferentes ambientes, de acordo com a densidade de indivíduos conhecida ou inferida para os respectivos ambientes (veja resultados).

Para a revisão da área de ocupação, fizemos interpretação de ambientes, procurando pelos conhecidos como de ocorrência da espécie (Reinert *et al.* 2007) e similares, em imagens orbitais disponíveis no Google Earth (7.0.2.8415). Interpretamos os ambientes das novas áreas de distribuição geográfica da espécie (veja resultados), fizemos nova interpretação dos ambientes de todo o litoral norte de Santa Catarina, exceto da ilha de São Francisco do Sul, sem registro da espécie (Reinert *et al.* 2007), e fizemos nova interpretação de alguns ambientes de ocorrência das populações do Paraná (Tabela S1). Também comparamos os resultados do mapeamento atual e pretérito, avaliando perdas de áreas de ocupação por diferentes impactos, como a invasão das exóticas braquiárias-d'água *Urochloa mutica* (= *Brachiaria mutica*) e, principalmente, *U. arrecta* (= *B. subquadriflora*). Áreas completamente invadidas por essas gramíneas não foram consideradas como hábitat para o bicudinho-do-brejo, uma vez que esse impacto foi considerado como supressor de área para a espécie

(Reinert *et al.* 2007). Na interpretação de ambientes, comparamos a posição, textura, impressões de altura e nuances de coloração. Auxiliou nesse processo a confrontação dos padrões observados com os resultados do mapeamento prévio (Reinert *et al.* 2007), o conhecimento de campo dos autores quanto à localizações de distintos ambientes e as conferências da interpretação em campo (veja adiante).

No Google Earth, mapeamos todos os ambientes passíveis de ocupação da espécie no litoral norte de Santa Catarina. Das populações do Paraná, mapeamos os ambientes acrescidos e perdidos em comparação com os previamente mapeados (Reinert *et al.* 2007). Das novas populações no litoral sul de Santa Catarina e litoral norte do Rio Grande do Sul, mapeamos apenas os locais confirmados de ocupação, em função do alto grau de degradação ambiental da região e ausência de registros em diversos locais procurados (veja resultados). Indicamos os anos das imagens orbitais disponibilizadas no Google Earth e que foram analisadas na tabela S1. Medimos as áreas dos ambientes mapeados no programa GEPATH 1.4.4. Avaliamos a acurácia do GEPATH, comparando a área resultante de 10 polígonos medidos nesse programa e no programa ArcGIS 9.3. Obtivemos algumas diferenças de 0,01 ha a mais ou a menos à área dos polígonos medidos por um ou outro programa, resultando em somatórias iguais.

Ao longo de 2012, efetuamos campanhas com os objetivos de procurar pela espécie em potenciais locais de ocorrência sem presença confirmada (com *playback* de vocalizações), conhecer os ambientes das novas áreas de ocupação da espécie no litoral sul de Santa Catarina e litoral norte do Rio Grande do Sul (veja introdução e resultados) e fazer a conferência de ambientes mapeados. Trabalhamos em campo nas seguintes regiões: baía de Antonina (município de Antonina) e rio Nhundiaquara (municípios de Antonina e Morretes), Estado do Paraná, município de Itapoá, município de São Francisco do Sul (porção continental), baía de Babilonga (municípios de Garuva, Joinville e São Francisco do Sul), município de Laguna e município de Jaguaruna, Estado de Santa Catarina, e município de Dom Pedro de Alcântara,

Estado do Rio Grande do Sul, sul do Brasil (coordenadas específicas citamos nos resultados). Acessamos os locais de pesquisa a pé, por veículo e, principalmente, por barco. De cada local amostrado, tomamos as coordenadas geográficas mediante o uso de GPS e identificamos o tipo de ambiente, conforme os critérios para a classificação da vegetação brasileira propostos pelo Projeto RADAMBRASIL (*in* Veloso *et al.* 1991, IBGE 1992). Ainda, contabilizamos os indivíduos detectados e as distâncias entre eles, para obtermos impressões sobre as densidades da espécie nos locais. Coordenadas geográficas citadas no texto foram obtidas em campo ou no programa Google Earth (Datum WGS84).

Resultados

Novos lugares de ocupação

Capturamos a espécie no rio Faisqueira (25°21'58"S, 48°38'42"O), município de Antonina, Paraná. Prevendo ser esse novo ponto de ocupação contínuo com a área nuclear da população Baía de Antonina, agregamos a ela os ambientes de uso da espécie existentes entre ambos os setores, passando pela foz do rio Faisqueira. A distribuição geográfica da presente população fica, assim, ampliada à leste e sudeste (25°27'22"S, 48°37'25"O, como ponto mais extremo). Ampliamos também a área de distribuição geográfica da população de Itapoá, Santa Catarina, outrora extremamente limitada, após a captura da espécie em três novos pontos (26°07'53"S, 48°39'26"O, 26°10'51"S, 48°36'53"O e 26°09'23"S, 48°37'50"O; todos no município de Itapoá). Uma última população foi ampliada, a da Baía de Babitonga, Santa Catarina, mas somente pela existência de ambientes contíguos aos de ocupação da espécie, não detectados anteriormente (sem comprovação de ocorrência). Agregamos a essa população a margem esquerda do rio Palmital pertencente ao município de São Francisco do Sul (a jusante até 26°13'55"S, 48°43'53"O).

Alexandre Bianco (João A. B. Vitto, com. pess. 2012) encontrou uma nova população da espécie no município de Laguna, litoral sul de Santa Catarina (previamente divulgada, mediante fotografias, no portal Wiki Aves: <http://www.wikiaves.com.br>). Procuramos por ela em outros cinco locais na região (um no município de Jaguaruna e os demais no de Laguna), sem sucesso. Assim, a presente população continua restrita a apenas um local de ocupação, ainda não divulgado: Pedras Brancas (28°30'54"S, 48°47'29"O). A nova população da espécie descoberta no Rio Grande do Sul é restrita a um local, igualmente não divulgado: Lagoa do Forno (29°22'56"S, 49°53'12"O), município de Dom Pedro de Alcântara. Não a encontramos em outros três pontos de procura na mesma lagoa.

Número de indivíduos vagantes e densidade de indivíduos

Detectamos de um a quatro indivíduos vagantes por local estudado quanto a isso durante um ano (Tabela 1, Tabela S2). Nesses locais e em outros trabalhados apenas para a avaliação de territórios, haviam de três a 14 casais com territórios fixos ao longo do ano. Isso resultou densidades de 0,71 a 9,12 indivíduos (pareados e vagantes) por hectare (ind/ha; Tabela 1).

Nova estimativa de área de ocupação

A nova estimativa de área de ocupação resultou em 5.481,5 ha, sendo 4.066,8 no Paraná, 1.410,6 em Santa Catarina e somente 4,1 no Rio Grande do Sul (Tabela 2). Essa quantificação foi segregada por ambientes (Tabela 2). Os novos lugares de ocupação (veja acima) totalizaram 291 ha; ainda houve adição de 212 ha pela formação de brejos onde antes não existiam (brejos secundários) (Tabela 3). Perda de área com relação ao mapeamento anterior ocorreu por quatro diferentes maneiras (Tabela 3). A sucessão da vegetação com estrato superior arbóreo e inferior herbáceo para ambientes com estrato inferior sem as herbáceas

ocupadas pelo bicudinho-do-brejo e, portanto, não mais habitáveis pela espécie, "eliminou" pelo menos 484 ha de ambientes. Antropismos resultaram em quase 100 ha de perda de ambientes e a invasão biológica pelas braquiárias-d'água subtraíram outros 204 hectares (Tabela 3).

Nova estimativa de tamanho populacional

Para o cálculo do tamanho populacional (Tabela 2), utilizamos 0,71 ind/ha como a densidade de referência para os ambientes com pouca densidade de indivíduos, que são: brejo de capim-serra, onde se constatou tal densidade, e ambientes com estrato superior arbóreo e inferior herbáceo (manguezal com herbáceas, Guanandizal com herbáceas e caxetal com herbáceas). Utilizamos 2,81 ind/ha como a densidade referência para os ambientes herbáceos (exceto brejo de capim-serra). O valor é resultante da média das densidades obtidas em duas situações de brejo de maré em altitude intermediária na planície de maré (Tabela 1). A maior densidade obtida (9,12 ind/ha) foi aplicada aos particulares brejos de maré com a mesma feição àqueles onde foi constatada. A densidade 1,41 ind/ha, obtida em brejos de maré em mais baixa altitude, foi aplicada aos brejos de maré em situação similar na baía de Guaratuba e às situações onde quantificamos brejos de maré juntamente com manguezais com herbáceas. A presença de manguezais é indicativa de que se situam em altitude equivalente com relação à planície de maré. Por fim, aplicamos a densidade 1,64 ind/ha apenas às mesmas associações de ambientes do local onde a constatamos (caxetal com herbáceas junto com brejo de maré).

Aplicamos densidades diferentes ao explicado em somente três situações. Aos brejos de maré do Rio Nhundiaquara, aplicamos a densidade constatada em brejos situados em mais baixa altitude (1,41 ind/ha), ao invés de 2,81 ind/ha, por constatarmos baixa densidade de indivíduos no local. Ao contrário, às populações de Laguna e Lagoa do Forno aplicamos densidades mais altas do que as aplicadas aos respectivos ambientes em outras situações (1,41

e 0,71 ind/ha, respectivamente), por serem altas as densidades de indivíduos nesses locais; aplicamos a densidade média obtida aos brejos de maré em altitude intermediária (2,81 ind/ha). Estimamos, assim, um tamanho populacional da espécie em 7.511 indivíduos (Tabela 2).

Discussão

Atualizar a área de ocupação e tamanho populacional da espécie era de extrema importância (Reinert e Bornschein 2008, Reinert *et al.* 2009), pois ela ocorre em região onde há grandes cidades que aumentam rapidamente (ex. Paranaguá e Guaratuba, no Paraná, e Joinville, em Santa Catarina). Pelo fato de que o mapeamento prévio se baseava em fotografias aéreas de 1978 e 1980 (Reinert *et al.* 2007), era esperado ter havido grande alteração na área de ocupação atual. Foi uma surpresa a constatação que houve reduzida perda por antropismos, pouco menor que 100 ha, desde então. Bem contrastante a esse dado foi a revelação de nova estimativa populacional quase 60% menor do que a anterior, consequência principalmente de constarmos outras densidades de indivíduos por área e verificarmos que a altíssima densidade de quatro casais por hectare (Reinert *et al.* 2007) é restrita a uma condição muito particular de ambiente. O efeito dos novos dados revela o quanto se podem aprimorar dados de grande importância para a conservação de espécies com estimativas de densidades em diferentes tipos de vegetação e área de ocupação segregada por esses tipos de vegetação.

A perda de hábitat pelo processo de sucessão da vegetação, embora expressiva em área, é natural e esperada. Essa perda foi particularmente intensa na Lagoa do Parado, onde a arbórea dominante do local (*Tabebuia cassinoides*) foi explorada comercialmente no passado, ampliando muito o hábitat disponível para o bicudinho-do-brejo pelo incremento de herbáceas com a redução do sombreamento (Reinert *et al.* 2007). Com a rebrota dos troncos cortados, o retorno da área explorada a uma condição florestal sem presença do bicudinho-do-brejo se

deu muito mais rapidamente do que nas áreas sem intervenção similar (dados inéditos dos autores).

Os novos números estimados sobre a área de ocupação e população da espécie não alteram o seu *status* de conservação, conforme critérios da IUCN (2012). A categoria de maior grau de ameaça ("criticamente ameaçada") é atribuída usualmente às espécies com populações menores que 1.000 indivíduos (é o caso de 83% das ameaçadas com populações conhecidas; BirdLife International [2000]; veja também IUCN [2012]). No entanto, a preocupação para a sua conservação é grande. Embora somente um pouco maior do que o dobro de perda em área, a invasão biológica pelas braquiárias-d'água é um problema de extrema gravidade. Os dados atuais corroboram Reinert *et al.* (2007), que afirmaram que esse é o maior problema para a conservação da espécie (Figura 1). Das suas 10 populações, somente não constatamos essas exóticas em uma delas (Laguna). Não reportamos perda de área por tal impacto para a população de Balneário Flórida (Paraná), pois brejos contaminados foram aterrados (MRB e BLR, obs. pess.; 2009), e para a população de Lagoa do Forno (Rio Grande do Sul), pela ausência de avaliações anteriores, visto que o bicudinho-do-brejo foi ali encontrado recentemente.

Invasões biológicas são um significativo componente de causas humanas nas mudanças ambientais no globo (Vitousek *et al.* 1997). Por contribuírem substancialmente na extinção de espécies (Vitousek *et al.* 1997, Clout e Williams 2009), são consideradas a segunda maior causa de perda de biodiversidade (Simberloff 2007). As braquiárias-d'água são invasoras muito disseminadas e de alto poder de impacto em ambientes herbáceos do litoral sul do Brasil, não havendo barreiras para a sua dispersão sobre as herbáceas, exceto a possível salinidade da água (Reinert *et al.* 2007). Pelos dados de campo e resultantes do presente mapeamento, constatamos que a invasão se inicia em propriedades rurais onde a floresta ciliar foi eliminada, situação particularmente comum nos setores mais a montante dos rios que

confluem em baías e estuários. Com o adensamento da *U. arrecta*, ela avança sobre a água como vegetação flutuante que, por vezes, é arrancada pelas enchentes e levada para outras áreas ainda livres da sua presença (Reinert *et al.* 2007), a jusante dos rios. É essa propagação vegetativa a maior forma de dispersão das braquiárias-d'água na região de ocupação do bicudinho-do-brejo (dados inéditos não publicados). Uma segunda causa de propagação é o transporte humano, tanto indireto, por meio de embarcações e petrechos de pesca (ex. redes e covos com isca viva), quanto direto, com o plantio das exóticas na beira de rios visando atrair capivaras (*Hydrochoerus hydrochaeris*) para a sua caça com armadilhas (dados inéditos não publicados). Não há indícios de propagação por meio de sementes (capítulo 7).

Temos observado um paulatino incremento no surgimento de manchas de invasão pelas braquiárias-d'água nos estuários, com influência das marés. Manchas flutuantes da *U. arrecta* levadas pelas marés vazantes a setores de grande salinidade, retornam mortas nas marés enchentes, confirmando que a salinidade é inibidora à sobrevivência dessa espécie. No entanto, algumas manchas arrastadas pelas marés se fixaram e se estabeleceram em meio a brejos de maré com presença do bicudinho-do-brejo sujeitas até a 11% de salinidade (ex. 25°51'56"S, 48°32'03"O; dados inéditos dos autores, 2012). Não conhecemos brejo de maré com presença do bicudinho-do-brejo em local com maior salinidade. Isso demonstra que não há impedimento salino ao estabelecimento de *U. arrecta* em todos os ambientes herbáceos ocupados pelo bicudinho-do-brejo.

Para a conservação do bicudinho-do-brejo, se faz necessário controlar e manejar o avanço das braquiárias-d'água, entre outras ações (Reinert *et al.* 2007, 2009, Reinert e Bornschein 2008). O manejo dessas exóticas é muito oneroso, sendo estimado um custo de quase R\$ 50.000 até pouco mais de R\$ 92.000 para erradicá-las de um hectare, o que representaria um investimento de quase 11 milhões de reais para se tentar erradicá-las da área de ocupação do bicudinho-do-brejo (capítulo 7). Considerando-se a escassez de recursos para projetos de

controle de exóticas, lança-se a proposta de se determinar setores como “Zona Livre de Braquiárias” (ZLB) para a conservação da espécie, ou qualquer outro organismo ou mesmo um ambiente em determinada região sujeita ao impacto de braquiárias. Com essa proposta não se objetiva sugerir a delimitação de uma área mínima para se conservar determinada espécie ou ecossistema, global ou localmente. Objetiva-se, sim, destacar que a proteção desses alvos requer a identificação de uma ou mais áreas que prioritariamente devem ser mantidas livres das exóticas quando o manejo de todas é impossível, quer por falta de recurso ou iminente invasão irreversível dos ambientes originais.

A designação de uma ou mais ZLBs pode ser circunscrita ao alcance de um determinado projeto de manejo, por exemplo. Para que o manejo de uma área seja efetivo, deve-se ter em conta que qualquer ação que seja interrompida antes da erradicação local das exóticas será inócua, pois elas retornarão às densidades originais com o passar do tempo. Assim, uma área a ser manejada deve ter tamanho compatível para que se chegue à erradicação local das braquiárias com o montante de recurso disponível. A velocidade de manejo é uma questão importante no controle das invasoras (Moody e Mack 1988). A proposição de ZLB pode ser um instrumento importante no manejo de unidades de conservação. Em conformidade ao Roteiro Metodológico de Planejamento de Unidades de Conservação (Galante *et al.* 2002), no Brasil, a ZLB, quando cabível, seria complementar à "Zona de Recuperação".

São quatro as maiores populações da espécie (> 200 ha). Propomos que os maiores setores com ambientes contínuos menos invadidos pelas braquiárias-d'água dessas populações sejam reconhecidos como locais prioritários para o manejo e controle das exóticas, com vistas à conservação do bicudinho-do-brejo, dentro do conceito de ZLBs (Figura 2). Propusemos 5 ZLBs (Figura 2), as quais coincidem com as áreas propostas como prioritárias à conservação da espécie (Reinert *et al.* 2007).

Distribuição geográfica e ambientes

Reinert *et al.* (2007) aventaram a possibilidade de a espécie ser registrada mais ao sul do limite austral então conhecido, mas presença a 329 km mais ao sul não era esperada (MRB e BLR). O hiato existente entre os registros da população do Rio Itapocu e de Laguna é de 212 km. Procuras pela espécie foram feitas em vários lugares desse hiato em diversos momentos (Reinert *et al.* [2007]; MRB e LC, em anos recentes; esse estudo) e em diversos ambientes (dominados por piri *Schoenoplectus californicus*, capim-serra *Cladium jamaicense*, taboa *Typha domingensis* ou palha-cortadeira *Scirpus giganteus*). As observações em Laguna foram efetuadas em locais com vegetação herbácea coberta por arbóreas de baixa estatura. Na Lagoa do Forno, observamos a espécie em condição similar, como também ocupando unicamente herbáceas. Acreditamos que seja possível que essas populações austrais se diferenciaram no hábitat, ocupando formações com um estrato superior arbóreo e um inferior herbáceo, com espécies típicas de brejos. Isso explicaria a suposta ausência do bicudinho-do-brejo nos vastos ambientes herbáceos existentes em toda a região do litoral sul de Santa Catarina e norte do Rio Grande do Sul. O uso de herbáceas sem cobertura arbórea pelo bicudinho-do-brejo na Lagoa do Forno poderia refletir uma ocupação secundária forçada pelas intensas alterações ambientais do local (subtração da vegetação, drenagem e pastoreio). A suposta especificidade de hábitat poderia ter sido forçada pela predação do gavião-do-banhado (*Circus buffoni*), um caçador de aves e outros vertebrados (Brown e Amadon 1989) dos ambientes herbáceos sem as arbóreas. Esse predador é comum localmente (MRB e DDS, obs. pess.), enquanto que no litoral norte de Santa Catarina e litoral do Paraná ele é vagante, ou mesmo de ocorrência acidental (dados inéditos dos autores).

Resultados de estudo com genética revelaram que há estruturação populacional na espécie, havendo uma linhagem a norte e outra no sul, essa contendo as duas populações austrais (capítulo 6). Esses autores sugeriram que a ruptura das linhagens pode ter ocorrido

entre 125 e 75 mil anos atrás, em função da subida do nível do mar, que teria extinguido populações então existentes entre as que hoje se conhece. Isso reforça a evidência de descontinuidade na distribuição geográfica da espécie, embora se destaque que o hiato entre as linhagens possa ser menor, em particular com a linhagem austral podendo ocorrer mais a norte.

Agradecimentos

Esse estudo foi parcialmente apoiado pela Fundação Grupo Boticário de Proteção à Natureza (FGBPN) (0908_20112) e Fundo Brasileiro para a Biodiversidade (FUNBIO). Também utilizamos dados obtidos de outros dois projetos apoiados pela FGBPN (BL0001_20111 e 0004_2012). Todos esses projetos foram desenvolvidos via Mater Natura - Instituto de Estudos Ambientais, com especial apoio de Helena Zarantonieli na gestão financeira. MRB é apoiado por uma bolsa de doutoramento da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - CAPES e RB-L por uma bolsa de doutoramento do CNPq/MCT (141823/2011-9). Felipe Shibuya ajudou em muitos trabalhos de campo. Sérgio A. A. Morato auxiliou com idéias sobre a proposta de ZLB. Carlos O. A. Gussoni nos apresentou o programa GEPATH.

Referências

- Bencke, G. A., Dias, R. A., Bugoni, L., Agne, C. E., Fontana, C. S., Maurício, G. N. e Machado, D. B. (2010) Revisão e atualização da lista das aves do Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia* 100(4): 519-556.
- Bencke, G. A., Maurício, G. N., Develey, P. F. e Goerck J. M., orgs. (2006) *Áreas importantes para a conservação das aves no Brasil: parte 1 – estados do domínio da Mata Atlântica*. São Paulo, Brasil: SAVE Brasil.

- BirdLife International (2000) *Threatened birds of the world*. Barcelona e Cambridge, UK: Lynx Edicions e BirdLife International.
- BirdLife International (2013) Species factsheet: *Stymphalornis acutirostris*. <http://www.birdlife.org>. Acesso em 30/01/2013.
- Bornschein, M. R., Reinert, B. L. e Teixeira, D. M. (1995) *Um novo Formicariidae do sul do Brasil (Aves, Passeriformes)*. Rio de Janeiro, Brasil: Instituto Iguazu de Pesquisa e Preservação Ambiental.
- Brooks, T., Tobias, J. e Balmford, A. (1999) Deforestation and bird extinctions in the Atlantic Forest. *Animal Conservation* 2: 211-222.
- Brown, L. e Amadon, D. (1989) *Eagles, hawks & falcons of the world*. Secaucus, EUA: The Wellfleet Press.
- Clout, M. N. e Williams, P. A., eds. (2009) *Invasive species management*. Oxford, UK: Oxford University Press.
- Galante, M. L. V., Beserra, M. M. L. e Menezes, E. O. (2002) *Roteiro metodológico de planejamento: Parque Nacional, Reserva Biológica e Estação Ecológica*. Brasília, Brasil: Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis - IBAMA.
- Gaston, K. J. e Fuller, R. A. (2009) The sizes of species geographic ranges. *Journal of Applied Ecology* 46: 1-9.
- IBGE (1992) *Manual técnico da vegetação brasileira*. Rio de Janeiro, Brasil: Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.
- IUCN (2012) *IUCN Red List categories and criteria: Version 3.1*. Second edition. Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUNC.
- Jiménez-Alfaro, B., Draper, D. and Nogués-Bravo, D. (2012) Modeling the potential area of occupancy at fine resolution may reduce uncertainty in species range estimates. *Biological Conservation* 147: 190-196.

- Moody, M. E. e Mack, R. N. (1988) Controlling the spread of plant invasions: The importance of nascent foci. *Journal of Applied Ecology* 25: 1009-1021.
- Pearson, R. G. (2007) Species' distribution modeling for conservation educators and practitioners. Synthesis. American Museum of Natural History. <http://ncep.amnh.org>.
- Reinert, B. L., Belmonte-Lopes, R., Bornschein, M. R., Sobotka, D. D., Corrêa, L., Pie, M. R. e Pizo, M. A. (2012) Nest and eggs of the Marsh Antwren (*Stymphalornis acutirostris*): The only marsh-dwelling thamnophilid. *The Wilson Journal of Ornithology* 124(2): 286–291.
- Reinert, B. L. e Bornschein, M. R. (2008) *Stymphalornis acutirostris*. Pp. 618-619 em A. B. M. Machado, G. M. Drummond e A. P. Paglia, eds. *Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção*. Brasília, Brasil: Ministério do Meio Ambiente.
- Reinert, B. L., Bornschein, M. R. e 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, B. L., Bornschein, M. R. e Sobotka, D. D. (2009) Bicudinho-do-brejo (*Stymphalornis acutirostris*). Pp. 100-109 em G. P. Vidolin, M. G. P. Tossulino, e M. M. Britto, orgs. *Planos de conservação para espécies de aves ameaçadas no Paraná*. Curitiba, Brasil: Instituto Ambiental do Paraná.
- Simberloff, D. (2007) Given the stakes, our modus operandi in dealing with invasive species should be “guilty until proven innocent”. *Conservation Magazine* 8: 1819.
- Veloso, H. P., Rangel-Filho, A. L. R. e Lima, J. C. A. (1991) *Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal*. Rio de Janeiro, Brasil: Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.

- Vitousek, P. M., D'Antonio, C. M., Loope, L. L., Rejmánek, M. e Westbrooks, R. (1997) Introduced species: A significant component of human-caused global change. *New Zealand Journal of Ecology* 21(1): 1-16.
- Zimmer, J. K. e Isler, M. L. (2003) Family Thamnophilidae (typical antbirds). Pp. 448-681 em J. del Hoyo, A. Elliott e D. A. Christie., eds. *Handbook of the birds of the world. Volume 8. Broadbills to tapaculos*. Barcelona, Itália: Lynx Edicions.

MARCOS R. BORNSCHEIN

Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal do Paraná,
Centro Politécnico, Jardim das Américas, CEP 81531-990, Curitiba, Paraná, Brasil.

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

BIANCA L. REINERT

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

DAIANE D. SOBOTKA

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

RICARDO BELMONTE-LOPES

Programa de Pós-Graduação em Zoologia, Departamento de Zoologia, Universidade Federal do Paraná, Centro Politécnico, Jardim das Américas, Caixa Postal 19073, CEP 81531-990, Curitiba, Paraná, Brasil.

LEANDRO CORRÊA

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

FERNANDA F. CORDEIRO DE LIMA

Laboratório de Ecologia Vegetal, Departamento de Botânica, Universidade Federal do Paraná, Centro Politécnico, Jardim das Américas, Caixa Postal 19073, CEP 81531-990, Curitiba, Paraná, Brasil.

MARCIO R. PIE

Laboratório de Dinâmica Evolutiva e Sistemas Complexos, Departamento de Zoologia, Universidade Federal do Paraná, Centro Politécnico, Jardim das Américas, CEP 81531-990, Curitiba, Paraná, Brasil.

* Autor para correspondência, e-mail: bornschein.marcao@gmail.com

Tabela 1. Densidade de indivíduos de bicudinho-do-brejo (*Stymphalornis acutirostris*) por área (ind/ha) em diferentes ambientes no município de Guaratuba, Estado do Paraná, sul do Brasil.

Ambiente ¹	Local de estudo			Densidade (ind/ha) ²
	Área (ha)	Indivíduos pareados	Vagantes ²	
Brejo de capim-serra	9,6 ²	6 ¹	0,84 ³	0,71
Brejo de maré (posição elevada na planície de maré)	1,5 ²	12 ¹	1,68 ³	9,12
Brejo de maré (posição intermediária na planície de maré - Ilha do Jundiaquara)	11,44 ⁴	28 ⁴	4	2,80
Brejo de maré (posição intermediária na planície de maré - "Continente")	8,33 ⁴	20 ⁴	3,5 ⁵	2,82
Brejo de maré (posição baixa na planície de maré)/manguezal com herbáceas	16,29 ⁴	20 ⁴	3	1,41
Caxetal com herbáceas/brejo de maré	6,69 ⁴	10 ⁴	1	1,64

¹ Conforme Reinert *et al.* (2007).

² Esse estudo.

³ Quantidade de vagantes não determinada em campo para o respectivo ambiente. Atribuímos o equivalente ao valor de 0,28 indivíduo por território, calculado pela média das médias de vagantes por número de territórios nos ambientes amostrados (= 4 vagantes para 14 territórios, 3,5 vagantes para 10 territórios, 3 vagantes para 10 territórios e 1 vagante para 5 territórios).

⁴ Reinert *et al.* (capítulo 2).

⁵ Média de vagantes de junho de 2010 a maio de 2011 e de junho de 2011 e maio de 2012.

Tabela 2. Nova estimativa de área de ocupação (hectares) e tamanho populacional do bicudinho-do-brejo (*Stymphalornis acutirostris*). Indicamos a respectiva densidade de indivíduos por hectare ("Dens."; veja Tabela 1) constatada ou aplicada para o respectivo ambiente.

Ambiente ¹	Paraná										Santa Catarina						RS ²	Total		
	Baía de Antonina		Rio Nhundiaquara		Rio Guaraguaçu		Balneário Flórida		Baía de Guaratuba		Itapoá		Baía de Babitonga		Rio Itapocu		Laguna		Lagoa do Forno	
	Área	Dens.	Área	Dens.	Área	Dens.	Área	Dens.	Área	Dens.	Área	Dens.	Área	Dens.	Área	Dens.	Área		Dens.	Área
Brejo de capim-serra	23,7	0,71			38,5	0,71			122,6	0,71	33,3	0,71	266,3	0,71						
Brejo de maré	367,0	2,81	207,4	1,41 ³	12,7	2,81			233,1	2,81	0,3	2,81	2,0	2,81	13,8	2,81				
									102,3	1,41										
									21,5	9,12										
Brejo intercordão							2,9	2,81			4,5	2,81								
Brejo de meandro	28,3	2,81	1,5	2,81					4,7	2,81			1,2	2,81	53,9	2,81				
Brejo secundário	55,0	2,81	13,6	2,81	16,3	2,81			9,4	2,81	82,7	2,81	78,5	2,81	16,9	2,81				
Manguezal herbáceas	com	317,4	0,71	93,5	0,71	55,5	0,71		600,9	0,71	8,0	0,71								
Manguezal herbáceas/brejo de maré	com												776,0	1,41			7,9	2,81 ³		
Guanandizal herbáceas	com	574,9	0,71	208,2	0,71				327,8	0,71			0,8	0,71						

Ambiente ¹	Paraná								Santa Catarina						RS ²		Total			
	Baía de Antonina		Rio Nhundiaquara		Rio Guaraguaçu		Balneário Flórida		Baía de Guaratuba		Itapoá		Baía de Babitonga		Rio Itapocu			Laguna	Lagoa do Forno	
	Área	Dens.	Área	Dens.	Área	Dens.	Área	Dens.	Área	Dens.	Área	Dens.	Área	Dens.	Área	Dens.		Área	Dens.	
Caxetal com herbáceas			7,6	0,71																
Caxetal com herbáceas/brejo de maré								598,7	1,64											
Arbóreas com herbáceas ⁴										66,9	0,71	19,0	0,71							
Arbóreas com herbáceas/herbáceas ⁴																		4,1	2,81 ³	
Área total	1.366,3		524,3		130,6		2,9	2.021,1		195,8		1.143,8		84,7		7,9		4,1		
Total de indivíduos		1.916		549		155		8,3		2.762		323		1.527		238		22		12

¹ Conforme Reinert *et al.* (2007).

² RS = Rio Grande do Sul.

³ Caso particular de densidade aplicada, em função do ambiente (veja Resultados).

³ Não contemplado em Reinert *et al.* (2007). "Arbóreas com herbáceas" = Formação Pioneira de Influência Fluvial com estrato superior arbóreo e inferior herbáceo; "herbáceas" = Formação Pioneira de Influência Fluvial em estágio herbáceo-arbustivo (*sensu* Veloso *et al.* 1991, IBGE 1992).

Tabela 3. Principais modificações em área (hectares) nas oito populações previamente conhecidas do bicudinho-do-brejo (*Stymphalornis acutirostris*) em comparação com o mapeamento anterior (com base em fotografias aéreas de 1978 e 1980¹) e atual (com base em imagens orbitais de 2002-2012; veja Tabela S1).

População	Novos lugares de ocupação ²	Adição de brejo secundário ³	Perda por sucessão da vegetação ⁴	Perda por correção de área mapeada indevidamente ⁵	Perda por antropismos ⁶	Perda por invasão de braquiárias ⁷
Baía de Antonina	61,5	16,15			* ⁸	42,44 ⁹
Rio Nhundiaquara					3,4	20,15
Rio Guaraguaçu		16,21				16,9
Balneário Flórida					3,57	
Baía de Guaratuba		1,81	484,35	129,94	42,2	71.25 ¹⁰
Itapoá	176,22	82,67			10	32,57
Baía de Babitonga	53,26	78,49			5,05	26,96
Rio Itapocu		16,93			31	15
Total	290,98	212,26	484,35	129,94	95,22	225,27

¹ Conforme Reinert *et al.* (2007). As populações do Paraná (Baía de Antonina, Rio Nhundiaquara, Rio Guaraguaçu, Balneário Flórida e Baía de Guaratuba) foram mapeadas a partir de fotografias aéreas de 1980, exceto a de Balneário Flórida, mapeada a partir de fotografias aéreas de 1995. As populações de Santa Catarina (Itapoá, Baía de Babitonga e Rio Itapocu) foram mapeadas a partir de fotografias aéreas de 1978.

² Novas áreas de ocupação confirmadas recentemente (veja resultados).

³ Novos brejos formados em áreas onde antes não existiam, em consequência de ações de origem antrópica (veja Reinert *et al.* 2007).

⁴ Refere-se a ambientes com estrato superior arbóreo e inferior herbáceo, contendo herbáceas típicas das áreas de uso pela espécie, e que, no processo natural de sucessão da vegetação, perderam esse componente herbáceo.

⁵ Reinert *et al.* (2007) mapearam como de ocorrência da espécie brejos de maré que depois constatamos passar uma boa parte do ano submersos por cheias (Lado do Parado), pelo que não são ocupados pelo bicudinho-do-brejo.

⁶ Perda especialmente para a formação de pastagem (podendo ou não incluir drenagem e corte de vegetação), mas também por aterro (para ocupação humana).

⁷ Contaminação biológica por braquiárias exóticas (*Urochloa mutica* e, principalmente, *U. arrecta*).

*⁸ É esperado que tenha ocorrido em trechos mais a montante de rios, mas a má qualidade das imagens orbitais desses locais impediu a análise de perda.

⁹ Cerca de 70% da área da população foi analisada quanto a esse impacto, com base em imagens orbitais de 2002.

¹⁰ 100% da área da população foi analisada quanto a esse impacto, com base em imagens orbitais de 2012.



Figura 1. Em verde claro, áreas que antes eram hábitat do bicudinho-do-brejo (*Stymphalornis acutirostris*) completamente invadidas pela exótica braquiária-d'água *Urochloa arrecta* (baía de Antonina, município de Antonina, Estado do Paraná, sul do Brasil). Imagem: julho de 2002; Google Earth.

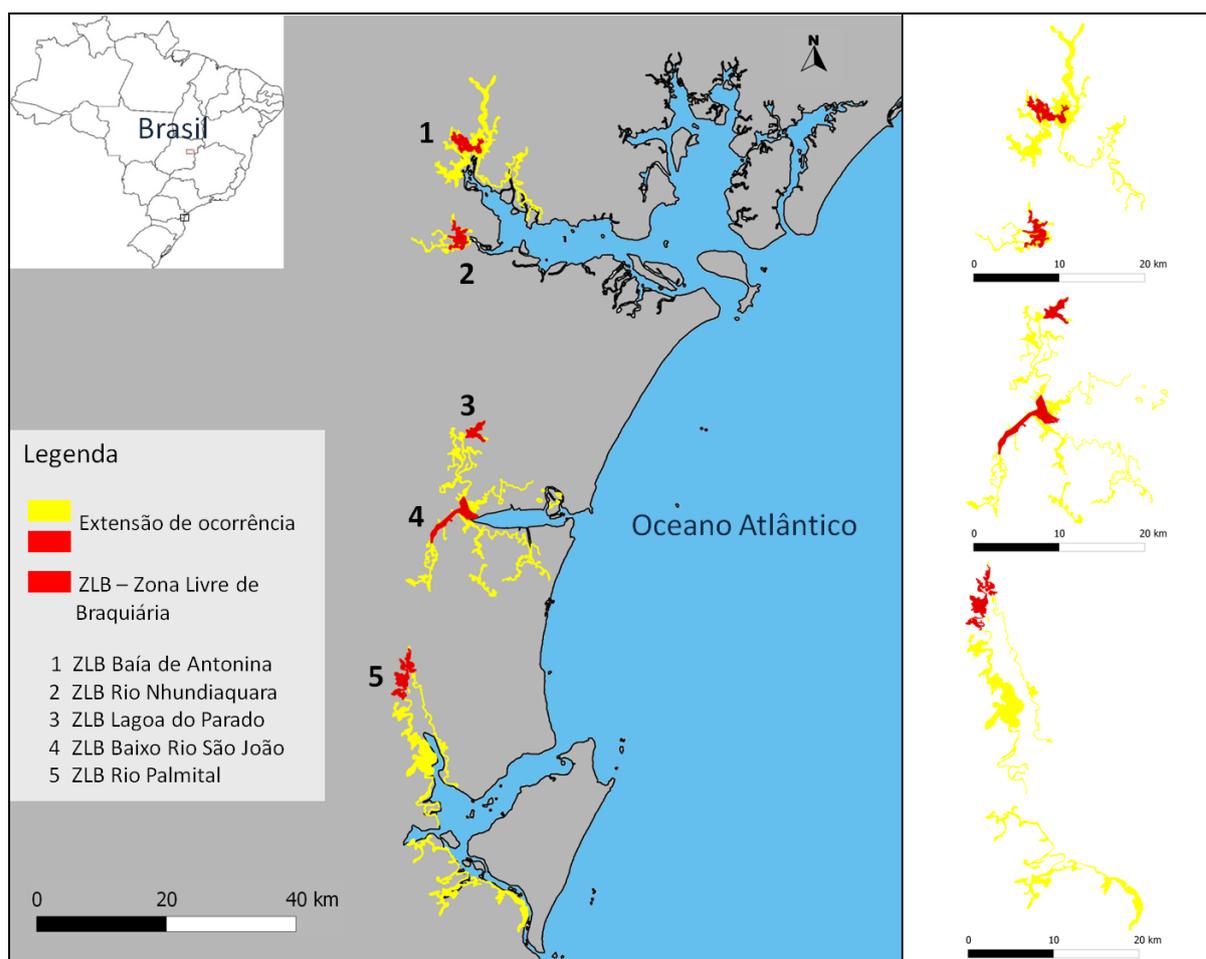


Figura 2. Extensão de ocorrência das quatro maiores populações do bicudinho-do-brejo (*Stymphalornis acutirostris*) (> 200 ha), atualizadas de Reinert *et al.* (2007), evidenciando em vermelho as regiões, dentro delas, que propomos como "Zonas Livres de Braquiárias" (ZLBs) para a conservação da espécie. Representam os maiores setores com ambientes contínuos menos invadidos pelas braquiárias-d'água (*Urochloa arrecta* e *U. mutica*) e que devem ser manejados prioritariamente, visando o controle das exóticas. No Estado do Paraná: 1- ZLB Baía de Antonina (469,6 ha); 2- ZLB Rio Nhundiaquara (396,3 ha); 3- ZLB Lagoa do Parado (205,9 ha); e 4- ZLB Baixo Rio São João (563,6 ha). No Estado de Santa Catarina: 5- ZLB Rio Palmital (591,2 ha). As ZLBs 1 e 2 incluem-se nas populações homônimas da espécie. A 2 e 3 incluem-se na população Baía de Guaratuba. A 5 inclui-se na população Baía de Babitonga.

Suplemento

Tabela S1. Anos de obtenção das fotografias aéreas ou imagens orbitais analisadas para a interpretação de ambientes de ocupação do bicudinho-do-brejo (*Stymphalornis acutirostris*). Se 1980, tratam-se de fotografias aéreas analisadas por Reinert *et al.* (2007). Demais anos, referem-se a imagens orbitais disponibilizadas no Google Earth (7.0.2.8415).

Ambiente ¹	Paraná					Santa Catarina				Rio Grande do Sul
	Baía de Antonina	Rio Nhundiaquara	Rio Guaraguaçu	Balneário Flórida	Baía de Guaratuba	Itapoá	Baía de Babitonga	Rio Itapocu	Laguna	Lagoa do Forno
Brejo de maré	1980 (50%) 2002	1980 (80%) 2002 (10%) 2005	1980 (20%) 2003		1980 (30%) 2012	2012	2009	2005		
Brejo de meandro	1980 (80%) 2002	2002 (50%) 2005			2012		2009	2005 (50%) 2009		
Brejo de capim-serra	1980		1980		1980	2012	2009 (95%) 2011			
Brejo intercordão				2009		2012				
Brejo secundário	1980 (30%) 2002	2002 (50%) 2005	2003 (20%) 2009		2012	2012	2009	2005		
Manguezal com herbáceas	1980	1980	1980		1980 (70%)	2012				

Ambiente ¹	Paraná					Santa Catarina				Rio Grande do Sul
	Baía de Antonina	Rio Nhundiaquara	Rio Guaraguaçu	Balneário Flórida	Baía de Guaratuba	Itapoá	Baía de Babitonga	Rio Itapocu	Laguna	Lagoa do Forno
					2012					
Manguezal com herbáceas/brejo de maré							2009 (60%)		2012	
Guanandizal com herbáceas	1980	1980 (95%)			1980		2011			
Caxetal com herbáceas			1980							
Caxetal com herbáceas/brejo de maré					2012					
Arbóreas com herbáceas ²						2012	2009			
Arbóreas com herbáceas/herbáceas ²										2012

¹ Conforme Reinert *et al.* (2007).

² Não contemplado em Reinert *et al.* (2007). "Arbóreas com herbáceas" = Formação Pioneira de Influência Fluvial com estrato superior arbóreo e inferior herbáceo; "herbáceas" = Formação Pioneira de Influência Fluvial em estágio herbáceo-arbustivo (*sensu* Veloso *et al.* 1991, IBGE 1992).

Tabela S2. Número mínimo de indivíduos vagantes de bicudinho-do-brejo (*Stymphalornis acutirostris*) detectado em locais no município de Guaratuba, Estado do Paraná, sul do Brasil.

Local	Período	Vagantes
Ilha do Jundiaquara (11,44 ha; 25°52'25"S, 48°45'31"O), rio São João	Julho de 2010-junho de 2011	4
Confluência do rio Claro no rio São João ("Continente"; 8,33 ha; 25°52'23"S, 48°45'39"O)	Junho 2010-maio 2011	4
	Junho 2011-maio 2012	3
Ilha da Folharada (16,29 ha; 25°51'58"S, 48°43'22"O)	Julho de 2010-junho de 2011	3
Lagoa do Parado (6,69 ha; 25°44'37"S, 48°42'51"O)	Fevereiro de 2012-janeiro de 2013	1

CAPÍTULO 4 - Demografia fonte-ralo em bicudinho-do-brejo *Stymphalornis acutirostris*
(Thamnophilidae)

Running page heading: Dinâmica fonte-ralo em *Stymphalornis acutirostris*

MARCOS R. BORNSCHEIN^{1, 2, 3, 6}, BIANCA L. REINERT^{3, 4}, DAIANE D. SOBOTKA³, LEANDRO CORRÊA³, RICARDO BELMONTE-LOPES^{2, 3, 5}, E MARCIO R. PIE^{1, 2, 3}

Revista pretendida: Ibis (Qualis A2).

¹ Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal do Paraná, Centro Politécnico, Jardim das Américas, CEP 81531-990, Curitiba, Paraná, Brasil.

² Laboratório de Dinâmica Evolutiva e Sistemas Complexos, Departamento de Zoologia, Universidade Federal do Paraná, Centro Politécnico, Jardim das Américas, CEP 81531-990, Curitiba, Paraná, Brasil.

³ Mater Natura – Instituto de Estudos Ambientais, Rua Lamenha Lins 1080, CEP 80250-020, Curitiba, Paraná, Brasil.

⁴ Laboratório de Biodiversidade, Conservação e Ecologia de Animais Silvestres, Departamento de Zoologia, Universidade Federal do Paraná, Centro Politécnico, Jardim das Américas, CEP 81531-990, Curitiba, Paraná, Brasil.

⁵ Programa de Pós-Graduação em Zoologia, Departamento de Zoologia, Universidade Federal do Paraná, Centro Politécnico, Jardim das Américas, Caixa Postal 19073, CEP 81531-990, Curitiba, Paraná, Brasil.

⁶ Autor correspondente. E-mail: bornschein.marcao@gmail.com

ABSTRACT

The source-sink dynamic consists in patches where the number of individuals produced is bigger than deaths (source) and patches where the reverse is true (sink). In the present study, we evaluated the productivity and mortality of the Marsh Antwren (*Stymphalornis acutirostris*), an endangered species that lives in less than 6,000 ha of wetlands located in part of the southern coast of Brazil, most of them under tide influence. We studied four areas, one of them from January 2006 to February 2013. We found there a surplus of individuals in three areas and in one of them there is a deficit, with more deaths than births. In this sink area individuals immigrate at least from one island with a surplus (source), situated only 25 meters away, in the other bank of a river stretch. Both places have the same vegetation and other similar characteristics. We assume that the causes of deficit are higher predation, possibly by rats and a Rallidae and, less likely, high mortality of young's by tides, but in this case only if the sink area are situated at lower altitude with respect of the source area evaluated.

Key words: productivity, mortality, emigration of young, tidal flat, drowning, predation.

RESUMO

A dinâmica fonte-ralo em uma espécie consiste na existência de uma área onde se produza mais indivíduos do que morram, enquanto que em outra área se verifique o contrário. No presente estudo, avaliamos a produtividade e mortalidade do bicudinho-do-brejo (*Stymphalornis acutirostris*), uma espécie ameaçada de extinção que vive em menos de 6,000 ha de brejos localizados em parte do litoral sul do Brasil, a grande maioria deles sob influência das marés. Estudamos quatro áreas, uma das quais de janeiro de 2006 a fevereiro de 2013. Verificamos haver superávit de indivíduos em três áreas e que em uma delas há um déficit, havendo mais mortes do que nascimentos. Nessa área ralo imigram indivíduos pelo menos de uma ilha com superávit (fonte), situada a somente 25 m de distância, além de um

braço de rio. Ambos os lugares apresentam a mesma vegetação e outras características são semelhantes. Supomos que as causas do déficit populacional sejam maior predação, possivelmente por ratos e um Rallidae e, menos provavelmente, elevada mortalidade de jovens pelas marés, mas, nesse caso, somente se a área ralo situar-se em menor altitude do que a área fonte investigada.

Palavras-chave: produtividade, mortalidade, emigração de jovens, planície de maré, afogamento, predação.

INTRODUÇÃO

Área ralo é uma área de habitat em que as taxas de reprodução são inferiores ao nível necessário para contrabalancear as taxas de mortalidade, enquanto que em uma área fonte as taxas de reprodução excedem às de mortalidade (Pulliam 1988). Maiores taxas de predação e parasitismo de ninhos são comumente causas para a existência de áreas com demografia fonte-ralo, especialmente em paisagem fragmentada (Donovan *et al.* 1995, Robinson *et al.* 1995, Porneluzi e Faaborg 1999), embora também se relate tal demografia em áreas fragmentadas independente da correlação com essas causas (Brawn e Robinson 1996). Ambientes não antropizados podem apresentar demografia fonte-ralo por variações na oferta de alimento (Blondel *et al.* 1992), por exemplo. A área de abrangência dessa dinâmica pode ser grande, com indivíduos suprindo populações ralo se originado de várias dezenas de quilômetros de distância (Tittler *et al.* 2006).

Nesse estudo, investigamos a produtividade e mortalidade do bicudinho-do-brejo (*Stymphalornis acutirostris*) em quatro lugares, um dos quais de 2006 a fevereiro de 2013. Essa espécie é ameaçada de extinção (“em perigo”; BirdLife International [2013]) e endêmica de somente 5,481 ha de brejos distribuídos em parte do litoral sul do Brasil, onde ocorrem estimados 7,511 indivíduos (Reinert *et al.* 2007; capítulo 3). A espécie é monogâmica e forma casais permanentes ao longo do ano que dividem as funções durante os diferentes estágios do

ciclo reprodutivo (Reinert 2008). Foi descrita apenas em 1995 (Bornschein *et al.* 1995) e é a única espécie da família a habitar exclusivamente brejos (Zimmer e Isler 2003:492). Demonstramos que ocorre uma demografia fonte-ralo em lugares com mesmas características sem haver interferências humanas ou fragmentação que a expliquem.

METODOLOGIA

Realizamos os trabalhos de campo em quatro lugares: 1) ilha do Jundiáquara (11,44 ha; 25°52'25"S, 48°45'31"O), rio São João; 2) confluência do rio Claro no rio São João (8,33 ha; 25°52'23"S, 48°45'39"O) (doravante denominada de "Continente"); 3) ilha da Folharada (16,29 ha; 25°51'58"S, 48°43'22"O); e 4) Lagoa do Parado (6,69 ha; 25°44'37"S, 48°42'51"O). Todos se situam no município de Guaratuba, litoral sul do Estado do Paraná, sendo que os três primeiros na baía de Guaratuba, sob influência diária do regime das marés, e o último em localização interiorana, com influência indireta e esporádica do regime das marés (Reinert *et al.* 2007). A vegetação dos locais estudados sob influência das marés é predominantemente herbácea, denominada "brejo de maré" (*sensu* Reinert *et al.* 2007). Dominam *Crinum americanum*, *Schoenoplectus californicus* e *Acrostichum danaefolium* (localmente *Fuirena robusta*, *Cladium jamaicense* e *Typha domingensis*). Nos três primeiros locais ocorre, em pequena quantidade, uma formação arbórea com estrato inferior herbáceo, sendo que nos dois primeiros essa formação trata-se de "guanandizal com herbáceas" (domina a arbórea *Calophyllum brasiliense*), enquanto que na ilha da Folharada trata-se de "manguezal com herbáceas" (domina a arbórea *Laguncularia racemosa*) (*sensu* Reinert *et al.* 2007). Na área estudada da Lagoa do Parado predomina uma formação arbórea com estrato inferior herbáceo denominada "caxetal com herbáceas" (domina a arbórea *Tabebuia cassinoides*) (*sensu* Reinert *et al.* 2007), havendo também brejo de maré.

Coletamos os dados de mortalidade e produtividade de janeiro de 2006 a fevereiro de 2013. Não iniciamos as amostragens na mesma época em todos os lugares: na ilha do Jundiaquara, iniciamos em janeiro de 2006, no Continente, em janeiro de 2007, na ilha da Folharada, em janeiro de 2009 (indivíduos foram anilhados previamente - veja abaixo) e na Lagoa do Parado, em janeiro de 2012. No Continente, interrompemos a coleta de dados de produtividade nas estações reprodutivas de 2008/2009 e 2011/2012. De janeiro de 2006 a maio de 2008, os trabalhos de campo foram diários durante a primavera e verão (setembro a fevereiro) e em campanhas de 6 a 8 dias de duração por mês, nos demais meses. A partir do início de 2010, os trabalhos foram reduzidos a campanhas mensais de 2 a 4 dias, cada.

Capturamos todos os indivíduos da espécie nos locais trabalhados por meio de redes ornitológicas e os marcamos com anilhas plásticas coloridas e metálicas, essas cedidas pelo Centro Nacional de Pesquisa para Conservação das Aves Silvestres (CEMAVE), visando permitir o reconhecimento dos indivíduos em campo. Para facilitar a nossa localização nas áreas de estudo, as demarcamos com estacas distanciadas entre si por 25 m, colocadas em linhas paralelas umas às outras, que receberam numeração sequencial (ex. A1, A2, A3..., B1, B2, etc.).

Inferimos a "mortalidade" basicamente pelo sumiço de indivíduos, pois confirmamos a morte de menos de 10 indivíduos, apenas. Ocorreu de indivíduos "sumidos" reaparecerem quase um ano após o último contado. Assim, a mortalidade foi atribuída a todo indivíduo pareado sem contato até fevereiro de 2013, considerando-se como região de busca as áreas trabalhadas e outras onde procuramos especificamente por indivíduos "sumidos". Doravante, tratamos sumiço de indivíduos e mortalidade como sinônimos.

Conferimos a produtividade acompanhando os casais da espécie nos locais estudados. Filhotes são cuidados pelos pais até atingirem cerca de dois meses de vida, se produzidos no final da estação reprodutiva, ou por volta de um mês e meio de vida, se produzidos no início

da estação reprodutiva. Cada membro do casal cuida de apenas um filhote, tal qual em outras espécies da família (ex. Skutch 1969, Willis 1967, 1972, 1979, 1982, Oniki 1975), por isso sempre seguimos cada membro do casal. Consideramos como produzido um filhote que vimos pelo menos até atingir um mês e uma semana de vida, pois a partir dessa idade eles já se alimentam sozinhos e torna-se mais difícil detectá-los. Identificamos os sexos dos filhotes produzidos quando os observamos com pelos menos seis meses de idade, quando os machos já estão adquirindo a inconfundível coloração cinza no ventre (Reinert 2008).

RESULTADOS

A produtividade na ilha do Jundiaquara variou de nenhum a 15 filhotes por estação reprodutiva, tendo sido produzidos 56 filhotes em sete anos (média de 8,0 filhotes/ano, DP +/- 5,23; Figura 1). A produtividade na ilha da Folharada variou de quatro a 13 filhotes por estação reprodutiva, tendo sido produzidos 35 filhotes em quatro anos (média de 8,8 filhotes/ano, DP +/- 3,69; Figura 2). A produtividade no Continente variou de nenhum a quatro filhotes por estação reprodutiva, tendo sido produzidos seis filhotes em quatro anos (média de 1,5 filhote/ano, DP +/- 1,91; Figura 3). A produtividade na Lagoa do Parado foi de quatro filhotes. Foi produzida quantidade equilibrada de filhotes machos ($n = 12$) e fêmeas ($n = 8$) ($\chi^2 = 0,8$; $gl = 1$; $P = 0,37$). A maioria dos filhotes produzidos é gerada no início da estação reprodutiva, que se prolonga de agosto a fevereiro, e sai dos ninhos em outubro e novembro (Figura 4).

Desapareceram ao todo 67 indivíduos nas áreas de estudo, em quantidade equilibrada de machos ($n = 35$) e fêmeas ($n = 32$) ($\chi^2 = 0,13$; $gl = 1$; $P = 0,71$). A mortalidade na ilha do Jundiaquara variou de um a 10 adultos por ano, tendo desaparecido 28 adultos em sete anos (média de 4,0 adultos/ano, DP +/- 3,65; Figura 1). A mortalidade na ilha da Folharada variou de três a seis adultos por ano, tendo desaparecidos 18 adultos em quatro anos (média de 4,5

adultos/ano, DP +/- 1,73; Figura 2). A mortalidade no Continente variou de nenhum a quatro adultos por ano, tendo desaparecidos 10 adultos nos quatro anos de acompanhamento da produtividade de filhotes (média de 2,5 adultos/ano, DP +/- 1,50; Figura 3). A mortalidade na Lagoa do Parado foi de três adultos.

Subtraindo-se os valores de produtividade média da mortalidade média, na ilha do Jundiaquara, ilha da Folharada e Lagoa do Parado, há um excedente populacional médio de 4,0, 4,25 e 1,0 indivíduos/ano, respectivamente. No Continente, pelo contrário, há um déficit populacional médio de menos 1,5 indivíduo/ano. Considerando esses valores pela área de estudo, tem-se o excedente populacional médio de 0,35, 0,26 e 0,15 indivíduos/ha/ano na ilha do Jundiaquara, ilha da Folharada e Lagoa do Parado, respectivamente, e o déficit populacional de menos 0,18 indivíduo/ha/ano no Continente. Considerando-se os primeiros valores pelo número médio de casais ao longo do tempo de estudo, nos respectivos lugares, tem-se o excedente populacional médio de 0,31, 0,37 e 0,17 indivíduo/casal/ano na ilha do Jundiaquara, ilha da Folharada e Lagoa do Parado, respectivamente, enquanto que no Continente tem-se o déficit médio de menos 0,17 indivíduo/casal/ano.

DISCUSSÃO

É notável haver a demografia fonte-ralo na região de estudo, onde não há parasitismo de ninhos (ver adiante), alterações ambientais e nem fragmentação artificial de ambientes e as fitofisionomias entre Continente (ralo) e ilha do Jundiaquara (fonte), lado a lado, são exatamente as mesmas (dados inéditos dos autores). Ao menos uma parte dos indivíduos emigrados no Continente são jovens produzidos na ilha do Jundiaquara, separados por um braço de rio com 25 m de largura (Figura S1). Parasitismo de ninhos registramos pela primeira vez somente em 2012, em pequena quantidade e em ambos os lugares (MRB *et al.*

em prep.). Já as fitofisionomias idênticas sugerem não haver diferenças no suprimento de recurso alimentar entre os dois lugares.

Especulamos duas possíveis causas para o fato de o Continente ser ralo: maior predação e/ou maior mortalidade de jovens. Nunca registramos um caso de predação em *S. acutirostris*, mas acreditamos que ratos, saracuras e *Pitangus sulphuratus* sejam predadores em potencial. Dentre as cobras, vimos comumente *Liophis miliaris* nas áreas de estudo, mas essa espécie não deve preda aves (S.A.A. Morato com. pess.). *Pitangus sulphuratus* e *Pardirallus nigricans* são comuns em todas as áreas, exceto essa última na Lagoa do Parado, onde é rara. *Rallus longirostris* é mais abundante no Continente do que na ilha do Jundiaquara, sendo ausente nos demais lugares. Registramos o exótico *Rattus rattus* na ilha do Jundiaquara e Folharada, mas essa espécie deve ocorrer em todos os lugares. Vemos outras espécies de ratos com frequência em todas as áreas. Talvez os ratos sejam mais comuns no Continente pela mais irrestrita conectividade da área e maior proximidade com áreas de cultivo de arroz. Eles, juntamente com *R. longirostris*, talvez elevem a predação no Continente. Paralelamente, talvez a comunidade de ratos da ilha do Jundiaquara seja pequena por se encontrar em uma condição de fragmento.

Outra possível causa para o Continente ser ralo, menos provável do que a anterior, seria uma eventual mortalidade maior de jovens de *S. acutirostris* por afogamento pelas marés. Marés altas causam perdas na produtividade de aves de brejos (Erwin *et al.* 2006, Greenberg *et al.* 2006, Reinert 2006) e afogam filhotes de *S. acutirostris*, ao menos no primeiro dia fora dos ninhos (obs. pess. dos autores). A figura 5 revela como filhotes dessa espécie podem sobreviver mesmo se saem dos ninhos em ocasiões de marés altas, quando são muito vulneráveis ao afogamento (obs. pess. dos autores), mas isso poderia não se verificar da mesma forma se acaso o Continente se situa em uma altitude mais baixa com relação à planície de maré do que as ilhas do Jundiaquara e Folharada. Se assim o for, o Continente é

inundado com maior altura de coluna d'água nas marés altas e seria comparativamente menos propício à sobrevivência de filhotes de *S. acutirostris* em seu primeiro dia fora dos ninhos.

Finalizamos destacando que a estação reprodutiva de 2008/2009 não produziu nenhum filhote possivelmente em função das chuvas torrenciais do final de 2008 (outubro e novembro; veja capítulo 2). Todos os ninhos ativos se perderam e a reprodução foi retomada somente após a melhora do tempo, de meados ao final de dezembro, época já menos propícia à produção de filhotes.

AGRADECIMENTOS

Esse estudo foi parcialmente apoiado pela Fundação Grupo Boticário de Proteção à Natureza (FGBPN) (0682/20052; 0740/20071; 0908_20112). Também utilizamos dados obtidos de outros dois projetos apoiados pela FGBPN (BL0001_20111 e 0004_2012) e de um projeto apoiado pelo Fundo Brasileiro para a Biodiversidade (FUNBIO). Todos esses projetos foram desenvolvidos via Mater Natura - Instituto de Estudos Ambientais, com especial apoio de Helena Zarantonieli na gestão financeira. MRB é apoiado por uma bolsa de doutoramento da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - CAPES e RB-L por uma bolsa de doutoramento do CNPq/MCT (141823/2011-9). Ricardo A. S. Cerboncini identificou a espécie de rato citada.

REFERÊNCIAS

- BirdLife International** 2013. *Species factsheet: Stymphalornis acutirostris*. Available at: www.birdlife.org (accessed 30 January 2013).
- Blondel, J., Perret, P., Maistre, M. & Dias, P.C.** 1992. Do harlequin mediterranean environments function as source sink for Blue Tits (*Parus caeruleus* L.)? *Landscape Ecol.* **3**: 213-219.
- Brawn, J.D. & Robinson, S.K.** 1996. Source-sink population dynamics may complicate the interpretation of long-term data. *Ecology* **77**: 3-12.

- Donovan, T.M., Thompson, F.R., Faaborg, J. & Probst, J.R.** 1995. Reproductive success of migratory birds in habitat sources and sinks. *Conserv. Biol.* **9**: 1380-1395.
- 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, J.E., Droege, S. & McDonald, M.V. (eds) *Terrestrial vertebrates of tidal marshes: Evolution, ecology, and conservation. Studies in Avian Biology* 32: 214-228.
- Greenberg, R., Elphick, C., Nordby, J.C., Gjerdrum, C., Spautz, H., Shriver, G., Schmeling, B., Olsen, B., Marra, P., Nur, N. & Winter, M.** 2006. Flooding and predation: Trade-offs in the nesting ecology of tidal-marsh sparrows. In Greenberg, R., Maldonado, J.E., Droege, S. & McDonald, M.V. (eds). *Terrestrial vertebrates of tidal marshes: Evolution, ecology, and conservation. Studies in Avian Biology* 32: 97-109.
- Oniki, Y.** 1975. The behavior and ecology of Slaty Antshrikes (*Thamnophilus punctatus*) on Barro Colorado Island, Panamá Canal Zone. *An. Acad. Bras. Ciênc.* **47**: 477-515.
- Porneluzi, P.A. & Faaborg, J.** 1999. Season-long fecundity, survival and viability of ovenbirds in fragmented and unfragmented landscapes. *Conserv. Biol.* **13**: 1151-1161.
- Pulliam, H.R.** 1988. Sources, sinks and population regulation. *Am. Nat.* **132**: 652-661.
- Reinert, B.L.** 2008. Ecologia e comportamento do bicudinho-do-brejo (*Stymphalornis acutirostris* Bornschein, Reinert & Teixeira, 1995 – Aves, Thamnophilidae). Doctoral thesis, Universidade Estadual Paulista “Julio de Mesquita Filho”, Rio Claro.
- Reinert, B.L., Bornschein, M.R. & Firkowski, C.** 2007. Distribuição, tamanho populacional, hábitat e conservação do bicudinho-do-brejo *Stymphalornis acutirostris* Bornschein, Reinert e Teixeira, 1995 (Thamnophilidae). *Rev. Bras. Ornitol.* **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. In Greenberg, R., Maldonado, J.E.,

Droege, S. & McDonald, M.V. (eds). *Terrestrial vertebrates of tidal marshes: Evolution, ecology, and conservation. Studies in Avian Biology* 32: 77-95.

Robinson, S.K., Thompson III, F.R., Donovan, T.M. & Whitehead, J.F. 1995. Regional forest fragmentation and the nesting success of migratory birds. *Science* **5206**: 1987-1990.

Skutch, A.F. 1969. Life histories of Central American Birds III: Families Cotingidae, Pipridae, Formicariidae, Furnariidae, Dendrocolaptidae and Picidae. *Pac. Coast Avifauna* **35**: 1-572.

Tittler, R., Fahrig, L. & Villard, M.-A. 2006 Evidence of large-scale source-sink dynamics and long-distance among Wood thrush populations. *Ecology* **87**: 3029-3036.

Willis, E.O. 1967. The behavior of Bicolored Antbirds. *Univ. California Publ. Zool.* **79**: 1-132.

Willis, E.O. 1972. The behavior of Spotted Antbirds. *Ornithol. Monogr.* **10**: 1-162.

Willis, E.O. 1979. Comportamento e ecologia da mãe-de-taoca, *Phlegopsis nigromaculata* (D'Orbigny & Lafresnaye) (Aves, Formicariidae). *Rev. Bras. Biol.* **391**: 117-159.

Willis, E.O. 1982. The behavior of Black-headed Antbirds (*Percnostola rufifrons*) (Formicariidae). *Rev. Bras. Biol.* **42**: 233-247.

Zimmer, J.K. & Isler, M.L. 2003. Family Thamnophilidae (typical antbirds). In del Hoyo, J., Elliot, A. & Christie, D.A. (eds.) *Handbook of the birds of the World: Broadbills to tapaculos*, Vol. 8: 448-681. Barcelona: Lynx Edicions.

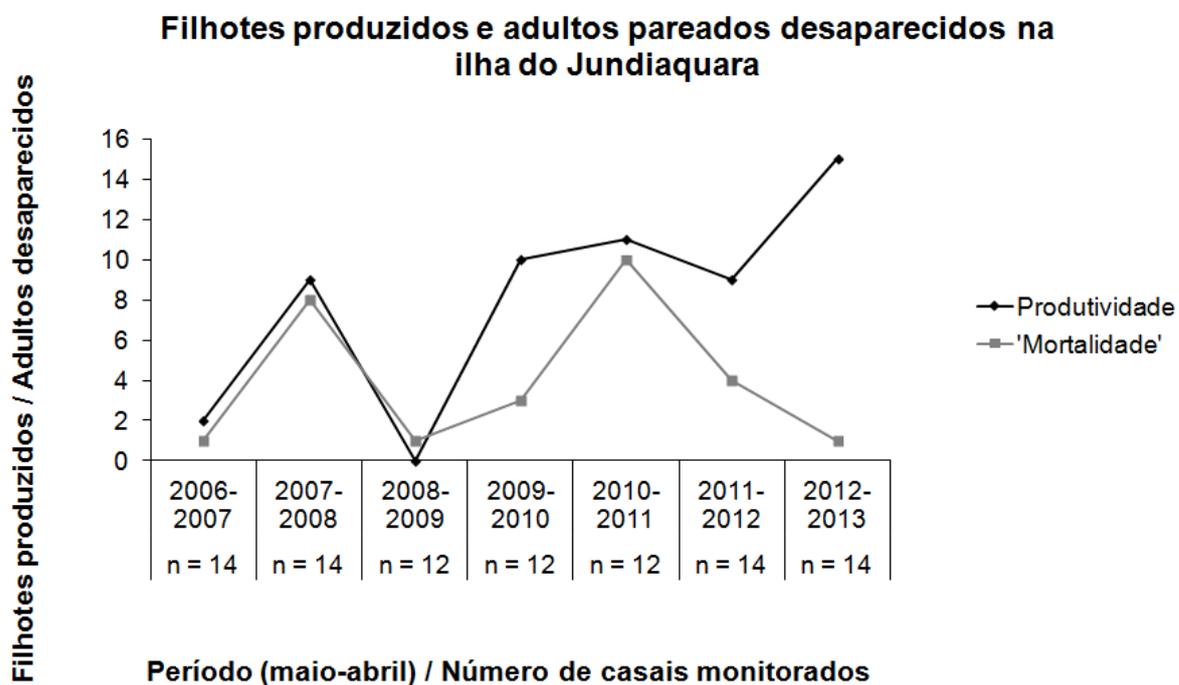


Figura 1. Filhotes produzidos (que atingiram a independência) em sete estações reprodutivas (2006-2013) e adultos pareados desaparecidos (= mortalidade) (janeiro de 2006 a dezembro de 2012) do bicudinho-do-brejo (*Stymphalornis acutirostris*) na ilha do Jundiaquara, município de Guaratuba, Paraná, sul do Brasil.

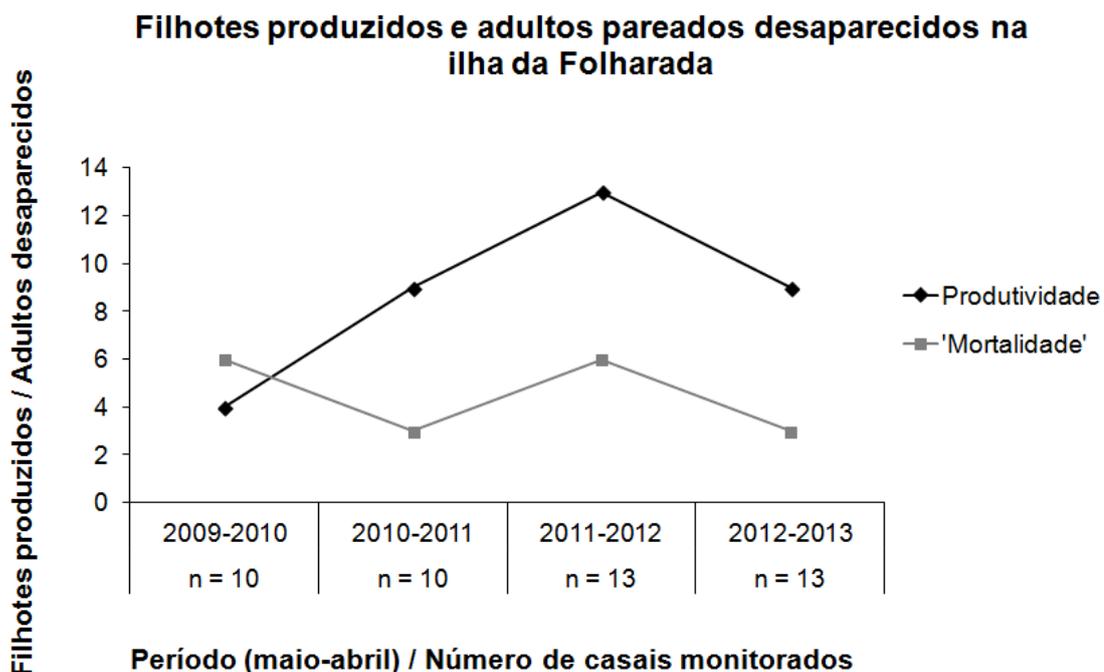


Figura 2. Filhotes produzidos (que atingiram a independência) em quatro estações reprodutivas (2009-2013) e adultos pareados desaparecidos (= mortalidade) (janeiro de 2009 a dezembro de 2012) do bicudinho-do-brejo (*Stymphalornis acutirostris*) na ilha da Folharada, município de Guaratuba, Paraná, sul do Brasil.

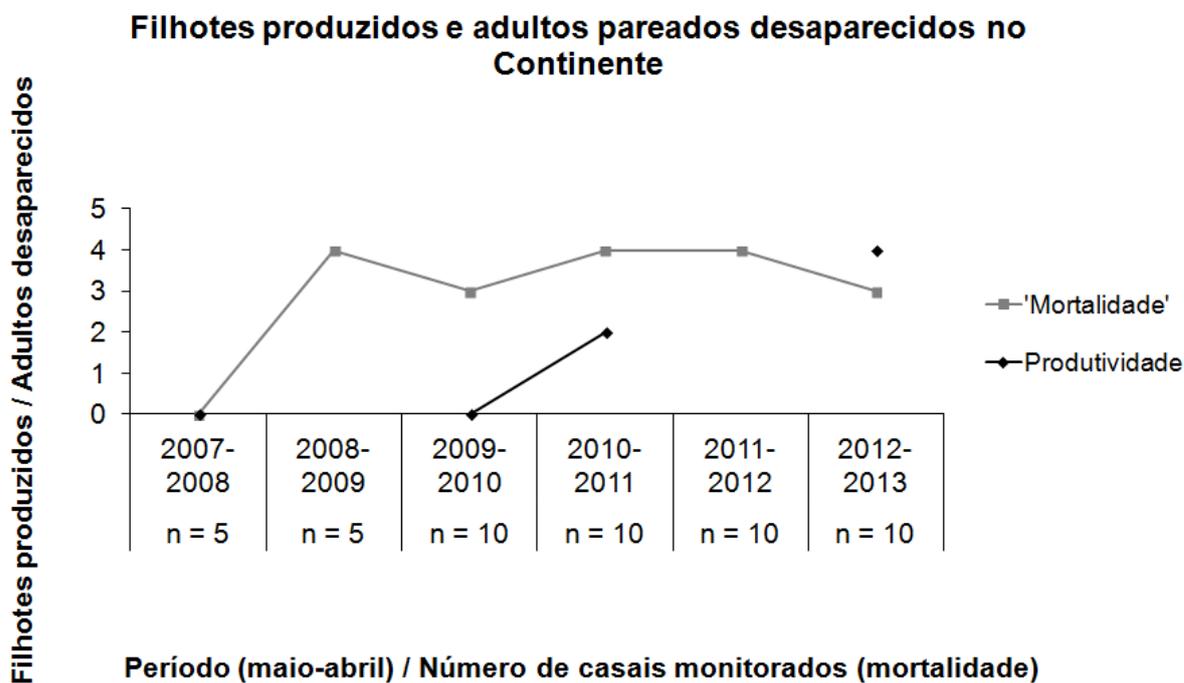


Figura 3. Filhotes produzidos (que atingiram a independência) em quatro estações reprodutivas (2007-2008, 2009-2010, 2010-2011 e 2012-2013) e adultos pareados desaparecidos (= mortalidade) (janeiro de 2007 a dezembro de 2012) do bicudinho-do-brejo (*Stymphalornis acutirostris*) na confluência do rio Claro no rio São João ("Continente"), município de Guaratuba, Paraná, sul do Brasil. O número de casais amostrados para a produtividade, quando avaliada, foi igual ao da mortalidade.

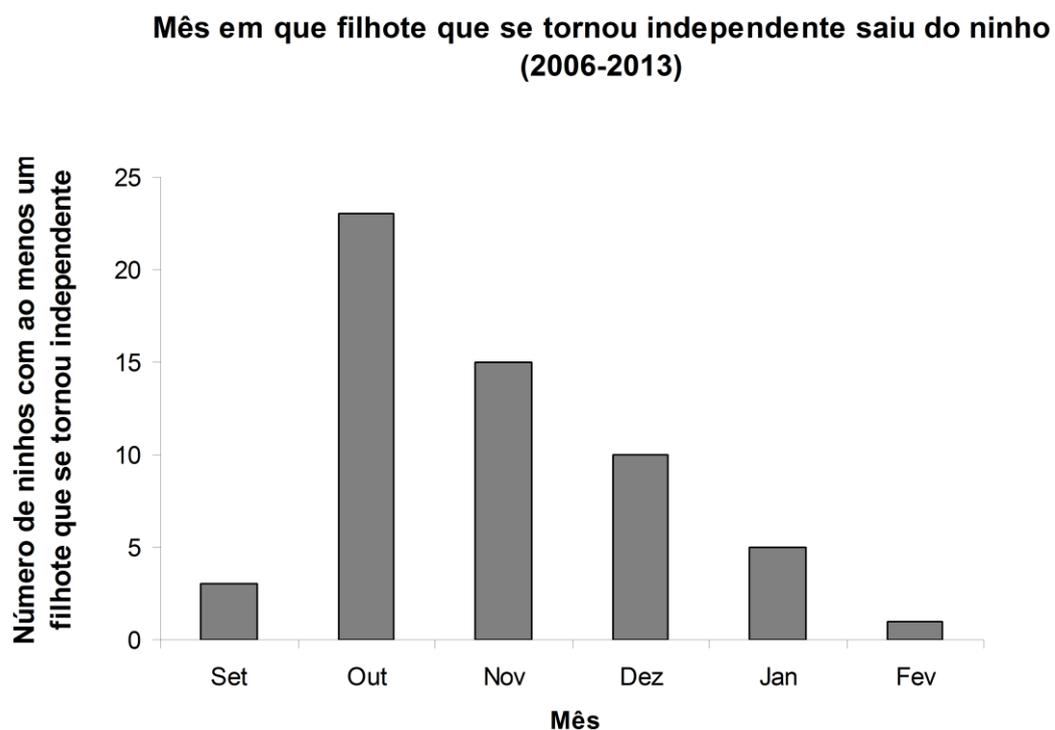
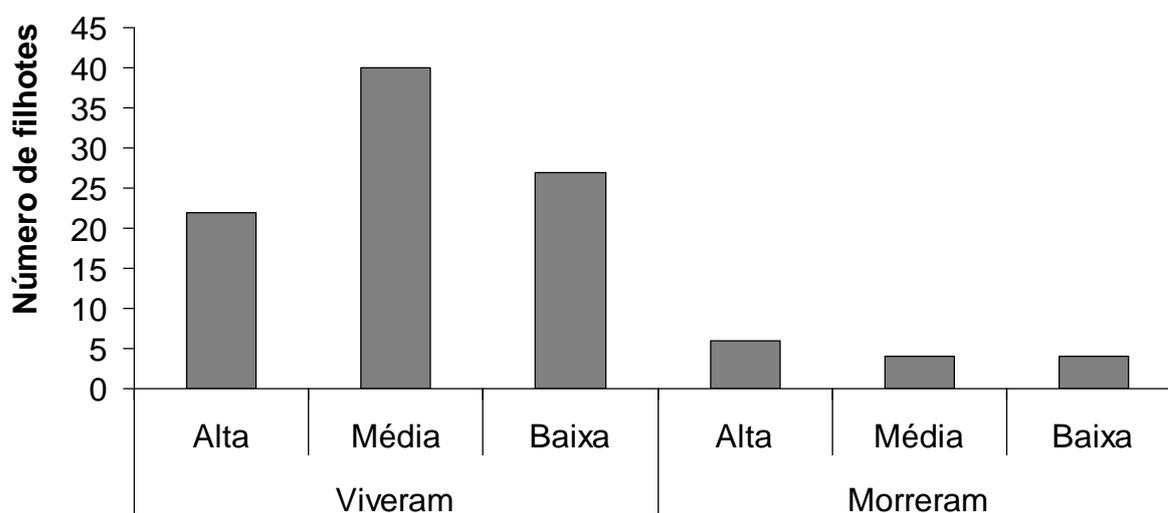


Figura 4. Mês em que filhotes do bicudinho-do-brejo (*Stymphalornis acutirostris*) que se tornaram independentes saíram dos ninhos nas áreas estudadas sob influência das marés na baía de Guaratuba (ilhas do Jundiaquara e Folharada e Continente), Paraná, sul do Brasil, entre janeiro de 2006 e fevereiro de 2013.

Filhotes que sobreviveram ou morreram no dia em que saíram dos ninhos (por afogamento ou causa desconhecida)



Filhotes por condição da maré no dia em que saíram dos ninhos

Figura 5. Condição da maré no dia em que filhotes do bicudinho-do-brejo (*Stymphalornis acutirostris*) saíram dos ninhos e viveram pelo menos até o segundo dia ou saíram e morreram no primeiro dia, por afogamento ou causa desconhecida, nas áreas estudadas sob influência das marés na baía de Guaratuba (ilhas do Jundiaquara e Folharada e Continente), Paraná, sul do Brasil, entre janeiro de 2006 e fevereiro de 2013. Maré alta = o dia da lua cheia ou nova e um dia antes e outro depois. Maré baixa = o dia da lua crescente ou minguante e um dia antes e outro depois. Maré média = os dias entre maré alta e baixa. O número de dias para cada condição é equilibrado.

SUPLEMENTO

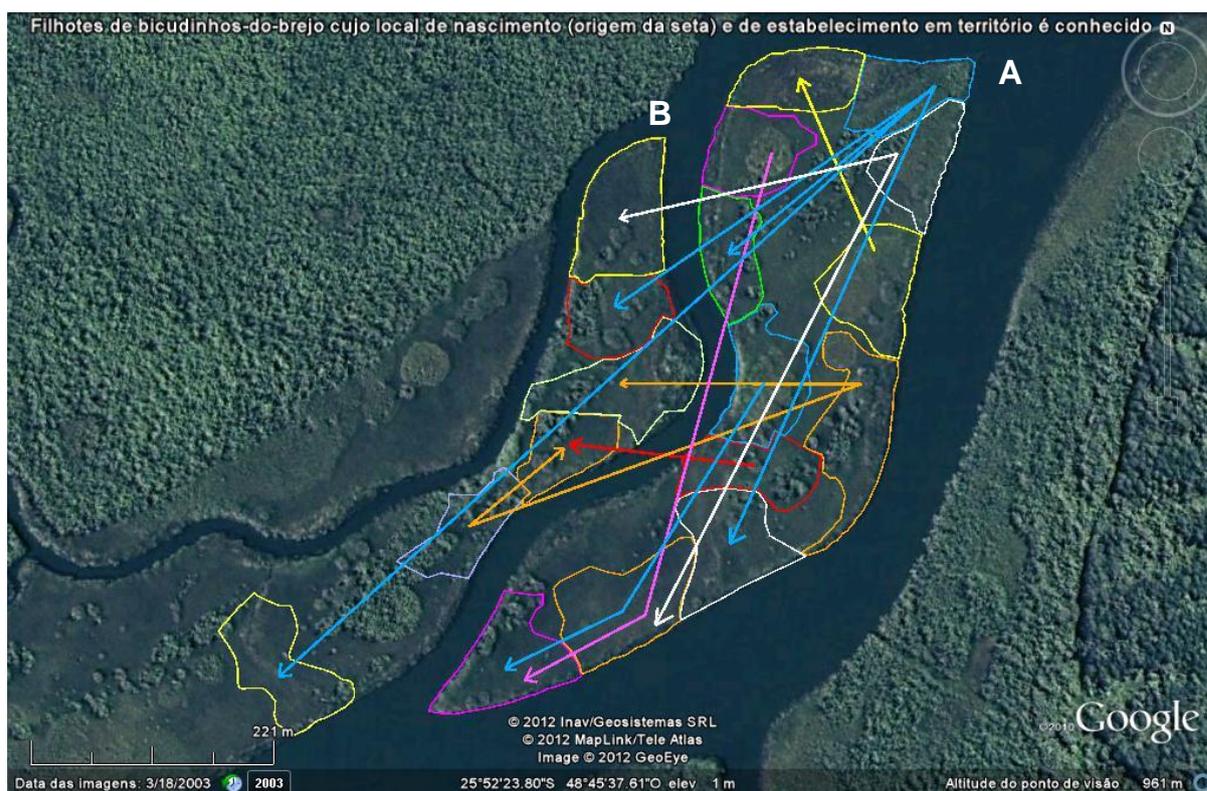


Figura S1. Territórios (polígonos em cores) onde se fixaram filhotes (quebras e finais das setas) do bicudinho-do-brejo (*Stymphalornis acutirostris*) anilhados nascidos na ilha do Jundiaquara (A) (origem das setas), município de Guaratuba, Paraná, sul do Brasil, entre outubro de 2006 e fevereiro de 2013. Cada seta representa um filhote. Em "B", tem-se o Continente, que é ralo de indivíduos da espécie, enquanto o local A é fonte.

CAPÍTULO 5 - Longevidade e idade média em uma população do bicudinho-do-brejo
(*Stymphalornis acutirostris*) (Thamnophilidae)

Marcos R. Bornschein^{1, 2, 3, 7}, Bianca L. Reinert^{3, 4}, Daiane D. Sobotka³, Ricardo Belmonte-Lopes^{2, 3, 5}, Marco Aurélio Pizo⁶ e Marcio R. Pie^{1, 2, 3}

Revista pretendida: The Condor (Qualis B1).

¹ Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal do Paraná, Centro Politécnico, Jardim das Américas, CEP 81531-990, Curitiba, Paraná, Brasil.

² Laboratório de Dinâmica Evolutiva e Sistemas Complexos, Departamento de Zoologia, Universidade Federal do Paraná, Centro Politécnico, Jardim das Américas, CEP 81531-990, Curitiba, Paraná, Brasil.

³ Mater Natura – Instituto de Estudos Ambientais, Rua Lamenha Lins 1080, CEP 80250-020, Curitiba, Paraná, Brasil.

⁴ Laboratório de Biodiversidade, Conservação e Ecologia de Animais Silvestres, Departamento de Zoologia, Universidade Federal do Paraná, Centro Politécnico, Jardim das Américas, CEP 81531-990, Curitiba, Paraná, Brasil.

⁵ Programa de Pós-Graduação em Zoologia, Departamento de Zoologia, Universidade Federal do Paraná, Centro Politécnico, Jardim das Américas, Caixa Postal 19073, CEP 81531-990, Curitiba, Paraná, Brasil.

⁶ UNESP – Universidade Estadual Paulista, Departamento de Zoologia, CEP 13506-900, Rio Claro, São Paulo, Brasil.

⁷ Autor correspondente. E-mail: bornschein.marcao@gmail.com

Abstract

We began a long term study at Parana state coast, southern Brazil, with the Marsh Antwren (*Stymphalornis acutirostris*), a small (9.8g) species threatened of extinction restricted to few thousand hectares, most under daily tides influence. We banded all individuals from three locations, since January 2006, and monitored the pair each month or two months to gather occurrence registers. Some individuals were banded previously in 1997 and 1998. We attributed one between two possible birth dates to paired individuals without bands, based on plumage characteristics, but always under the criteria of attributing the smaller age. We registered a male of the Marsh Antwren with 16.2 years, a female with 14.2 years, and a male with nine years, of which the two first were still reproducing few months before it last sighting. We estimated that the mean age of the population of one of the study areas is between 3.8 to 5.0 years from 2010 onwards, with males and females presenting a similar mean age.

Key-words: young settling, maximum age for reproduction, age by sex.

Resumo

Iniciamos um estudo de longo prazo no litoral do Estado do Paraná, sul do Brasil, com o bicudinho-do-brejo (*Stymphalornis acutirostris*), pequena (9,8 g) espécie ameaçada de extinção restrita a poucos milhares de hectares de brejos, a maioria sob influência diária das marés. Anilhamos todos os indivíduos de três locais, a partir de janeiro de 2006, e monitoramento os casais a cada mês ou dois meses para a obtenção de registros de ocorrência. Alguns indivíduos anilhamos previamente em 1997 e 1998. Atribuímos uma entre duas datas de possível nascimento a indivíduos pareados encontrados sem anilhas, com base na plumagem apresentada, mas sempre adotando o critério de atribuir a menor idade. Registramos um macho da espécie com 16,2 anos, uma fêmea com 14,2 anos e um macho

com 9,0 anos, dos quais os dois primeiros se reproduziram alguns poucos meses antes de não serem mais vistos. Estimamos entre 3,8 a 5,0 anos a idade média da população de um dos locais de estudo, a partir de 2010, sendo a idade média de machos e fêmeas semelhante.

Palavras-chave: fixação de jovens, idade máxima de reprodução, idade por sexo.

INTRODUÇÃO

Registros de longevidade em aves são importantes pela relevância na dinâmica populacional e conservação das espécies (ex. Snow e Lill 1974, Lindstedt e Calder 1976, Faaborg e Winters 1979, Lopes et al. 1980, Klimkiewicz et al. 1983, Mead 1985, Woodworth et al. 1999, Vereá et al. 2007). Para obter dados de longevidade, no entanto, estudos de longo prazo são necessários. As estimativas de sobrevivência de aves são igualmente demoradas e logisticamente difíceis de obter em florestas tropicais e ainda faltam para a maioria das aves terrestres residentes dos trópicos (Woltmann e Sherry 2011).

A Família *Thamnophilidae* conta com 209 espécies restritas à região Neotropical, quase todas monogâmicas e formadoras de casais permanentes que defendem seus territórios ao longo do ano (Zimmer e Isler 2003). Quarenta e seis espécies dessa família foram estudadas quanto ao tamanho de territórios, por exemplo (capítulo 2), mas poucas foram alvo de estudos de longo prazo, como *Epinecrophylla fulviventris*, pesquisada no mesmo local por 14 anos (Greenberg e Gradwohl 1997), *Cercomacra tyrannina*, pesquisada oito anos (Morton et al. 2000) e *Microrhophias quixensis*, pesquisada sete anos (Greenberg e Gradwohl 1986).

Apesar desses estudos, dados sobre a longevidade de *Thamnophilidae* limitam-se a esparsas informações. Registrou-se um macho de *Drymophila ferruginea* com 6,4 anos, um macho de *Dysithamnus mentalis* com sete anos e fêmeas dessa espécie com oito, 10,3 e 10,5 anos, uma fêmea de *Pyriglena leucoptera* com oito anos e um macho de *Cercomacra*

tyrannina com 13 anos (Snow e Lill 1974, Morton e Stutchbury 2000, Willis e Oniki 2001, Zimmer e Isler 2003). O indivíduo mais velho da família com registro de reprodução foi uma fêmea de *D. mentalis*, marcada há oito anos como adulta (Zimmer e Isler 2003). Mais escassas ainda são informações sobre idade média de populações de espécies da família, limitadas a duas espécies (Greenberg e Gradwohl 1997, Woltmann e Sherry 2011).

Nesse estudo, investigamos os registros de longevidade máxima de indivíduos do bicudinho-do-brejo *Stymphalornis acutirostris* (Thamnophilidae) e avaliamos a idade média de uma população da espécie. O bicudinho-do-brejo é ameaçado de extinção na categoria “em perigo” (BirdLife International 2013), é monogâmico e forma casais permanentes ao longo do ano (Reinert 2008). Foi descrito apenas em 1995 (Bornschein et al. 1995), é a única espécie da família a habitar exclusivamente brejos (Zimmer e Isler 2003:492) e é endêmico de somente 5481 ha de brejos distribuídos em parte do litoral sul do Brasil, onde ocorrem estimados 7511 indivíduos (Reinert et al. 2007, capítulo 2).

MÉTODOS

Área de estudo e período de amostragem

Realizamos os trabalhos de campo em três lugares: ilha do Jundiaquara (11,44 ha; 25°52'25"S, 48°45'31"O), rio São João; confluência do rio Claro no rio São João (8,33 ha; 25°52'23"S, 48°45'39"O) (doravante denominada de "Continente"); e ilha da Folharada (16,29 ha; 25°51'58"S, 48°43'22"O). Todos se situam no município de Guaratuba, litoral sul do Estado do Paraná, e estão sob influência diária do regime das marés. A vegetação dos locais estudados é predominantemente herbácea, denominada "brejo de maré" (*sensu* Reinert et al. 2007). Dominam *Crinum americanum*, *Schoenoplectus californicus* e *Acrostichum danaeifolium*. Ocorrem, em pequena quantidade, formações arbóreas com estrato inferior herbáceo, sendo que nos dois primeiros lugares essa formação trata-se de "guanandizal com

herbáceas" (domina a arbórea *Calophyllum brasiliense*), enquanto que na ilha da Folharada trata-se de "manguezal com herbáceas" (domina a arbórea *Laguncularia racemosa*) (*sensu* Reinert et al. 2007).

Capturamos todos os indivíduos da espécie nos locais trabalhados por meio de redes ornitológicas e os marcamos com anilhas plásticas coloridas e metálicas, essas cedidas pelo Centro Nacional de Pesquisa para Conservação das Aves Silvestres (CEMAVE), visando permitir o reconhecimento dos indivíduos em campo. Demarcamos as áreas amostradas com estacas distanciadas entre si por 25 m, colocadas em linhas paralelas umas às outras, que receberam numeração sequencial (ex. A1, A2, A3..., B1, B2, etc.), para facilitar a localização nas áreas de trabalho.

Coletamos os dados de contatos de indivíduos de janeiro de 2006 a dezembro de 2012. De janeiro de 2006 a maio de 2008, os trabalhos de campo foram diários durante a primavera e verão (setembro a fevereiro) e em campanhas de seis a oito dias de duração por mês, nos demais meses. A partir do início de 2010, os trabalhos foram reduzidos a campanhas mensais de dois a quatro dias, cada. Trabalhamos apenas com os dados de idade dos indivíduos pareados, pela maior facilidade de detectá-los em seus respectivos territórios. Todos os territórios da espécie nos locais trabalhados foram mapeados (capítulo 2) e cada território foi percorrido para buscarmos pelos ocupantes a cada mês ou a cada dois meses. Na ilha do Jundiaquara efetuamos anilhamento de indivíduos em 1997 e 1998, alguns dois quais foram re-encontrados a partir de 2006.

Determinação da idade

Aos indivíduos pareados sem anilha, ainda com álula da primeira plumagem e com coberteiras superiores das asas trocadas, lhes atribuímos 4,5 meses de idade. Aos indivíduos pareados sem anilha e com álula trocada, atribuímos duas datas possíveis de nascimento:

primeiro de outubro ou primeiro de fevereiro. Início de fevereiro é a data mais tardia que detectamos nascimento de filhote e início de outubro é a data usual de nascimento de filhotes no início da estação reprodutiva. Machos adquirem plumagem de adulto com oito meses (Reinert 2008), então atribuímos a data de nascimento aos machos adultos capturados sem anilhas mais próxima que lhes concedessem ao menos oito meses entre nascimento e as suas capturas (sempre optando pela menor idade possível). Fêmeas adquirem plumagem de adulta com cinco meses de idade (Reinert 2008), então atribuímos a data de nascimento às que foram capturadas adultas sem anilhas mais próxima que lhes concedessem ao menos cinco meses entre nascimento e as duas capturas (sempre optando pela menor idade possível).

RESULTADOS

Um macho do bicudinho-do-brejo (M38A) foi marcado como adulto em 20 de março de 1997 e visto pela última vez em abril de 2012. Admitimos que ele nasceu em primeiro de fevereiro de 1996, o que lhe confere uma idade mínima de 16,2 anos. Em janeiro de 2012 ele cuidava de um filhote seu nascido no final de 2011. Uma fêmea (F51), inconfundível pela mancha branca na cabeça, foi fotografada em outubro de 1997 como adulta (o anilhamento ocorreu em janeiro de 2006) e vista pela última vez em abril de 2011. Atribuímos que ela nasceu em primeiro de fevereiro de 1997, o que lhe confere uma idade mínima de 14,2 anos. Ela gerou filhotes no final de 2010, que foram predados no ninho. Após isso, ela se retirou para a periferia do território, ficando alheia ao macho que vocalizava insistentemente. Semanas se passaram e presenciamos um encontro entre eles, muito agressivo, com o macho perseguindo muito a fêmea. A fêmea voltou a deslocar-se com o macho e eles ainda incubaram dois ovos em janeiro de 2011, que se perderam. Um macho (M8) foi marcado em maio de 1998, como adulto, e visto pela última vez em janeiro de 2006. Atribuímos que ele nasceu em primeiro de fevereiro de 1997, o que lhe confere uma idade mínima de 9,0 anos.

Compilamos as idades (determinadas) de cada indivíduo pareado da ilha do Jundiaquara, ano após ano, considerando as idades que os indivíduos tinham ao final de cada ano (dezembro) (Figura 1). Como era de se esperar, a idade média aumentou a cada ano que se passou, mas a curva se estabilizou em 2010 e decresceu em 2011 e 2012. Nesses três anos a idade média da população foi de 5,0, 4,0, e 3,8 anos, respectivamente. Nesses mesmos três anos, havia 14, nove e seis indivíduos anilhados em 2006 ainda pareados na ilha do Jundiaquara, respectivamente. A gradual substituição dos indivíduos anilhados em 2006 e a estabilização da curva refletem que se diluiu a subestimação da idade da população, pois quase todos os indivíduos tiveram idades atribuídas de um ano quando do início dos estudos, muito abaixo da realidade. Concluímos que 3,8 a 5,0 anos reflitam a idade média da população da ilha do Jundiaquara desde 2010, variável em função de entradas e mortes de indivíduos.

Efetuamos o mesmo procedimento acima com os indivíduos pareados do Continente (Figura 2) e ilha da Folharada (Figura 3), cujas curvas de idades médias ainda estão ascendentes, em valores de idades médias de 4,4 anos para o Continente e 3,8 anos para a Folharada, em dezembro de 2012. A comparação das idades entre os machos e fêmeas pareados da ilha do Jundiaquara revela que a idade entre os sexos é semelhante (Figura 4). Em dezembro de 2012, machos apresentavam idade média de 3,1 anos e fêmeas de 4,4 anos.

DISCUSSÃO

O macho do bicudinho-do-brejo com 16,2 anos, reproduzindo, supera em pouco mais de três anos a idade do indivíduo mais velho da família até então registrado e dobra a idade do indivíduo mais velho da família até então registrado se reproduzindo. Casos de Pipridae reproduzindo-se (ou possivelmente reproduzindo-se) com 10 a 14 anos são comuns (Snow e Lill 1974), por exemplo. A idade média da população da ilha do Jundiaquara é equivalente à

idade média de populações de outros dois Thamnophilidae, a saber: *Myrmeciza exsul*, com 4,2 anos (Woltmann e Sherry 2011) e *E. fulviventris*, com 4,3 anos (Greenberg e Gradwohl 1997).

A forma como calculamos a idade média implica subestimação da idade no início dos estudos. Já a idade de jovens ingressos é estimada com relativa precisão. Restaria saber que idades teriam os adultos ingressos. Efetuamos uma avaliação de todos os indivíduos nascidos nas áreas de estudo, que anilhamos e que registramos quando se fixaram, a maioria como adulta (Tabela 1). Verificamos que os machos se fixaram em média 401,1 dias após nascidos ($DP \pm 207,6$ dias; $n = 11$) e que fêmeas se fixaram em média 394,8 dias após nascidas ($DP \pm 195,1$; $n = 7$). Essa amostra sugere que os adultos sem anilha ingressos nos territórios estudados estejam dentro do mesmo intervalo de idade, o que significaria que as idades que lhes atribuímos estão próximas da realidade e que, portanto, a estimativa de idade média da população é adequada a partir da estabilização da curva de idade média, ocasião em que muitos indivíduos adicionais já entraram na população.

AGRADECIMENTOS

Esse estudo foi parcialmente apoiado pela Fundação Grupo Boticário de Proteção à Natureza (FGBPN) (0682/20052; 0740/20071; 0908_20112). Também utilizamos dados obtidos de outros dois projetos apoiados pela FGBPN (BL0001_20111 e 0004_2012) e de um projeto apoiado pelo Fundo Brasileiro para a Biodiversidade (FUNBIO). Todos esses projetos foram desenvolvidos via Mater Natura - Instituto de Estudos Ambientais, com especial apoio de Helena Zarantonieli na gestão financeira. MRB é apoiado por uma bolsa de doutoramento da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - CAPES e RB-L por uma bolsa de doutoramento do CNPq/MCT (141823/2011-9). Leandro Corrêa auxiliou nos trabalhos de campo do final de 2009 a março de 2012.

REFERÊNCIAS

- FAABORG, J. E. J. E. WINTERS. 1979. Winter resident returns and longevity and weights of Puerto Rican birds. *Bird Banding* 50(3): 216-223.
- GREENBERG, R. E. J. GRADWOHL. 1986. Constant density and stable territoriality in some tropical insectivorous birds. *Oecologia* 69: 618-625.
- GREENBERG, R. E. J. GRADWOHL. 1997. Territoriality, adult survival, and dispersal in the Checker-throated Antwren in Panama. *Journal of Avian Biology* 28: 103-110.
- KLIMKIEWICZ, M. K., R. B. CLAPP, E. A. G. FUTCHER. 1983. Longevity records of North American birds: Remizidae through Parulinae. *J. Field Ornithol.* 54(3): 287-294.
- LINDSTEDT, S. L. E. W. A. CALDER. 1976. Body size and longevity in birds. *The Condor* 78(1): 91-94.
- LOPES, O. S., L. A. SACHETTA E E. DENTE. 1980. Longevity of wild birds obtained during a banding program in São Paulo, Brasil. *J. Field Ornithol.* 51(2): 144-148.
- MEAD, C. J. 1985. Age, pp. 5-7. *In*: B. Campbell e E. Lack (EDS.). *A dictionary of birds*. Vermillion: Buteo Books.
- MORTON, E. S., K. C. DERRICKSON E B. J. M. STUTCHBURY. 2000. Territory switching behavior in a sedentary tropical passerine, the dusky antbird (*Cercomacra tyrannina*). *Behavioral Ecology* 11(6): 648-653.
- MORTON, E. S. E B. J. M. STUTCHBURY. 2000. Demography and reproductive success in the Dusky Antbird, a sedentary tropical passerine. *J. Field Ornithol.* 71(3): 493-500.
- REINERT, B. L. 2008. Ecologia e comportamento do bicudinho-do-brejo (*Stymphalornis acutirostris* Bornschein, Reinert & Teixeira, 1995 – Aves, Thamnophilidae). Tese de Doutorado. Rio Claro: Universidade Estadual Paulista “Julio de Mesquita Filho”.
- REINERT, B. L., M. R. BORNSCHEIN E C. FIRKOWSKI. 2007. Distribuição, tamanho populacional, hábitat e conservação do bicudinho-do-brejo *Stymphalornis acutirostris*

- Bornschein, Reinert e Teixeira, 1995 (Thamnophilidae). *Revista Brasileira de Ornitologia* 15: 493-519.
- SNOW, D. W. E A. LILL. 1974. Longevity records for some neotropical land birds. *The Condor* 76(3): 262-267.
- VEREA, C., M. DÍAZ E A. SOLÓRZANO. 2007. Longevidad de dos especies de aves del norte de Venezuela. *Ornitologia Neotropical* 18: 459-461.
- WILLIS, E. O. E Y. ONIKI. 2001. Birds of a Central São Paulo Woodlot: 3 banded species, pp. 69-92. *In*: J. L. B. Albuquerque, J. F. Cândido Jr., F. C. Straube e A. L. Roos (EDS.). *Ornitologia e conservação da ciência às estratégias*. Tubarão: Editora Unisul.
- WOLTMANN, S. E T. W. SHERRY. 2011. High apparent annual survival and stable territory dynamics of Chestnut-backed Antbird (*Myrmeciza exsul*) in a large Costa Rican Rain Forest preserve. *The Wilson Journal of Ornithology* 123(1): 15-23.
- WOODWORTH, B. L, J. FAABORG E W. J. ARENDT. 1999. Survival and longevity of the Puerto Rico Vireo. *Wilson Bull.* 111: 376-380.
- ZIMMER, J. K. E M. L. ISLER. 2003. Family Thamnophilidae (typical antbirds), pp. 448-681. *In*: J. del Hoyo, A. Elliot e D. A. Christie (EDS.). *Handbook of the birds of the World*, vol. 8, Broadbills to tapaculos. Barcelona: Lynx Edicions.

Tabela 1. Número de dias que levou para filhotes do bicudinho-do-brejo (*Stymphalornis acutirostris*) nascidos nas áreas de estudo se fixarem em territórios, baía de Guaratuba, município de Guaratuba, Estado do Paraná, sul do Brasil.

Indivíduo	Sexo	Nascimento	Fixação em território	Tempo entre nascimento e fixação (dias)	Idade quando se fixou
Fi 8	m	08-X-2007	04-IV-2008	179	sub-adulto
Fi 29	m	25-X-2009	26-IX-2010	336	adulto
Fi 39	f	13-XII-2009	26-IX-2010	287	adulto
Fi 67	f	10-XII-2010	30-X-2011	324	adulto
Fi 55	m	26-X-2010	04-III-2011	129	sub-adulto
Fi 59	f	16-X-2010	24-X-2011	373	adulto
Fi 11	f	13-X-2007	29-X-2009	747	adulto
Fi 17	m	18-XII-2007	29-X-2009	681	adulto
Fi 26	m	05-X-2009	04-III-2011	515	adulto
Fi 56	f	26-X-2010	21-XII-2011	421	adulto
Fi 61	m	15-IX-2010	11-V-2012	604	adulto
Fi 68	f	10-XII-2010	17-IV-2012	494	adulto
Fi 33	m	16-XI-2009	29-X-2011	712	adulto
Fi 35	m	23-XI-2009	02-VII-2010	221	sub-adulto
Fi 52	f	27-VIII-2010	23-XII-2010	118	sub-adulto
Fi 54	m	20-X-2010	02-VII-2011	255	adulto
Fi 69	m	08-I-2011	24-X-2011	289	adulto
Fi 70	m	08-I-2011	13-V-2012	491	adulto

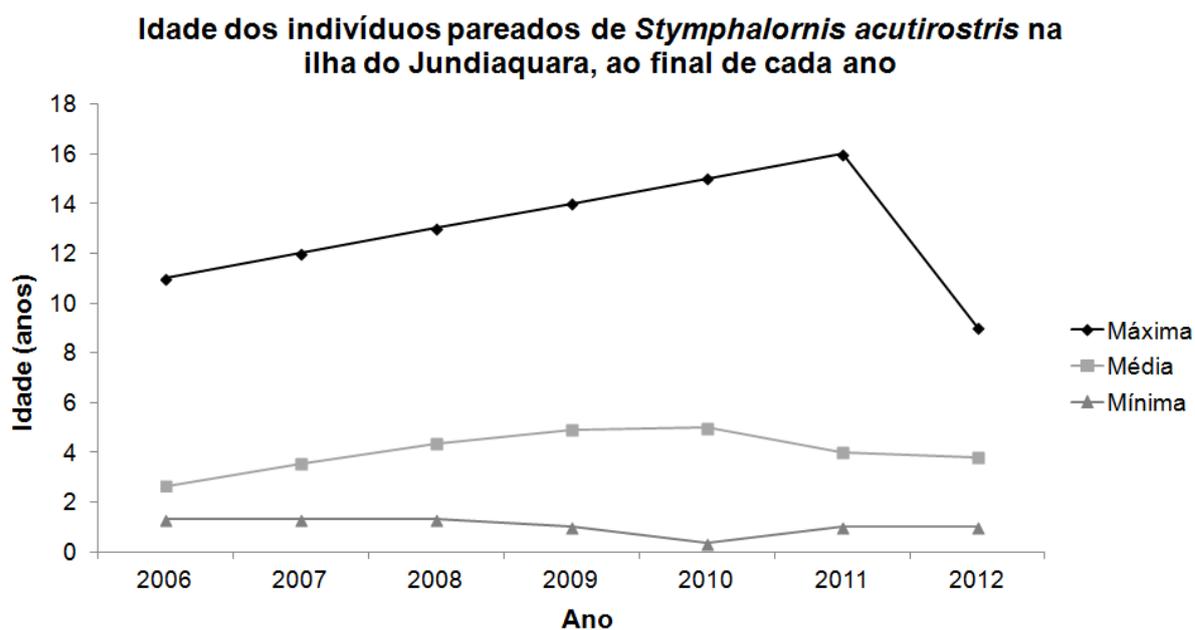


Figura 1. Idade estimada (em anos) dos indivíduos do bicudinho-do-brejo (*Stymphalornis acutirostris*) pareados na ilha do Jundiaquara, município de Guaratuba, Estado do Paraná, sul do Brasil, ao final de cada ano, de 2006 a 2012. Estiveram envolvidos nesse período 56 indivíduos.

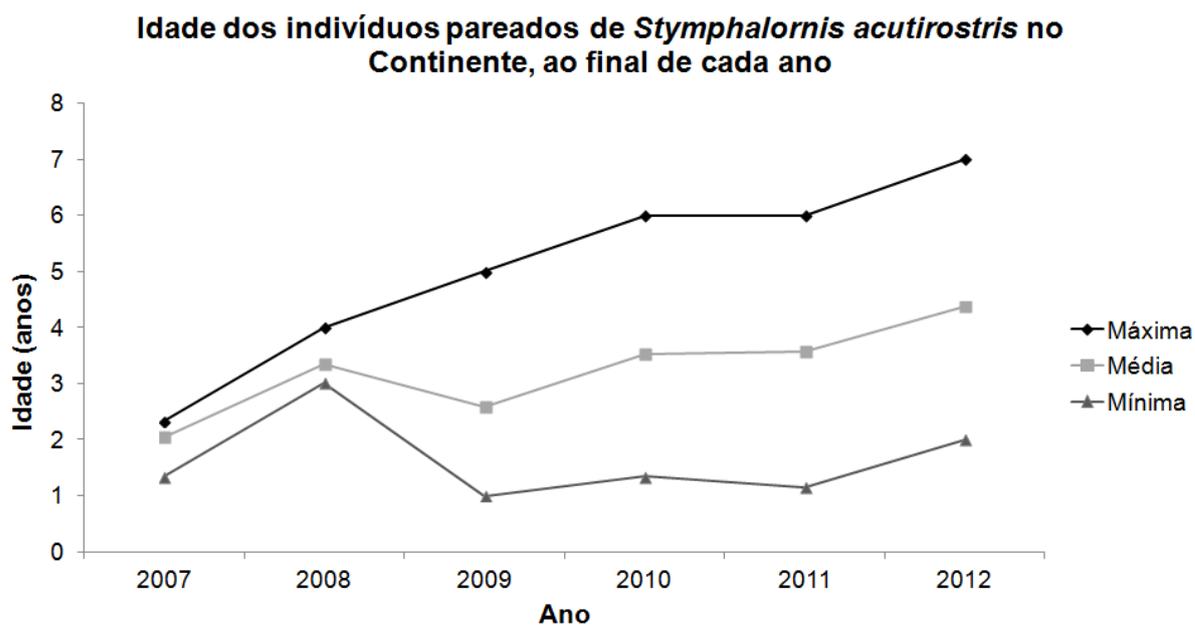


Figura 2. Idade estimada (em anos) dos indivíduos do bicudinho-do-brejo (*Stymphalornis acutirostris*) pareados na confluência do rio Claro no rio São João ("Continente"), município de Guaratuba, Estado do Paraná, sul do Brasil, ao final de cada ano, de 2007 a 2012. Estiveram envolvidos nesse período 35 indivíduos.

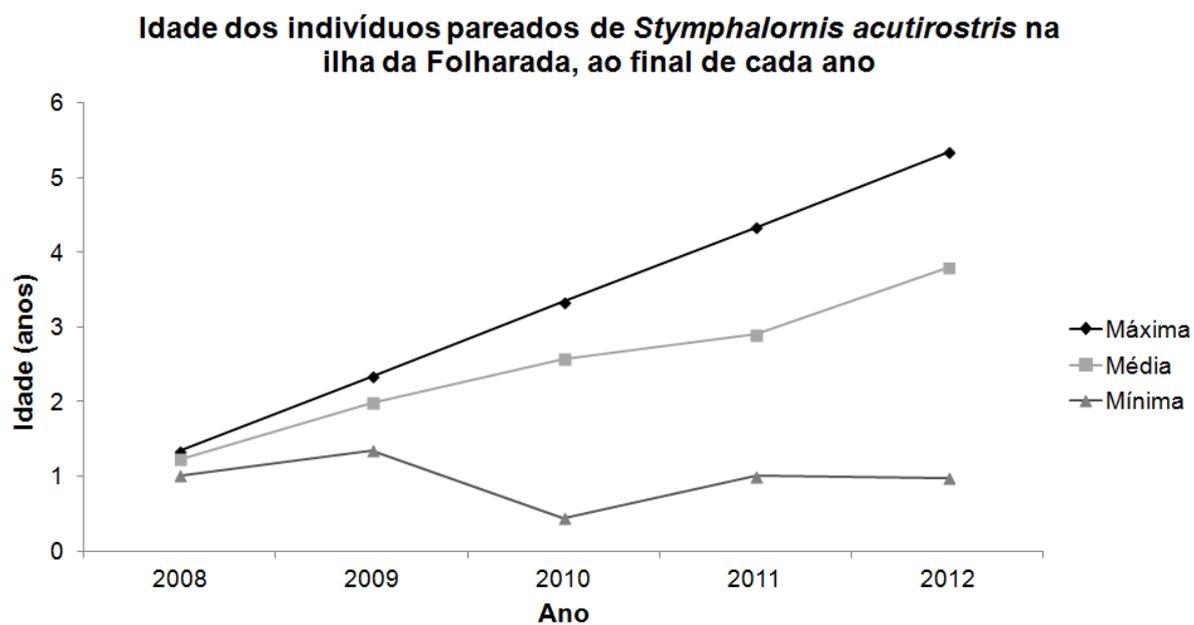


Figura 3. Idade estimada (em anos) dos indivíduos do bicudinho-do-brejo (*Stymphalornis acutirostris*) pareados na ilha da Folharada, município de Guaratuba, Estado do Paraná, sul do Brasil, ao final de cada ano, de 2008 a 2012. Estiveram envolvidos nesse período 37 indivíduos.

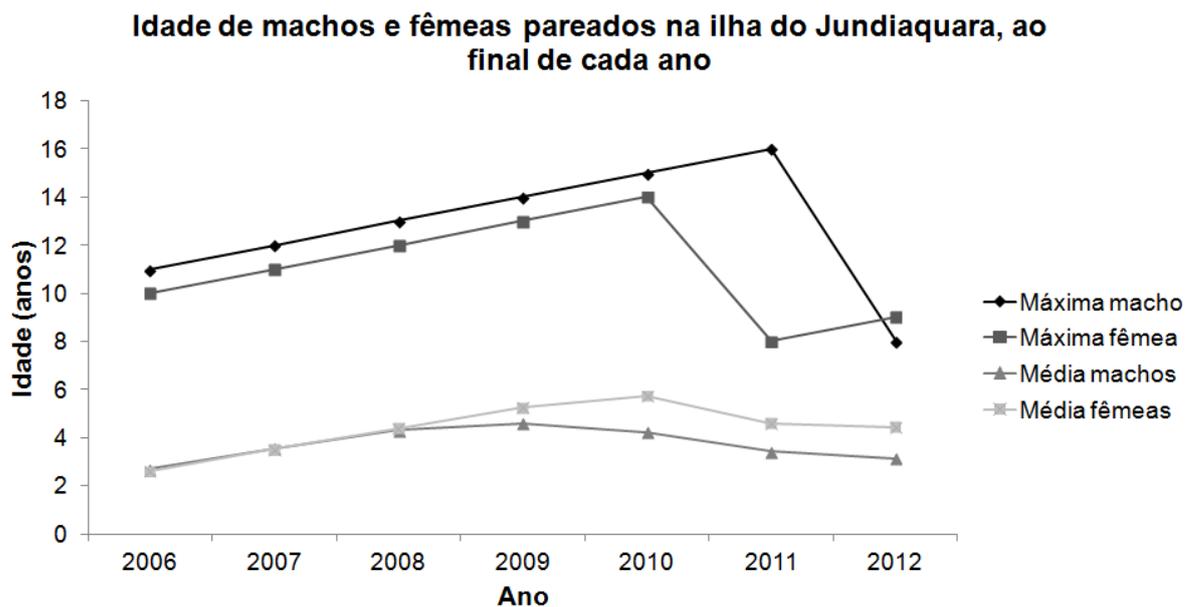


Figura 4. Idades máximas e médias (em anos) de machos e fêmeas de indivíduos do bicudinho-do-brejo (*Stymphalornis acutirostris*) pareados na ilha do Jundiaquara, município de Guaratuba, Estado do Paraná, sul do Brasil, ao final de cada ano, de 2006 a 2012. Estiveram envolvidos nesse período 30 machos e 26 fêmeas.

CAPÍTULO 6 - Filogeografia do bicudinho-do-brejo *Stymphalornis acutirostris* (Aves: Thamnophilidae), um endemismo de brejos do Bioma Floresta Atlântica ameaçado de extinção

RUNNING TITLE: Filogeografia de *Stymphalornis acutirostris*

MARCOS R. BORNSCHEIN^{1, 2, 3, 6}, RICARDO BELMONTE-LOPES^{2, 3, 4}, DAIANE D. SOBOTKA³, BIANCA L. REINERT^{3, 5} e MARCIO R. PIE^{1, 2, 3}

Revista pretendida: Molecular Ecology (Qualis A1).

¹ Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal do Paraná, Centro Politécnico, Jardim das Américas, CEP 81531-990, Curitiba, Paraná, Brasil.

² Laboratório de Dinâmica Evolutiva e Sistemas Complexos, Departamento de Zoologia, Universidade Federal do Paraná, Centro Politécnico, Jardim das Américas, CEP 81531-990, Curitiba, Paraná, Brasil.

³ Mater Natura – Instituto de Estudos Ambientais, Rua Lamenha Lins 1080, CEP 80250-020, Curitiba, Paraná, Brasil.

⁴ Programa de Pós-Graduação em Zoologia, Departamento de Zoologia, Universidade Federal do Paraná, Centro Politécnico, Jardim das Américas, Caixa Postal 19073, CEP 81531-990, Curitiba, Paraná, Brasil.

⁵ Laboratório de Biodiversidade, Conservação e Ecologia de Animais Silvestres, Departamento de Zoologia, Universidade Federal do Paraná, Centro Politécnico, Jardim das Américas, CEP 81531-990, Curitiba, Paraná, Brasil.

⁶ Corresponding author. E-mail: rbelmonte.lobes@gmail.com

Abstract

This is the first study of the phylogeography of a non-forest inhabiting threatened bird of the Atlantic Forest biome, the Marsh Antwren (*Stymphalornis acutirostris*), endemic of marshes of southern Brazil. We collected feather samples of seven of 10 populations of the species, and used this material to extract DNA and sequence the mitochondrial gene ND2 and three introns of nuclear genes (CSDE, NAT15 e CRYAA). Additional sequences of the gene cytochrome b were used to estimate the time of divergence between populations. Our results suggest that the populations of the species are structured in one lineage at north and another at south, with both presenting small genetic variability. Time estimates suggests that the two lineages diverged at about 120,000 years ago possibly due to high sea levels, but the drop in such levels during the last glacial maxima appears to have allowed genetic flux in the more recent past. Even so, the Marsh Antwren presents a low number of mitochondrial haplotypes comparable to species evaluated as in a higher category of threat of extinction. Is possible that the translocation of individuals between populations of the same lineage assist in increasing genetic variability.

Keywords: biogeography, climate change, genetic variability, geographic structure, translocation

Resumo

Pela primeira vez se estuda a filogeografia de uma ave ameaçada de extinção não florestal do Bioma Floresta Atlântica, o bicudinho-do-brejo (*Stymphalornis acutirostris*), endêmico de brejos do sul do Brasil. Coletamos amostras de penas de sete das 10 populações da espécie e usamos tais amostras para extração de DNA e sequenciamento do gene mitocondrial ND2 e três íntrons de genes nucleares (CSDE, NAT15 e CRYAA).

Sequências genéticas adicionais do gene mitocondrial citocromo b (CYB) foram utilizadas para a estimativa de tempo de divergência entre populações. Os resultados obtidos sugerem a estruturação das populações da espécie em uma linhagem a norte e outra a sul, com ambas apresentando uma baixa variabilidade genética. A datação sugere que as duas linhagens divergiram há cerca de 120 mil anos, coincidindo com um aumento no nível do mar, porém, a posterior redução do nível do mar durante o último máximo glacial parece ter propiciado fluxo gênico. Mesmo assim, o bicudinho-do-brejo apresenta um baixo número de haplótipos mitocondriais, comparável ao de espécies avaliadas em uma categoria de maior grau de ameaça de extinção. É possível que a translocação de indivíduos entre as populações da mesma linhagem auxilie no aumento da variabilidade genética.

Palavras-chave: biogeografia, estruturação geográfica, mudança climática, translocação, variabilidade genética

Introdução

Filogeografia é definida como o estudo dos princípios e processos que influenciam a distribuição geográfica de linhagens genealógicas no tempo e espaço (Avice 2000; Freeland *et al.* 2011). Dados genéticos podem auxiliar na descoberta do grau de diferenciação entre populações e sobre a influência de eventos históricos, como mudanças climáticas ou ecológicas (Nittinger *et al.* 2007). Desde o início da biologia da conservação é argumentado que uma sinergia entre este campo e a genética de populações pode prover importantes informações necessárias para os tomadores de decisões (Hauffe & Sbordoni 2009). Atualmente, os avanços na biologia molecular permitem que estes dados sejam usados não apenas para prevenir perda de diversidade genética em uma população, como também para analisar a sua origem, estrutura, conectividade, implicação taxonômica e importância para a conservação, incluindo a identificação de áreas para reintrodução ou fonte para tais intervenções (Hauffe & Sbordoni 2009).

Existem diversos exemplos da aplicação de tais métodos para auxiliar na conservação de espécie ameaçadas no hemisfério norte (Freeland *et al.* 2011), assim como de felinos africanos e asiáticos (Luo *et al.* 2004; Charruau *et al.* 2011). Apesar de a América do Sul apresentar 20% dos *hotspots* mundiais para a conservação (Brooks *et al.* 2002) e várias espécies ameaçadas (IUCN 2012), existem poucos estudos que utilizaram tais métodos para a fauna ameaçada do continente. Há exemplos de estudos com fauna das ilhas Galápagos (Ciofi *et al.* 2009; Brum *et al.* 2010) e, principalmente, com mamíferos marinhos e terrestres de grande e médio porte (eg. Lázaro *et al.* 2004; Castanhede *et al.* 2005; Garcia *et al.* 2007; Lara-Ruiz *et al.* 2008; de Thoisy *et al.* 2010; Luna *et al.* 2012), além de tartarugas (Bock *et al.* 2001; Vargaz-Ramírez *et al.* 2007). Dentre as aves, existe um pequeno número de estudos com espécies ameaçadas, especialmente carismáticas como Psitacídeos (eg. Caparroz *et al.* 2006; Faria *et al.* 2008; Presti *et al.* 2011) e o pato-mergulhão (*Mergus octasetaceus*) (Vilaça

et al. 2012). Tem-se ainda um estudo com algumas aves migratórias provenientes do hemisfério norte (Techow *et al.* 2009) e, dentre os Passeriformes, apenas um único trabalho (Maldonado 2012).

De particular interesse no continente sul-americano é o Bioma Floresta Atlântica, um dos *hotspots* mais ameaçados (Mittermier 1988; Myers *et al.* 2000). Conta com 62 espécies de Passeriformes ameaçadas de extinção (Bencke *et al.* 2006), das quais de somente uma se estudou a filogeografia (Maldonado 2012). Notável endemismo desse bioma é o bicudinho-do-brejo (*Stymphalornis acutirostris*), ameaçado de extinção na categoria “em perigo” (BirdLife International 2013). Distribui-se em 10 populações dispersas em parte do litoral do Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul, que totalizam estimados 5.481 ha e 7.511 indivíduos (capítulo 3). É a única espécie da família *Thamnophilidae* restrita a brejos (Zimmer & Isler 2003) e a depender destes para alimentação e reprodução (Reinert 2008; Reinert *et al.* 2012). Vive em casais, os casais dividem as funções durante os diferentes estágios do ciclo reprodutivo e eles tendem a permanecer em territórios estáveis ao longo do tempo (Reinert 2008; capítulo 2).

Um estudo prévio sugeriu que a distribuição pretérita do bicudinho-do-brejo foi afetada por variações no nível do mar (Reinert *et al.* 2007). Com limitada capacidade de dispersão (Reinert *et al.* 2007) e ocupando regiões litorâneas fortemente impactadas, a espécie pode ser particularmente vulnerável à mudança climática, que se estima possa elevar o nível do mar entre 0,13 e 1,4 m até 2.100 (IPCC 2001, 2007; Church & White 2006; Rahmstorf 2007). Uma vez que os brejos são formações pioneiras que respondem a tais alterações (Doody 2000), o presente estudo da filogeografia do bicudinho-do-brejo pode gerar informações relevantes não apenas para a conservação desta espécie, como também para a compreensão de eventos que talvez tenham afetado uma série de outros organismos na mesma região de ocorrência. Constatamos que o bicudinho-do-brejo apresenta baixa variabilidade genética e se

estrutura em duas linhagens, que depois de isoladas ainda receberam fluxo gênico. Mudanças no nível do mar são associadas como a causa do isolamento e fluxo gênico, mas pediplanação também pode ter influenciado. Translocação de indivíduos entre as populações que compõem cada linhagem é sugerida, mas não entre linhagens.

Material e Métodos

Coletamos três a cinco penas de contorno de indivíduos do bicudinho-do-brejo em 14 localidades, totalizando 83 indivíduos representantes de sete das 10 populações da espécie (Fig. 1). Cinco das populações amostradas foram mapeadas por Reinert *et al.* (2007) e duas foram descobertas recentemente (Pedras Brancas, município de Laguna, Santa Catarina e Lagoa do Forno, município de Dom Pedro de Alcântara, Rio Grande do Sul; capítulo 3). Não amostramos três populações (Rio Guaraguaçu, Balneário Flórida e Rio Itapocu) pelo fato de serem pequenas, duas das quais em vias de extinção (Reinert *et al.* 2007). Capturamos os indivíduos com redes ornitológicas e os liberamos após anilhamento (para evitar recapturas). Uma vez que as populações de Laguna e Lagoa do Forno se encontram muito distantes ao sul (212 e 329 km, respectivamente km) das demais, para algumas análises optamos por separá-las em um grupo sul; as demais populações analisadas reunimos em um grupo norte (Fig. 1).

Extraímos o DNA das penas por meio dos kits de extração DNEasyTM (Quiagen Inc, Valencia, CA) e PureLinkTM (Invitrogen, Life Technologies), utilizando de duas a três penas maceradas com pistilo; para os demais procedimentos, seguimos as instruções dos fabricantes. Medimos a concentração e pureza do DNA extraído utilizando um espectofotômetro NanodropTM. Para a amplificação do DNA, utilizamos reações de polimerase em cadeia (PCR) para um gene mitocondrial (NADH desidrogenase subunidade 2 - ND2) e três íntrons de genes nucleares (íntron 5 do domínio do choque frio contendo E1 - CSDE; íntron 14 da N-acetiltransferase 15 - NAT15; e íntron 1 do cristalino alfa A - CRYAA). Os genes nucleares

estão localizados em diferentes cromossomos em organismo modelo (Kimball *et al.* 2008); portanto, não estão ligados e representam diferentes loci. Adicionalmente, para permitir uma estimativa do tempo de divergência genética entre os grupos, obtivemos sequências do gene mitocondrial citocromo b (CYB) de quatro indivíduos do grupo norte e três do sul.

Amplificamos o ND2 e CYB utilizando os *primers* e protocolos descritos por Brumfield *et al.* (2007). Os demais genes amplificamos com os *primers* e protocolos de Kimball *et al.* (2008). Para o CRYAA, também desenvolvemos um par de *primers* adicionais, devido ao baixo sucesso das reações de PCR utilizando os de Kimball *et al.* (2008). Os *primers* que geramos, no sentido 5'-3', são: 1F_CRY (CTTCCTTATGCCTCCACCTGCTCCT) e 1R_CRY (ACTTCTTGCTGCTATTCTTGCGTTGG). Os utilizamos para reações de PCR com uma temperatura de anelamento de 65,5°C; para as demais temperaturas e reagentes, seguimos os protocolos de Kimball *et al.* (2008) para o mesmo gene. Os produtos das reações de PCR, submetemos à eletroforese em gel de agarose 1,5%. As reações positivas submetemos à reação de sequenciamento bidirecional, para verificação da acuidade do sequenciamento. Obtivemos as sequências de consenso utilizadas para as análises, a partir das fitas 3' e 5' de cada gene, no programa STADEN 1.6.

Alinhamos as sequências obtidas de cada gene utilizando o programa MAFFT (Katoh *et al.* 2002). Inspecionamos os alinhamentos obtidos manualmente no programa BIOEDIT (Hall 1999) e os utilizamos para as demais análises. De alguns indivíduos, sequências dos genes NAT15 e CRYAA apresentaram posições heterozigotas em alguns sítios do alinhamento. Reconstruímos esses haplótipos utilizando o programa PHASE (Stephens *et al.* 2001; Stephens & Donnelly 2003). Utilizamos nas análises todos os haplótipos reconstruídos dos indivíduos heterozigotos. Utilizamos o modelo de Tamura e Nei (Tamura & Nei 1993) para calcular a distância genética média para cada gene, com desvio padrão estimado a partir de 1.000 réplicas de *bootstrap*, no programa MEGA v5.05 (Tamura *et al.* 2011).

Estimamos as redes de háplotipos dos diferentes genes pelo método de *median-joining* (Bandelt *et al.* 1995), utilizando o programa Network v.4.6 (disponível em <http://www.fluxus-engineering.com/sharenet.htm>). A diversidade de haplótipos (Hd) e nucleotídica (π) e as taxas de mutação (θ), bem como os testes D de Tajima (D_t) (Tajima 1989a), F_s de Fu (F_s) (Fu 1997) e F_{st} (Hudson *et al.* 1992), calculamos utilizando o programa DNASP v.5.10 (Librado & Rozas 2009). Interpretamos os valores de D_t considerando que são esperados valores positivos em caso de redução populacional e valores negativos em caso de expansão (Tajima 1989b), de maneira similar ao verificado para F_s . Em F_s , valores negativos (excesso de alelos) são esperados em casos de expansão recente (ou carona genética) e valores positivos (deficiência de alelos) em casos de eventos de gargalo (ou de seleção sobredominante) (Fu 1997). Utilizamos as recomendações de Freeland *et al.* (2011) para a interpretação dos resultados de F_{st} , como seguem: valores entre 0,0 e 0,05 indicam pouca diferenciação genética, entre 0,05 e 0,25 moderada diferenciação e acima de 0,25 pronunciada diferenciação. Utilizamos os valores de distância genética encontrados para o CYB para estimar o tempo de divergência entre os grupos norte e sul, utilizando a taxa de substituição de 2,1% por milhão de anos, estimada por Weir & Schluter (2008). Este último gene não foi utilizado para as demais análises devido ao pequeno número de sequências obtidas.

Resultados

Obtivemos sequências genéticas de indivíduos de todas as localidades amostradas, totalizando 70 sequências para o gene ND2 (917 pares de bases - pb), 63 para o CSDE (340 pb), 39 para o NAT15 (704 pb), 57 para o CRYAA (599 pb) e sete para o CYB (1.041 pb). As distâncias genéticas encontradas por gene entre todos os indivíduos e dos indivíduos por grupo norte e sul, encontram-se na Tabela 1. Os genes analisados (excluído aqui o CYB) apresentaram um padrão de evolução neutra, independentemente dos grupos de populações (D_t ; Tabela 2). No

entanto, houve grande variação nos demais parâmetros estimados (Tabela 2). O CRYAA apresentou o maior número de haplótipos e π , enquanto que o ND2 apresentou os menores valores para esses parâmetros. O CRYAA ainda apresentou valor de θ cerca de sete vezes maior do que o do ND2, duas vezes maior do que o do NAT15 e cerca de uma vez maior do que o do CSDE.

As populações apresentaram um ou dois haplótipos para o gene ND2 (quatro haplótipos no total); tiveram dois haplótipos as da Baía de Antonina e Rio Nhundiaquara (as mais a norte do grupo norte) e as duas do grupo sul (Fig. 2). Somados, Baía de Antonina e Rio Nhundiaquara tiveram três haplótipos do ND2, as duas populações do sul igualmente três haplótipos e as três populações restantes um só haplótipo. A rede para o ND2 apresentou no máximo uma mutação entre os diferentes haplótipos (Fig. 3), com três mutações sendo necessárias para a árvore de menor comprimento. Para o CSDE (cinco haplótipos no total), as populações mais diversas citadas acima tiveram, no total, três haplótipos cada, enquanto que aquelas populações remanescentes, ao contrário, tiveram quatro haplótipos (Baía de Guaratuba, Itapoá e Baía de Babitonga) (Fig. 2). A rede para esse gene também apresentou no máximo uma mutação entre os haplótipos, com a árvore de menor comprimento necessitando de seis mutações (Fig. 3). Para o CRYAA (27 haplótipos no total), se verificou situação similar àquela da distribuição de maior riqueza haplotípica verificada para o CSDE, com a população da Baía de Guaratuba se destacando pela presença de 14 haplótipos (Fig. 2). A rede também apresentou no máximo duas mutações entre os haplótipos, sendo necessárias 31 mutações para a árvore de menor comprimento (Fig. 3). Para o NAT15 (18 haplótipos no total), maior riqueza haplotípica as populações do Rio Nhundiaquara e Baía de Antonina, com oito e seis haplótipos, respectivamente (Fig. 2). A rede para esse gene necessita no máximo de duas mutações entre os diferentes haplótipos (Fig. 3), e a árvore de menor comprimento inclui 22 mutações.

Apesar de as populações dos grupos norte e sul compartilharem haplótipos em todos os genes, as frequências em que estes foram encontrados nestas populações diferem significativamente para três genes (ND2: $X^2 = 59,237$, $gl = 3$, $p < 0,01$; CSDE: $X^2 = 34,198$, $gl = 4$, $p < 0,01$; NAT15: $X^2 = 33,342$, $gl = 12$, $p < 0,01$), sendo exceção o CRYAA ($X^2 = 36,578$, $gl = 26$, $p = 0,0815$). Os testes de fluxo genético e diferenciação (F_{st}) (Fig. 3) indicam pronunciados níveis de diferenciação genética das populações do grupo norte em comparação com as do sul para os genes ND2, CSDE e NAT15. Os testes para o CRYAA, no entanto, sugerem valores moderados de diferenciação. O número de adultos reprodutivos migrantes (Nm) estimado para o CRYAA foi de duas a 10 vezes maior dos que os estimado para os outros genes (Fig. 3).

Os valores obtidos nos testes de dinâmica populacional variaram de acordo com os genes e os métodos utilizados (Tabela 2). Como nenhum dos genes se desviou da normalidade, apresentando indícios de seleção, se atribui os resultados dos testes a fatores populacionais. Para o ND2, o D_t indica um evento de gargalo quando consideradas todas as populações. Separadas por grupos, indica um gargalo nas populações do grupo sul e expansão populacional nas do norte. Os valores de F_s para o mesmo gene indicam eventos de expansão nas populações dos grupos norte e sul, mas um evento de gargalo populacional quando as duas são consideradas em conjunto. Para o CSDE, o D_t indica sempre eventos de expansão populacional. Os valores de F_s para o mesmo gene sugerem expansão populacional para o conjunto total dos dados e, quando em separados, expansão para o grupo norte e gargalo para o grupo sul. Quanto ao NAT15, os valores indicam expansão populacional, exceto para o resultado do D_t considerando-se o grupo norte, que indica um evento de gargalo. Finalmente, sobre o CRYAA os resultados também indicam expansão populacional, com exceção do D_t para o grupo sul, que indica ter havido gargalo populacional.

A conversão da distância genética para o CYB entre as populações dos grupos norte e sul em unidades de tempo sugere que a divergência existente ocorreu entre 107.619 a 282.857 anos atrás (\bar{x} 195.238 anos).

Discussão

O número de haplótipos mitocondriais (ND2) encontrados no bicudinho-do-brejo foi, em geral, cerca de sete vezes menor do que o de Passeriformes florestais não ameaçados também ocorrentes no Bioma Floresta Atlântica (veja Cabanne *et al.* 2008; Batalha-Filho *et al.* 2012; Maldonado 2012), apesar de ser comparável ao encontrado em algumas linhagens de distribuição restrita de *Xiphorhynchus fuscus* (Furnariidae) (Cabanne *et al.* 2008). Comparações em relação aos marcadores nucleares são mais restritas devido à ampla gama destes (ex. sequências codificantes ou não, SNPs, microssatélites). Em outras espécies de aves com ampla distribuição no Bioma Floresta Atlântica das quais se utilizaram sequências de íntrons nucleares, foram encontrados 28 e 25 haplótipos para o íntron 5 do beta-fibrinogênio, respectivamente em *X. fuscus* (Cabanne *et al.* 2008) e *Basileuterus leucoblepharus* (Parulidae) (Batalha-Filho *et al.* 2012). Tal número de haplótipos é similar ao encontrado para o NAT15 e CRYAA no bicudinho-do-brejo, porém as causas de tal relação numérica não são claras, uma vez que são referentes marcadores distintos localizados em cromossomos diferentes em organismos modelo (o íntron do beta-fibrinogênio está localizado no cromossomo quatro de *Gallus gallus*, para os demais veja Kimball *et al.* [2008]).

As taxas de evolução calculadas por Kimball *et al.* (2008) para os íntrons CSDE e NAT15 são similares entre si e, por sua vez, maiores do que a de diversos genes mitocondriais, como o citocromo b (ex. Weir & Schluter 2008), pelo que se esperaria que os organismos tenham números de haplótipos similares para esses íntrons e que estes sejam mais expressivos numericamente do que o dos genes mitocondriais. No bicudinho-do-brejo, no entanto, o

CSDE apresentou um baixo número de haplótipos com relação ao NAT15 (cinco contra 18, respectivamente), similar ao do ND2 (quatro haplótipos). É possível que isso se explique pelo tamanho das sequências, ao invés de suas taxas de mutação; a do CSDE foi um pouco menor do que a metade do tamanho da sequência do NAT15. As sequências para o NAT15 também foram maiores do que as encontradas para o CRYAA, que apresenta taxa de evolução cerca de 15% maior do que o primeiro, mas o número de haplótipos encontrados para os dois genes foi similar.

Os resultados dos testes de dinâmica populacional diferiram entre os marcadores usados. Quando consideradas as duas linhagens conjuntamente, os dados mitocondriais indicam a ocorrência de um evento de gargalo populacional, mas os três íntrons indicam eventos de expansão populacional. Em relação à linhagem norte, todos os genes menos o NAT15 indicam eventos de expansão populacional, com o inverso ocorrendo na linhagem sul, aonde apenas o NAT15 não indica a ocorrência de um evento de gargalo. O motivo de tais diferenças entre os marcadores não é claro, podendo ser devido às características das sequências e de sua resposta a eventos históricos, não sendo possível inferir se os resultados para cada gene foram causados por eventos históricos diferentes ou um único, que os afetou de maneiras diferenciadas.

Apesar de tais diferenças, todos os genes amostrados sugerem valores pronunciados ou ao menos moderados de estruturação entre as populações do grupo norte e sul, justificando o tratamento desses grupos como duas linhagens. A estimativa de tempo de divergência entre ela sugere que passaram a trilhar trajetórias diferentes entre a metade do Pleistoceno Médio e o Pleistoceno Superior. No entanto, há compartilhamento de haplótipos em baixa frequência para todos os genes entre as populações dessas linhagens. Isso é sugestivo com a hipótese de isolamento reprodutivo seguido de um intercâmbio gênico, o qual foi novamente interrompido.

Variações no nível do mar podem afetar diretamente a localização e a abundância de ambientes costeiros e brejos (Doody 2000). Essas variações ocorridas durante o Pleistoceno foram associadas com a distribuição geográfica do bicudinho-do-brejo, que teria se ampliado e/ou se conectado durante as épocas glaciais, quando as regressões marinhas podem ter propiciado o surgimento de ambientes em rios que se espalharam em deltas e até se conectaram com outros sobre o que hoje é a plataforma continental (Reinert *et al.* 2007). Durante as épocas interglaciais, em oposição, as transgressões marinhas inundaram áreas, extinguindo ambientes e potencialmente também populações da espécie (Reinert *et al.* 2007). Por fim, com o retorno do nível do mar ao patamar atual, ambientes se formaram em muitos lugares surpreendentemente não ocupados pela espécie em razão de sua limitada capacidade de dispersão para colonizá-los (Reinert *et al.* 2007).

A época mínima estimada para a separação das linhagens coincide com uma alta no nível do mar ocorrida durante o período interglacial de Sangamon (ou Riss-Würm), sucedido de 125 a 75 mil anos atrás, quando o nível do mar se encontrava em média 3 a 5 m acima do atual (Siddal *et al.* 2003; Yokoyama & Esat 2011). Esse período teria causado, então, o isolamento da espécie em uma linhagem a norte e outra a centenas de quilômetros a sul. Após esse período, o nível do mar diminuiu gradualmente até o último máximo glacial (26 a 19 mil anos atrás), chegando a um nível cerca de 100 m abaixo do atual, após o qual aumentou novamente, durante o Holoceno, para alturas similares às encontradas durante Sangamon e que se mantêm até o presente (Siddal *et al.* 2003; Yokoyama & Esat 2011). O abaixamento do nível do mar teria propiciado fluxo gênico entre as linhagens e a subida subsequente as teria isolado novamente. Um possível ponto de ruptura das populações durante períodos interglaciais poderia ser a Serra do Tabuleiro (*c.* 27°45'07"S, 48°38'20"O), litoral central do Estado de Santa Catarina, cujas encostas se projetariam até o mar.

As variações climáticas também causaram processos de erosão em encostas da Serra do Mar no sul do Brasil durante os períodos secos do Pleistoceno, com acúmulo de sedimentos na planície (Bigarella *et al.* 1961, 1978). É possível que o depósito e retrabalhamento dos leques aluvionares tenha alterado localmente a drenagem e alterado cursos de rios (ver o caso do rio São João em Bigarella *et al.* (1961) e Angulo (1992)), o que poderia propiciar a formação de ambientes úmidos, refletindo na distribuição do bicudinho-do-brejo.

A baixa capacidade de dispersão da espécie (Reinert *et al.* 2007), como mencionada acima, pressupõe conexões entre as linhagens ocorrendo concomitantes com a expansão da área de brejos costeiros entre o último período glacial e o início do Holoceno. Há evidências fósseis disso, na região de Itapoá, Santa Catarina, de dominância de áreas abertas e florestas (adaptadas a clima frio) restritas a manchas, entre 37,5 e 12,3 mil anos atrás (Behling & Negrelle 2001). Após esse período, começaram a se estabelecer na região áreas de floresta empobrecida na riqueza de espécies, às quais ainda foram afetadas por transgressões marinhas até cerca de 6,1 mil anos atrás (Behling & Negrelle 2001). Somente após isso se formaram as atuais florestas de baixada nesta região (Behling & Negrelle 2001), as quais devem ter atuado na configuração atual de populações do bicudinho-do-brejo.

Embora incluídas na mesma linhagem norte, há diferenças interessantes nos haplótipos nas distintas populações que a compõem. As duas mais do norte (Baía de Antonina e Rio Nhundiaquara) são mais diversas para os genes ND2 e NAT15 do que as três mais ao sul, das quais a da Baía de Guaratuba é mais diversa do que a de Itapoá e Baía de Babitonga, que se situam ao sul da precedente. Para os genes CSDE e CRYAA, no entanto, a população da Baía de Guaratuba apresentou uma maior diversidade de haplótipos do que todas as demais da linhagem norte. Independente disso, pelo fato de as populações da Baía de Guaratuba, Itapoá e Baía de Babitonga apresentarem apenas um haplótipo mitocondrial e os valores de *Fst*

indicarem um aumento no tamanho da população, é possível que elas sejam advindas de colonização recente por indivíduos das populações da Baía de Antonina e Rio Nhundiaquara.

Estudos com táxons florestais sugeriram a existência de três grandes áreas de estabilidade climática no leste do continente, onde florestas se perpetuaram, enquanto que ao sul do Estado de São Paulo não foram previstas áreas florestais permanentes, estáveis (ex. Cabanne *et al.* 2008; Carnaval *et al.* 2009; Resende *et al.* 2010; mas veja também Batalha-Filho *et al.* 2012). Os resultados encontrados para o bicudinho-do-brejo, primeiro vertebrado terrestre não florestal do Bioma Floresta Atlântica com filogeografia estudada, não corroboram tais assertivas, pela diferença de ambiente. No entanto, nossos dados sugerem que mudanças climáticas podem ter efeitos mais profundos em espécies restritas à planície costeira do que nas com distribuições que alcancem áreas mais altas, em especial devido às mudanças no nível do mar.

Conservação

O bicudinho-do-brejo apresenta baixo número de haplótipos mitocondriais e baixa diversidade nucleotídica em comparação com diversas espécies ameaçadas de extinção pela *World Conservation Union* (IUCN) (Tabela 3 e referências lá citadas). As “vulneráveis” apresentaram de 3 a 35 haplótipos (mediana = 18), as “em perigo” de 2 a 62 (mediana = 9,5) e as “criticamente em perigo” de 2 a 12 (mediana = 6) (Tabela 3). Apesar da ampla variação em todas as categorias de ameaça, o número de haplótipos do bicudinho-do-brejo (quatro) é mais similar ao das espécies criticamente em perigo do que das em perigo, onde ele está alocado.

O bicudinho-do-brejo foi capaz de conservar parte de sua variabilidade genética frente a eventos mais recentes de mudança climática, mas os habitats da espécie puderam migrar em função da inexistência de grandes alterações humanas na região naquelas épocas. Com o panorama de aumento do nível do mar previsto até 2100, as mesmas condições de migração

de ambientes e conectividades podem não mais estar asseguradas, em função da intensa alteração humana no entorno de muitas das atuais áreas de ocorrência da espécie, o que sugere que novos ambientes não mais poderiam se formar, ou muito dificilmente em somente alguns setores localizados. O panorama de as atuais populações da espécie (capítulo 3) se mantendo isoladas e de a mudança climática principiar um processo de retração das mesmas, remete à reduzida variabilidade genética atual da espécie. Não se conhece nenhuma relação direta entre a diversidade genética encontrada para os marcadores utilizados no bicudinho-do-brejo com um aumento de *fitness* em populações de animais, porém, em se considerando uma abordagem conservadora, o aumento da variabilidade genética para os *loci* estudados pode ser benéfico para a espécie. Uma vez que as linhagens norte e sul apresentam alto nível de estruturação, não seria recomendada a translocação de indivíduos de uma para a outra, uma vez que as mesmas já estão trilhando caminhos diferentes em sua evolução. Em cada linhagem, no entanto, a translocação de indivíduos entre todas as diferentes populações que a compõe pode vir a gerar aumento na variabilidade genética, com todas podendo contribuir com todas no aumento de variabilidade em ao menos um gene. No caso da linhagem norte, que contém três populações mais austrais menos diversas geneticamente do que as duas mais setentrionais recomendamos, prioritariamente, a translocação de indivíduos entre esses dois subgrupos.

Agradecimentos

Esse estudo foi apoiado pelo Fundo Brasileiro para a Biodiversidade (FUNBIO), via Mater Natura - Instituto de Estudos Ambientais. Helena Zarantonieli auxiliou na gestão financeira do projeto, enquanto que Patrícia Ströher auxiliou na gestão da parte do recurso cabível ao trabalho de análise genética. RB-L é apoiado por uma bolsa de doutoramento do CNPq/MCT (141823/2011-9) e MRB por uma bolsa de doutoramento da Coordenação de

Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - CAPES. Carla S. Fontana e Márcio Repenning nos levaram para a Lagoa do Forno, onde ajudaram nos trabalhos de campo na primeira ida lá realizada. Felipe Shibuya ajudou em todos os trabalhos de campo e Samuel Oliveira nos realizados em Laguna e Rio Grande do Sul (segunda campanha). Eduardo Brandt ajudou em parte dos trabalhos de campo no litoral norte de Santa Catarina. O Laboratório de Ornitologia, do Museu de Ciências e Tecnologia da Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, por intermédio de C. S. Fontana, cedeu amostra genética de três indivíduos da população de Lagoa do Forno. Rebecca T. Kimball enviou sequências dos íntrons nucleares para comparação com as sequências obtidas. Gustavo A. Bravo e Anderson V. Chaves cederam sequências do bicudinho-do-brejo para o gene ND2.

Referências

- Angulo, RJ (1992) *Geologia da planície costeira do Estado do Paraná*. Tese de doutorado. Instituto de Geociências da Universidade de São Paulo, São Paulo. 334pp.
- Arshad, M, Gonzalez, J, El-Sayed, AA, *et al.* (2009) Phylogeny and phylogeography of critically endangered *Gyps* species based on nuclear and mitochondrial markers. *Journal of Ornithology*, **150**, 419-430.
- Avise, JC (2000) *Phylogeography: The history and formation of species*. Harvard University Press, Cambridge. 447pp.
- Bandelt H-J, Forster P, Sykes BC, Richards MB (1995) Mitochondrial portraits of human populations. *Genetics*, **141**, 743-753.
- Batalha-Filho, H, Cabanne, GS, Miyaki, CY (2012) Phylogeography of an Atlantic forest passerine reveals demographic stability through the last glacial maximum. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, **65**, 892-902.

- Behling, H, Negrelle, RRB (2001) Tropical rain forest and climate dynamics of the Atlantic lowland, southern Brazil, during Late Quaternary. *Quaternary Research*, **56**, 383-389.
- Bencke, GA, Maurício, GN, Develey, PF, *et al.* (2006) Áreas importantes para conservação de aves no Brasil, Parte I – Estados do domínio da Mata Atlântica, SAVE Brasil, São Paulo. 494pp.
- Bigarella, JJ, Becker, RD, Matos, DJ de, *et al.* (eds) (1978) *A Serra do Mar e a porção oriental do Estado do Paraná... Um problema de segurança ambiental e nacional. (Contribuições à geografia, geologia e ecologia regional)*. Secretaria de Estado do Planejamento e Associação de Defesa e Educação Ambiental - ADEA, Curitiba. 248pp.
- Bigarella, JJ, Marques Fº, PL, Ab'Sáber, AN (1961) Ocorrência de pedimentos remanescentes nas fraldas da Serra do Iquererim (Garuva, S.C.) *Boletim Paranaense de Geografia*, **4/5**, 82-93.
- BirdLife International (2013) Species factsheet: *Stymphalornis acutirostris*. Available from <http://www.birdlife.org> (accessed on 30/01/2013).
- Bock, BC, Páez, VP, White, MM (2001) Genetic population structure of two threatened South American river turtle species, *Podocnemis expansa* and *Podocnemis unifilis*. *Chelonian Conservation and Biology*, **4**, 47-52.
- Brooks, TM, Mittermier, RA, Mittermier, CG, *et al.* (2002) Habitat loss and extinction in the hotspots of biodiversity. *Conservation Biology*, **16**, 909-923.
- Brum, H, Farrington, H, Petren, K (2010) Evolutionary dead end in the Galápagos: Divergence of sexual signals in the rarest of Darwin's finches. *PLoS ONE*, **5**, e11191.
- Brumfield, RT, Tello, JG, Cheviron, ZA, *et al.* (2007) Phylogenetic conservatism and antiquity of a tropical specialization: Army-ant-following in the typical antbirds (Thamnophilidae). *Molecular Phylogenetics and Evolution*, **45**, 1-13.

- Cabanne, GS, d'Horta, FM, Sari, HER, *et al.* (2008) Nuclear and mitochondrial phylogeography of the Atlantic forest endemic *Xiphorhynchus fuscus* (Aves: Dendrocolaptidae): Biogeography and systematics implications. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, **49**, 760-773.
- Caparroz, R, Martuscelli, P, Scherer-Neto, P, *et al.* (2006) Genetic variability in the Red-tailed Amazon (*Amazona brasiliensis*, Psittaciformes) assessed by DNA fingerprinting. *Revista Brasileira de Ornitologia*, **14**, 15-19.
- Carnaval, A, Hickerson, MJ, Haddad, CFB, *et al.* (2009) Stability predicts genetic diversity in the Brazilian Atlantic Forest hotspot. *Science*, **323**, 785-789.
- Castanhede, AM, Silva, VMF da, Farias, IP (2005) Phylogeography and population genetics of the endangered Amazonian Manatee, *Trichechus inunguis* Natterer, 1883 (Mammalia, Sirenia). *Molecular Ecology*, **14**, 401-413.
- Ciofi, C, Caccone, A, Beheregaray, LB (2009) Genetics and conservation on islands: The Galápagos giant tortoise as a case study. In: *Population genetics for animal conservation* (eds Bertorelle, G, Bruford, MW, Hauffe, HC, *et al.*), pp.269-293. Cambridge University Press, Cambridge. 381pp.
- Chapple, DG, Birkett, A, Miller, KA *et al.* (2012) Phylogeography of the endangered Otago Skink, *Oligosoma otagense*: Population structure, hybridization and genetic diversity in captive populations. *PLoS ONE*, **7**, e34599.
- Charruau, P, Fernandes, C, Orozco-terWengel, P, *et al.* (2011) Phylogeography, genetic structure and population divergence time of cheetahs in Africa and Asia: Evidence for long-term geographic isolates. *Molecular Ecology*, **20**, 706-724.
- Chen, S-Y, Zhang, Y-J, Wang, X-L, *et al.* (2012) Extremely low genetic diversity indicating the endangered status of *Ranodon sibiricus* (Amphibia: Caudata) and implications for phylogeography. *PLoS ONE*, **7**, e33378.

- Church, J.A. & N.J. White (2006) A 20th century acceleration in global sea-level rise. *Geophysical Research Letters*, **33**, LO1602, doi:10.1029/2005GL024826.
- Doody, JP (2000) *Coastal conservation and management: an ecological perspective*. Kluwer Academic Publishers, Norwell. 308pp.
- Faria, PJ, Guedes, NMR, Yamashita, C, *et al.* (2008) Genetic variation and population structure of the endangered Hyacinth Macaw (*Anodorhynchus hyacinthinus*): Implications for conservation. *Biodiversity and Conservation*, **17**, 765-779.
- Freeland, JR, Kirk, H, Petersen SD (2011) *Molecular ecology*, Second Edition. Wiley-Blackwell, Oxford (UK). 464pp.
- Fu, Y-X (1997) Statistical tests of neutrality of mutations against population growth, hitchhiking, and background selection. *Genetics*, **147**, 915-925.
- Garcia, DM, Marmontel, M, Rosas, FW, *et al.* (2007) Conservation genetics of the giant otter (*Pteronura brasiliensis* (Zimmerman, 1780)) (Carnivora, Mustelidae). *Brazilian Journal of Biology*, **67**, 819-827.
- Godinho, R, Abáigar, T, Lopes, S (2012) Conservation genetics of the endangered Dorcas gazelle (*Gazella dorcas* spp.) in northwestern Africa. *Conservation Genetics*, **13**, 1003-1015.
- Gong, S, Shi, H, Mo, Y, *et al.* (2009) Phylogeography of the endangered black-breasted leaf turtle (*Geoemyda spengleri*) and conservation implications for other chelonians. *Amphibia-Reptilia*, **30**, 57-62.
- Hall, TA (1999) BioEdit: A user-friendly biological sequence alignment editor and analysis program for Windows 95/98/NT. *Nucleic Acids Symposium Series*, **41**, 95-98.
- Hauffe, HC, Sbordoni, V (2009) Introduction. In: *Population genetics for animal conservation* (eds Bertorelle, G, Bruford, MW, Hauffe, HC, *et al.*), pp.1-21. Cambridge University Press, Cambridge.

- Hudson, RR, Slatkin, M, Maddison, WP (1992) Estimation of levels of gene flow from DNA sequence data. *Genetics*, **132**, 583-589.
- IPCC (2001) *Summary for policymakers: Climate change 2001. Impacts, adaptation, and vulnerability*. Cambridge University Press, Cambridge. 1032pp.
- IPCC (2007) Cambio climático 2007: Informe de síntesis. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Cuarto Informe de evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático. IPCC, Ginebra. 104pp.
- IUCN (2012) *IUCN Red List of Threatened Species*, Version 2012.2. Available from www.iucnredlist.org (accessed on 30 January 2013).
- Katoh, K, Misawa, K, Kuma, K, *et al.* (2002) MAFFT: A novel method for rapid multiple sequence alignment based on fast Fourier transform. *Nucleic Acids Research*, **30**, 3059-3066.
- Kimball, RT, Braun, EL, Barker, KF, *et al.* (2008) A well tested set of primers to amplify regions spread across the avian genome. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, **50**, 654-660.
- Lara-Ruiz, P, Chiarello, AG, Santos, FR, (2008) Extreme population divergence and conservation implications for the rare endangered Atlantic Forest sloth, *Bradypus torquatus* (Pilosa: Bradypodidae). *Biological Conservation*, **141**, 1332-1342.
- Lázaro, M, Lessa, EP, Hamilton, H (2004) Geographic genetic structure in the Franciscana Dolphin (*Pontoporia blainvillei*). *Marine Mammal Science*, **20**, 201-214.
- Liao, T-Y, Wang, T-Y, Lin, H-D, *et al.* (2008) Phylogeography of the endangered species, *Sinogastromyzon puliensis* (Cypriniformes: Balitoridae), in southwestern Taiwan based on mtDNA. *Zoological Studies*, **47**, 383-392.
- Librado, P, Rozas, J (2009) DnaSP v5: A software for comprehensive analysis of DNA polymorphism data. *Bioinformatics*, **25**, 1451-1452.

- Luna, FO, Bonde, RK, Attademo, FLN, *et al.* (2012) Phylogeographic implications for release of critically endangered manatee calves rescued in northeast Brazil. *Aquatic Conservation: marine and freshwater ecosystems*, **22**, 665-672.
- Luo, SJ, Kim, JH, Johnson, WE, *et al.* (2004) Phylogeography and genetic ancestry of Tigers (*Panthera tigris*). *PLoS Biology*, **2**, e442.
- Maldonado-Coelho, M. 2012. Climatic oscillations shape the phylogeographical structure of Atlantic Forest fire-eye antbirds (Aves: Thamnophilidae). *Biological Journal of the Linnean Society*, **105**, 900-924.
- Mittermier, RA (1988) Primate diversity and the tropical forest: Case studies from Brazil and Madagascar and the importance of megadiverse countries. In: *Biodiversity* (ed Wilson, EO), pp. 145-154. National Academy Press, Washington.
- Myers, N, R.A. Mittermier, RA, Mittermier, CG, *et al.* (2000) Biodiversity hotspots for conservation priority. *Nature*, **403**, 853-858.
- Nittinger, F, Gamauf, A, Pinsker, W, *et al.* (2007) Phylogeography and population structure of the saker falcon (*Falco cherrug*) and the influence of hybridization: Mitochondrial and microsatellite data. *Molecular Ecology*, **16**, 1497-1517.
- Pestano, J, Brown, RP, Suárez, NM, *et al.* (2003) Phylogeography of pipistrelle-like bats within the Canary Islands, based on mtDNA sequences. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, **26**, 56-63.
- Presti, FT, Oliveira-Marques, AR, Caparroz, R (2011) Comparative analysis of microsatellite variability in five macaw species (Psittaciformes, Psittacidae): application for conservation. *Genetics and Molecular Biology*, **34**, 348-352.
- Rahmstorf, S (2007) A semi-empirical approach to projecting future sea-level rise. *Science*, **315**, 368-370.

- Reinert, BL (2008) Ecologia e comportamento do bicudinho-do-brejo (*Stymphalornis acutirostris* Bornschein, Reinert & Teixeira, 1995 – Aves, Thamnophilidae). Tese de doutorado. Universidade Estadual Paulista “Júlio Mesquita Filho”, Rio Claro. 198pp.
- Reinert, BL, Belmonte-Lopes, R, Bornschein, MR, *et al.* (2012) Nest and eggs of the Marsh Antwren (*Stymphalornis acutirostris*): The only marsh-dwelling thamnophilid. *The Wilson Journal of Ornithology*, **124**, 286-291.
- Reinert, BL, Bornschein, MR, Firkowski, C (2007) Distribuição, tamanho populacional, hábitat e conservação do bicudinho-do-brejo *Stymphalornis acutirostris* Bornschein, Reinert e Teixeira, 1995 (Thamnophilidae). *Revista Brasileira de Ornithologia*, **15**, 493-519.
- Resende, HC, Yotoko, KSC, Delabie, JHC, *et al.* (2010) Pliocene and Pleistocene events shaping the genetic diversity within the central corridor of the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Journal of the Linnean Society*, **101**, 949-960.
- Sammler, S, Ketmayer, V, Havenstein, K, *et al.* (2012) Mitochondrial control region I and microsatellite analyses of endangered Philippine hornbill species (Aves; Bucerotidae) detect gene flow between island populations and genetic diversity loss. *BMC Evolutionary Biology* 2012, **12**, 203.
- Siddal, M, Rohling, EJ, Almogi-Labin, A, *et al.* (2003) Sea-level fluctuations during the last glacial cycle. *Nature*, **423**, 853-858.
- Stephens, M, Donnelly, P (2003) A comparison of Bayesian methods for haplotype reconstruction from population genotype data. *American Journal of Human Genetics*, **73**, 1162-1169.
- Stephens, M, Smith, NJ, Donnelly, P (2001) A new statistical method for haplotype reconstruction from population data. *American Journal of Human Genetics*, **68**, 978-989.

- Tajima, F (1989a) Statistical-method for testing the neutral mutation hypothesis by DNA polymorphism. *Genetics*, **123**, 585-595.
- Tajima, F (1989b) The effect of change in population size on DNA polymorphism. *Genetics*, **123**, 597-601.
- Tamura, K, Nei, M (1993) Estimation of the number of substitutions in the control region of mitochondrial DNA in humans and chimpanzees. *Molecular Biology and Evolution*, **10**, 512-526.
- Tamura, K, Peterson, D, Peterson, N., *et al.* (2011) MEGA5: Molecular Evolutionary Genetics Analysis Using Maximum Likelihood, Evolutionary Distance, and Maximum Parsimony Methods. *Molecular Biology and Evolution*, **28**, 2731-2739.
- Techow, NMSM, Ryan, PG, O’Ryan, C (2009) Phylogeography and taxonomy of White-chinned and Spectacled Petrels. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, **52**, 25-33.
- de Thoisy, B, Silva, AG da, Ruiz-García, M, *et al.* (2010) Population history, phylogeography, and conservation genetics of the last Neotropical mega-herbivore, the Lowland Tapir (*Tapirus terrestris*). *BMC Evolutionary Biology* 2010, **10**, 278.
- Vargaz-Ramírez, M, Chiari, Y, Castaño-Mora, OV, *et al.* (2007) Low genetic variability in the endangered Colombian endemic freshwater turtle *Podocnemis lewyana* (Testudines, Podocnemididae). *Contributions to Zoology*, **76**, 1-7.
- Vieites, DR, Chiarim Y, Vences, M, *et al.* (2006) Mitochondrial evidence for distinct phylogeographic units in the endangered Malagasy poison frog *Mantella bernhardi*. *Molecular Ecology*, **15**, 1617-1625.
- Vilaça, ST, Redondo, RAF, Lins, LV, *et al.* (2012) Remaining genetic diversity in Brazilian Merganser (*Mergus octosetaceus*). *Conservation Genetics*, **13**, 293-298.
- Weir, J, Schluter, D (2008) Calibrating the avian molecular clock. *Molecular Ecology*, **17**, 2321-2328.

Yokoyama, Y, Esat, TM (2011) Global climate and sea level: enduring variability and rapid fluctuations over the past 150,000 years. *Oceanography*, **24**, 54-69.

Zimmer, JK, Isler, ML (2003) Family Thamnophilidae (typical antbirds). In *Handbook of the birds of the world. Volume 8. Broadbills to tapaculos* (eds del Hoyo, J, Elliott, A, Christie, DA), pp 448-681. Lynx Edicions, Barcelona, Espanha.

Acesso aos dados

Sequências de DNA: serão depositadas no GenBank (<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/genbank/>).

Alinhamentos: disponíveis como informação suplementar.

Localidades de amostragem: serão depositados na base DRYAD (<http://datadryad.org/>).

Tabela 1. Distâncias genéticas entre as sequências de diferentes genes de indivíduos de bicudinho-do-brejo (*Stymphalornis acutirostris*) analisados, expressas com intervalo, média e \pm desvio padrão.

Genes	Distâncias genéticas			
	Todos os indivíduos	Grupo norte ¹	Grupo sul ²	Grupo norte x sul
ND2	0-0,00329 0,00074 \pm 0,00048	0-0,00329 0,00012 \pm 0,00007	0-0,00219 0,00064 \pm 0,00049	0-0,00329 0,00177 \pm 0,00120
CSDE	0-0,01506 0,00141 \pm 0,00078	0-0,01203 0,00087 \pm 0,00050	0-0,00895 0,00277 \pm 0,00175	0-0,01506 0,00268 \pm 0,00181
NAT15	0-0,01012 0,00381 \pm 0,00133	0-0,01010 0,00151 \pm 0,00073	0-0,00430 0,00339 \pm 0,00126	0-0,01012 0,00494 \pm 0,00195
CRYAA	0-0,01714 0,00506 \pm 0,00176	0-0,01367 0,00445 \pm 0,00174	0-0,01191 0,00572 \pm 0,00196	0-0,01714 0,00625 \pm 0,00211
CYB	0-0,00483	0-0,00096	0	0-0,00483

Genes	Distâncias genéticas		
	Todos os indivíduos	Grupo norte ¹	Grupo sul ²
	0,00248 ± 0,00110	0,00048 ± 0,00044	0,00410 ± 0,00184

¹ Inclui as populações de Baía de Antonina, Rio Nhundiaquara e Baía de Guaratuba, Estado do Paraná, e de Itapoá e Baía de Babitonga, Estado de Santa Catarina, sul do Brasil (*sensu* Reinert *et al.* 2007).

² Inclui as populações de Laguna, Santa Catarina, e Lagoa do Forno, Estado do Rio Grande do Sul, sul do Brasil (cap II - artigo 3).

Tabela 2. Estatísticas e testes de neutralidade e dinâmica populacional do bicudinho-do-brejo (*Stymphalornis acutirostris*). Abreviações: "n" = número de amostras; "h" = número de haplótipos; "Hd" = diversidade de haplótipos; "dp" = desvio padrão; "S" = número de sítios segregantes; " θ " = taxa de mutação na população; " π " = diversidade nucleotídica; " D_t " = Teste D de Tajima; " F_s " = Teste F_s de Fu; e "ns" = não significativo.

Grupo ¹	n	h	Hd \pm dp	S	$\theta \pm$ dp	$\pi \pm$ dp	D_t	F_s
<u>ND2</u>								
Norte	54	3	0,073 \pm 0,049	3	0,00072 \pm 0,00044	0,00012 \pm 0,00009	-1,6878 ^{ns}	-2,397
Sul	17	3	0,544 \pm 0,111	2	0,00065 \pm 0,00048	0,00077 \pm 0,00019	0,48233 ^{ns}	-0,094
Ambos	70	4	0,400 \pm 0,064	3	0,00068 \pm 0,00042	0,00074 \pm 0,00012	0,16029 ^{ns}	0,111
<u>CSDE</u>								
Norte	53	4	0,213 \pm 0,073	4	0,00259 \pm 0,00143	0,00086 \pm 0,00036	-1,52966 ^{ns}	-2,045
Sul	10	3	0,600 \pm 0,131	3	0,00312 \pm 0,00207	0,00275 \pm 0,00102	-0,43130 ^{ns}	0,345
Ambos	63	5	0,357 \pm 0,072	6	0,00374 \pm 0,00177	0,00139 \pm 0,00037	-1,52966 ^{ns}	-1,962

Grupo ¹	n	h	$Hd \pm dp$	S	$\theta \pm dp$	$\pi \pm dp$	D_t	F_s
<u>NATI5</u>								
Norte	32	15	$0,851 \pm 0,057$	9	$0,00318 \pm 0,00106$	$0,00336 \pm 0,00044$	$0,17561^{ns}$	-8,198
Sul	7	3	$0,524 \pm 0,209$	2	$0,00120 \pm 0,00085$	$0,00084 \pm 0,00037$	-1,23716 ns	-0,922
Ambos	39	13	$0,823 \pm 0,050$	9	$0,00312 \pm 0,00104$	$0,00307 \pm 0,00033$	-0,04726 ns	-5,352
<u>CRYAA</u>								
Norte	46	20	$0,900 \pm 0,027$	11	$0,00418 \pm 0,00126$	$0,00439 \pm 0,00035$	-0,10937 ns	-12,183
Sul	11	10	$0,982 \pm 0,046$	9	$0,00513 \pm 0,00171$	$0,00565 \pm 0,00076$	$0,42270^{ns}$	-6,225
Ambos	57	27	$0,920 \pm 0,020$	14	$0,00500 \pm 0,00040$	$0,00507 \pm 0,00135$	-0,41584 ns	-20,232

¹ Segregado em "norte" e "sul". O primeiro inclui as populações de Baía de Antonina, Rio Nhundiaquara e Baía de Guaratuba, Estado do Paraná, e de Itapoá e Baía de Babitonga, Estado de Santa Catarina, sul do Brasil (*sensu* Reinert *et al.* 2007). O segundo inclui as populações de Laguna, Santa Catarina, e Lagoa do Forno, Estado do Rio Grande do Sul, sul do Brasil (cap II - artigo 3).

Tabela 3. Número de haplótipos mitocondriais ("Hap"), número de indivíduos amostrados (n) e diversidade nucleotídica (π) em diferentes espécies animais consideradas ameaçadas de extinção pela IUCN. Abreviação: "n.i." = não informado.

Ordem (Família)	Espécie	IUCN ¹	Hap (n)	π	Fonte
Coraciiformes (Bucerotidae)	caláu de Visaya (<i>Penelopides panini</i>)	EN	62 (102)	0,004 a 0,015	Sammler <i>et al.</i> 2012
Falconiformes (Falconidae)	falcão-de-Sarker (<i>Falco cherrung</i>)	EN	57 (150)	0,00474 a 0,01149	Nittinger <i>et al.</i> 2007
Perissodactyla (Tapiridae)	anta (<i>Tapirus terrestris</i>)	VU	35 (48)	0,009325	de Thoisy <i>et al.</i> 2010
Sirenia (Trichechidae)	peixe-boi-marinho (<i>Trichechus inunguis</i>)	VU	31 (68)	0,00624	Castanhede <i>et al.</i> 2005
Cypriniformes (Balitoridae)	limpa-fundo de Taiwan (<i>Sinogastromyzon puliensis</i>)	VU	30 (47)	0,002	Liao <i>et al.</i> 2008
Cetartiodactyla (Iniidae)	toninha (<i>Pontoporia blainvillei</i>)	VU	28 (94)	n.i.	Lázaro <i>et al.</i> 2004
Carnivora (Felidae)	tigre (<i>Panthera tigris</i>)	EN	25 (72)	0,00181	Luo <i>et al.</i> 2004
Anura (Mantellidae)	sapo-de-bernhardi (<i>Mantella bernhardi</i>)	EN	23 (153)	0,0003 a 0,0027	Vieites <i>et al.</i> 2006
Carnivora (Felidae)	guepardo (<i>Acinonyx jubatus</i>)	VU	18 (94)	0,00659	Charruau <i>et al.</i> 2011
Testudines (Geomydidae)	tartaruga-folha-de-peito-preto (<i>Geoemyda spengleri</i>)	EN	18 ² (27)	0,01672 ²	Gong <i>et al.</i> 2009

Ordem (Família)	Espécie	IUCN ¹	Hap (n)	π	Fonte
Procellariiformes (Procellariidae)	pardela-preta (<i>Procellaria aequinoctialis</i>)	VU	17 (89)	0,00490	Techow <i>et al.</i> 2009
Falconiformes (Accipitridae)	abutre-africano (<i>Gyps africanus</i>)	EN	14 (74)	n.i.	Arshad <i>et al.</i> 2009
Falconiformes (Accipitridae)	abutre-de-rabo-branco (<i>Gyps bengalensis</i>)	CR	12 (32)	n.i.	Arshad <i>et al.</i> 2009
Cetartiodactyla (Bovidae)	gazela-dorcas (<i>Gazella dorcas</i>)	VU	12 (87)	0,0042	Godinho <i>et al.</i> 2013
Carnivora (Mustelidae)	ariranha (<i>Pteronura brasiliensis</i>)	EN	12 (30)	0,006	Garcia <i>et al.</i> 2007
Chiroptera (Vespertilionidae)	morcego da ilha Madeira (<i>Pipistrellus madeirensis</i>)	EN	11 (24)	n.i.	Pestano <i>et al.</i> 2003
Psittaciformes (Psittacidae)	arara-azul-grande (<i>Anodorhynchus hyacinthinus</i>)	EN	8 (43)	0,002 a 0,008	Faria <i>et al.</i> 2008
Passeriformes (Thamnophilidae)	papa-taoca-da-bahia (<i>Pyriglena atra</i>)	EN	8 (34)	n.i.	Maldonado 2012
Anseriformes (Anatidae)	pato-mergulhão (<i>Mergus octosetaceus</i>)	CR	7 (39)	0,039	Vilaça <i>et al.</i> 2012
Squamata (Scincidae)	lagarto de Otago (<i>Oligosoma otagense</i>) ³	EN	6 (63)	0,03900	Chapple <i>et al.</i> 2012

Ordem (Família)	Espécie	IUCN ¹	Hap (n)	π	Fonte
Pilosa (Bradypodidae)	preguiça-de-coleira (<i>Bradypus torquatus</i>)	VU	5 a 6 (70)	0,017634 a 0,03021	Lara-Ruiz <i>et al.</i> 2008
Falconiformes (Accipitridae)	abutre-de-rueppelli (<i>Gyps rueppellii</i>)	EN	5 (6)	n.i.	Arshad <i>et al.</i> 2009
Falconiformes (Accipitridae)	abutre-de-bico-longo (<i>Gyps indicus</i>)	CR	5 (49)	n.i.	Arshad <i>et al.</i> 2009
Passeriformes (Thamnophilidae)	bicudinho-do-brejo (<i>Stymphalornis acutirostris</i>)	EN	4 (70)	0,00074	presente estudo
Caudata (Hynobiidae)	salamandra-de-Semirechensk (<i>Ranodon sibiricus</i>)	EN	3 (123)	0,00064	Chen <i>et al.</i> 2012
Procellariiformes (Procellariidae)	pardela-de-óculos (<i>Procellaria conspicillata</i>)	VU	3 (23)	0,00090	Techow <i>et al.</i> 2009
Sirenia (Trichechidae)	peixe-boi-marinho (<i>Trichechus manatus manatus</i>)	EN	3 (73)	0,0026	Luna <i>et al.</i> 2012
Testudines (Podocnemidae)	tartaruga do vale do rio Magdalena (<i>Podocnemis lewyana</i>)	EN	2 (109)	n.i.	Vargaz-Ramírez <i>et al.</i> 2007
Falconiformes (Accipitridae)	abutre-de-bico-delgado (<i>Gyps tenuirostris</i>)	CR	2 (2)	n.i.	Arshad <i>et al.</i> 2009

¹ Categorias de ameaça: "CR" = criticamente ameaçado; "EN" = ameaçado; "VU" = vulnerável.

² Calculado pelos autores a partir das sequências utilizadas em Gong *et al.* (2009).

³ População de cativeiro.

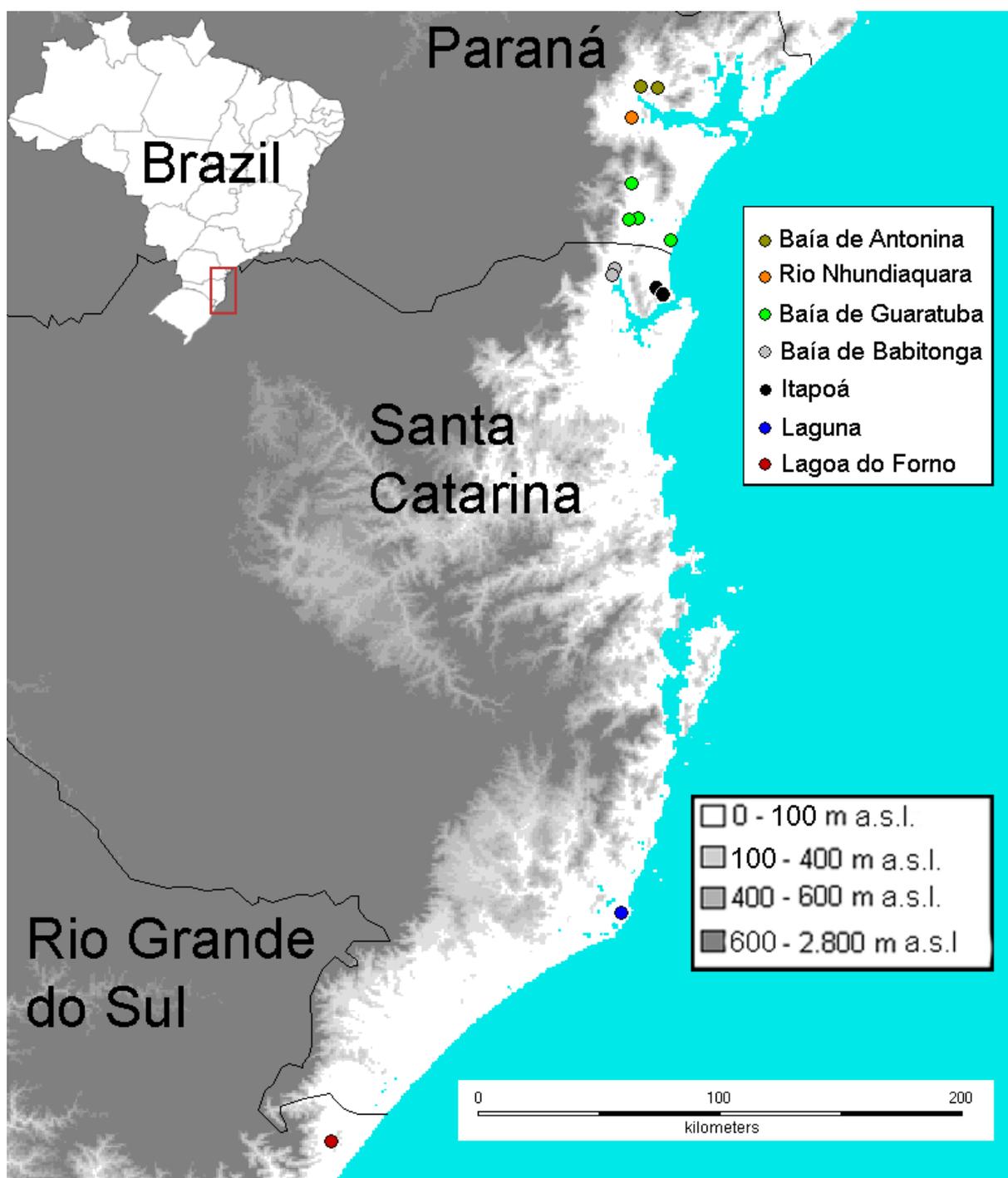


Figura 1. Localidades de onde obtivemos amostras genéticas do bicudinho-do-brejo (*Stymphalornis acutirostris*). Populações contempladas: (linhagem norte) Baía de Antonina, Rio Nhundiaquara, Baía de Guaratuba, Baía de Babitonga e Itapoá; (linhagem sul) Laguna e Lagoa do Forno.

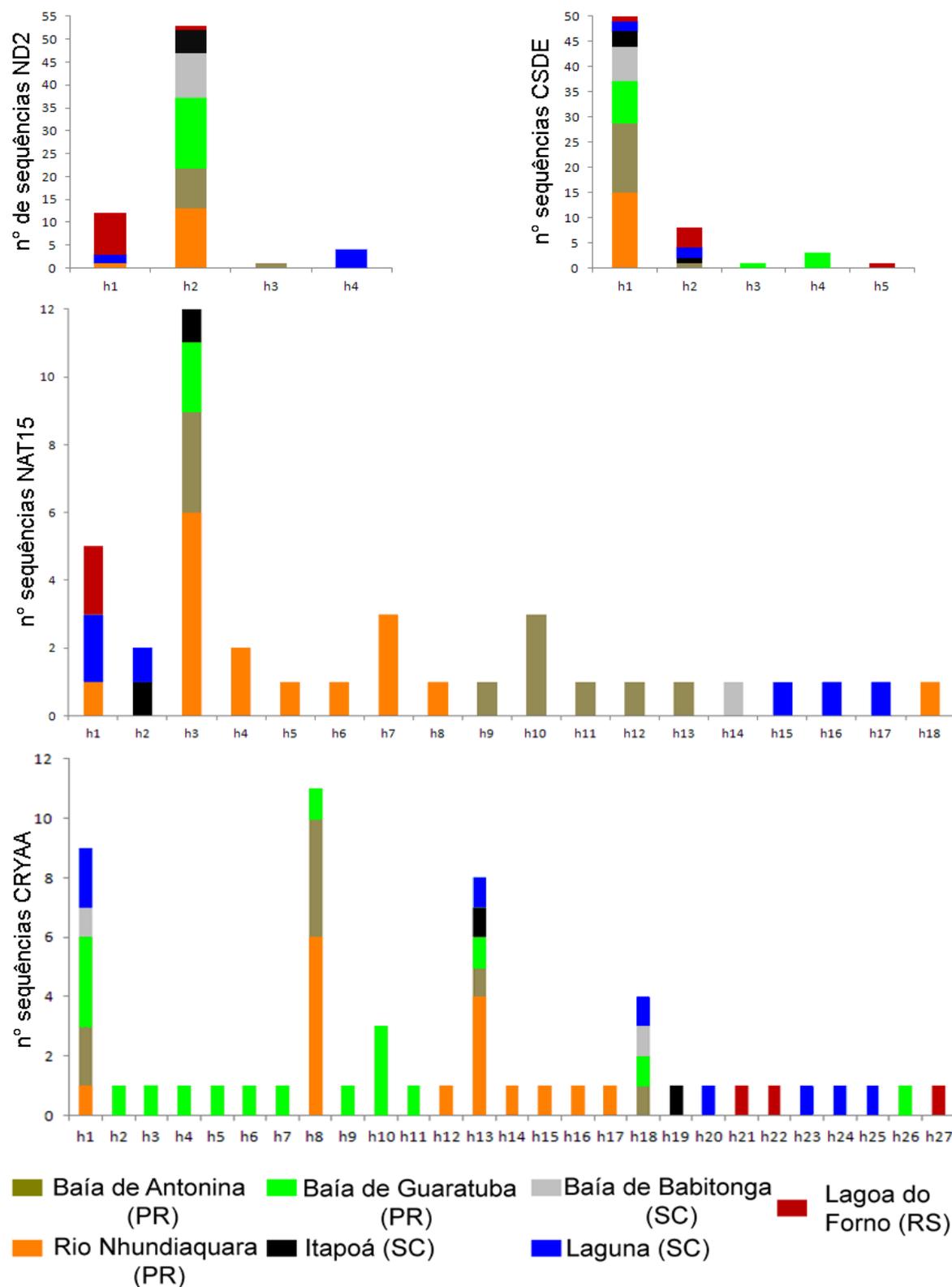


Figura 2. Distribuição dos haplótipos (h1, h2, h3...) do gene mitocondrial ND2 e íntrons dos genes nucleares CSDE, NAT15 e CRYAA do bicudinho-do-brejo (*Stymphalornis acutirostris*) por população amostrada (para a localização das mesmas, veja a Fig. 1).

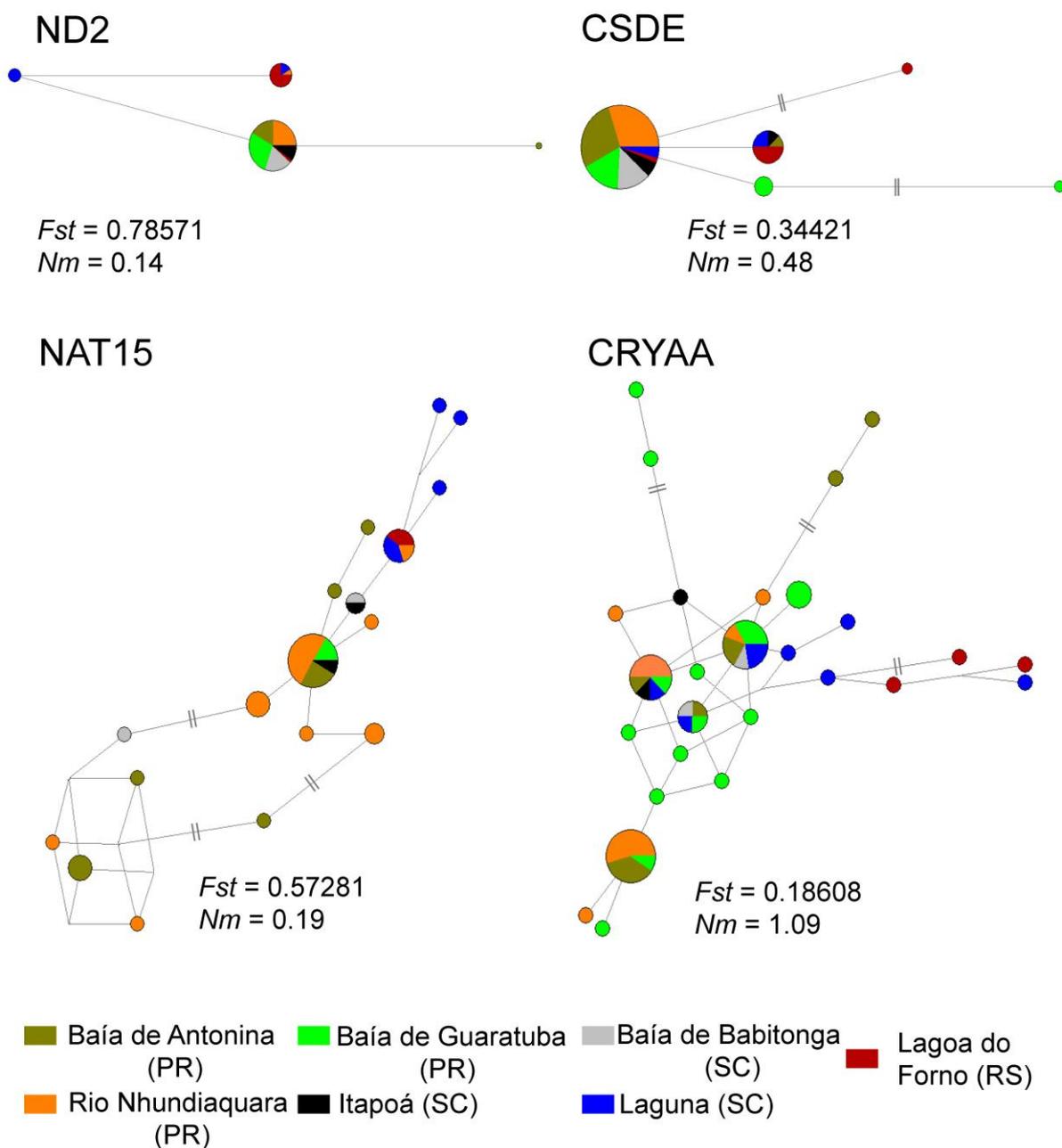


Figura 3. Rede de haplótipos do gene mitocondrial ND2 e íntrons dos genes nucleares CSDE, NAT15 e CRYAA do bicudinho-do-brejo (*Stymphalornis acutirostris*), reconstruídos por meio do programa NETWORK e estimados pelo método de *median-joining*. Em cores, evidenciamos as diferentes populações amostradas (para a localização das mesmas, veja a Fig. 1). As barras duplas indicam duas mutações entre os haplótipos.

Contribuições dos autores

Ricardo Belmonte-Lopes efetuou os trabalhos laboratoriais, analisou os dados, redigiu o manuscrito, auxiliou na coleta de amostras genéticas no campo e geriu os recursos para os trabalhos laboratoriais do projeto aprovado para desenvolver o presente estudo.

Marcos R. Bornschein auxiliou na redação do projeto pelo qual se obteve os recursos para os trabalhos de campo e de laboratório do presente estudo, coletou amostras genéticas e auxiliou na análise dos dados e redação do manuscrito.

Bianca L. Reinert redigiu e coordenou o projeto pelo qual se obteve os recursos para os trabalhos de campo e de laboratório do presente estudo e auxiliou na coleta de amostras genéticas no campo.

Daiane D. Sobotka redigiu o projeto pelo qual se obteve os recursos para os trabalhos de campo e de laboratório do presente estudo, efetuou os trabalhos laboratoriais, auxiliou nas análises laboratoriais e coletou amostras genéticas no campo.

Marcio R. Pie coordenou o trabalho e auxiliou na análise dos dados e redação do manuscrito.

CAPÍTULO 7 - Controle das braquiárias-d'água (*Urochloa* spp.) em áreas úmidas do bioma Floresta Atlântica: técnicas e custos envolvidos

Marcos R. Bornschein^{1, 2, 3, 7}, Fernanda F. Cordeiro de Lima⁴, Bianca L. Reinert^{3, 5} e Marcio R. Pie^{1, 2, 3}

Revista pretendida: Floresta (Qualis B3).

¹ Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal do Paraná, Centro Politécnico, Jardim das Américas, CEP 81531-990, Curitiba, Paraná, Brasil.

² Laboratório de Dinâmica Evolutiva e Sistemas Complexos, Departamento de Zoologia, Universidade Federal do Paraná, Centro Politécnico, Jardim das Américas, CEP 81531-990, Curitiba, Paraná, Brasil.

³ Mater Natura – Instituto de Estudos Ambientais, Rua Lamenha Lins 1080, CEP 80250-020, Curitiba, Paraná, Brasil.

⁴ Laboratório de Ecologia Vegetal, Departamento de Botânica, Universidade Federal do Paraná, Centro Politécnico, Jardim das Américas, Caixa Postal 19073, CEP 81531-990, Curitiba, Paraná, Brasil.

⁵ Laboratório de Biodiversidade, Conservação e Ecologia de Animais Silvestres, Departamento de Zoologia, Universidade Federal do Paraná, Centro Politécnico, Jardim das Américas, CEP 81531-990, Curitiba, Paraná, Brasil.

⁶ Autor correspondente. E-mail: bornschein.marcao@gmail.com

Resumo

Invasões biológicas são um problema global crescente pela contribuição na degradação de ambientes e ameaça à conservação de espécies. No presente estudo, trabalhamos com diferentes técnicas para o controle das exóticas braquiárias-d'água *Urochloa arrecta* e *U. mutica* em ambientes herbáceos naturais no litoral do Estado do Paraná, sul do Brasil, determinando os custos envolvidos na aplicação das técnicas de sucesso. Também quantificamos a área de ambientes naturais que foram invadidos por essas exóticas em parte do litoral do Paraná e litoral norte de Santa Catarina (baía de Antonina à foz do rio Itapocu). Em menos de um ano de manejo erradicamos as braquiárias-d'água nas áreas sob intervenção, o que foi possível pela aplicação de técnicas que foram de grande sucesso, pela constante retirada dos fragmentos das exóticas em regeneração e pela ausência de banco de sementes dessas exóticas nos locais estudados. O rastoreio mecânico raso foi a técnica que resultou maior sucesso no manejo das braquiárias-d'água. Sombreamento com lona plástica preta complementou a técnica e o uso de lona plástica transparente não surtiu resultado algum. Estimamos custos para a erradicação das exóticas em um hectare nos valores de R\$ 41.961,00 a R\$ 92.110,00, dependendo da distância do local manejado. Tendo sido estimados 254,6 ha de áreas invadidas pelas exóticas, a erradicação das mesmas custaria o valor mínimo de R\$ 10.682.293,00 (desconsiderando a contínua propagação das exóticas).

Palavras-chave: brejo de maré, planície de maré, áreas úmidas, *Urochloa arrecta*, *Urochloa mutica*.

Introdução

Invasões biológicas são um significativo componente de causas humanas nas mudanças ambientais no globo (Vitousek et al. 1997). Por contribuírem substancialmente na extinção de espécies (Vitousek et al. 1997), são consideradas a segunda maior causa de perda

de biodiversidade (IUCN 2006; Simberloff 2007). Mudança climática global exacerbou ainda mais a propagação de espécies exóticas invasoras, uma vez que zonas climáticas mudaram, expandindo áreas de distribuição potenciais de espécies (Clout e Williams 2009). Dentre espécies invasoras com atual distribuição grandemente ampliada tem-se as braquiárias-d'água *Urochloa arrecta* (HACK. ex T. DURAND & SCHINZ) MORRONE & ZULOAGA e *Urochloa mutica* (FORSSK.) T.Q. NGUYEN. Originárias da África, a primeira espécie tem hoje distribuição pan tropical e a segunda tropical e subtropical (<http://www.tropicalforages.info/index.htm>).

As braquiárias-d'água são espécies perenes de alto poder invasor (Lorenzi 2000) que se utilizam eficientemente dos recursos presentes para apresentar elevado fator de crescimento e resistência a alagamentos (Kissman 1997; Thomaz et al. 2009). *Urochloa arrecta* é muito competitiva e reduz a diversidade funcional de espécies nativas pela presença de compostos alelopáticos, alta eficiência energética, resistência a períodos de seca e elevada taxa de germinação, crescimento, rebrotamento e regeneração (Pivello 2005; Bianchini Jr. et al. 2010). Essa espécie apresenta efeito negativo sobre a diversidade funcional e riqueza de macrófitas aquáticas nativas, o que leva à homogeneização do ambiente e, conseqüentemente, à diminuição da beta diversidade de comunidades (Michelan et al. 2010), modificando ainda a hidrologia do local (Williams e Collet 2009).

Ambas as espécies de braquiárias-d'água são facilmente encontradas às margens de corpos hídricos, mesmo com baixos níveis de impacto ambiental, pelo fato de que se estabelecem sob as mesmas condições ambientais utilizadas por macrófitas nativas (Thomaz et al. 2012), estando desde há décadas disseminadas no Brasil (Smith et al. 1982). Pela ampla infestação de recursos hídricos, *U. arrecta*, em particular, é a espécie que causa a maior preocupação na conservação dos ecossistemas aquáticos brasileiros (Mormul et al. 2010). As braquiárias-d'água são invasoras muito disseminadas e de alto poder de impacto também nos

brejos de maré do litoral sul do Brasil, não havendo barreiras para a sua dispersão sobre herbáceas exceto a possível salinidade da água (Reinert *et al.* 2007). Ambas adensam-se continuamente até eliminar a vegetação nativa, tornando áreas que outrora eram brejos inabitadas por aves nativas, pelo que esse impacto foi considerado como supressor de área (Reinert *et al.* 2007). Destaca-se como espécie da fauna afetada por esse impacto o bicudinho-do-brejo (*Stymphalornis acutirostris* BORNSCHEIN, REINERT e TEIXEIRA 1995), pequena (9,8 g) ave restrita a menos de seis mil hectares de brejos (capítulo 3), a maioria sob influência diária das marés, considerada ameaçada de extinção na categoria "em perigo" no mundo (BirdLife International 2013) e no Brasil (Instrução Normativa no. 25, de 12 de abril de 2012).

O controle das braquiárias-d'água é necessário para retornar o ambiente próximo às suas condições naturais. Retirar as invasoras por meio de manejo mecânico, sem o uso de herbicidas, promove o retorno do hábitat perdido, refletindo incremento em riqueza e abundância da biota anterior à contaminação biológica (Perna *et al.* 2012). O controle também promove o retorno de outros serviços ambientais providos pelas áreas úmidas, como qualidade da água, contenção de enchentes, sequestro de carbono e serviços culturais (Zedler e Kercher 2005). Sendo assim, os objetivos deste estudo foram adaptar e desenvolver técnicas mecânicas de manejo, sem o uso de herbicidas, para o controle de *Urochloa* spp. em áreas úmidas do sul do Brasil e estimar os custos envolvidos.

Material e Métodos

Área de estudo e tempo de amostragem

Realizamos o trabalho entre março e dezembro de 2012 na Área de Proteção Ambiental de Guaratuba, município de Guaratuba, litoral sul do Estado do Paraná, sul do Brasil, especificamente na foz do rio Riozinho (25°51'57"S, 48°45'03"O), ilha do

Jundiaquara (25°52'28"S, 48°45'33"O) e na Lagoa do Parado (25°44'40"S, 48°42'53"O). O primeiro se situa a um quilômetro do porto da comunidade rural Colônia Riozinho, o segundo a seis quilômetros e o último a 22 quilômetros de distância. Os dois primeiros lugares situam-se na baía de Guaratuba e estão sob influência diária do regime das marés, enquanto que o último, em localização interiorana, tem influência indireta e esporádica do regime das marés (Reinert et al. 2007), estando sob influência do regime de cheias da lagoa em consequência das chuvas. A vegetação dos locais estudados sob influência das marés é predominantemente herbácea, denominada "brejo de maré" (*sensu* Reinert et al. 2007). Em condição não invadida pelas exóticas, dominam *Crinum americanum* L., *Schoenoplectus californicus* C.A. MEYER e *Acrostichum danaefolium* LANGSD. & FISCH (localmente *Fuirena robusta* KUNTH, *Cladium jamaicense* CRANTZ e *Typha domingensis* PERS.). Na Lagoa do Parado, em condição não invadida pelas exóticas, domina *Panicum* cf. *mertensii* no ambiente herbáceo e *Tabebuia cassinoides* (LAM.) DC. no arbóreo. Trabalhamos no manejo em áreas com domínio de *Urochloa arrecta*, havendo pouca *U. mutica*. Em meio às exóticas, haviam também indivíduos de *P.* cf. *mertensii* e *S. californicus*, algumas manchas de *A. danaefolium* e raros indivíduos de outras espécies.

Técnicas de manejo aplicadas

Trabalhamos o manejo com as técnicas de rastoreio (mecânico e manual) e abafamento, segundo o protocolo de intervenção mecânica, estabelecido pelo Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental (www.institutohorus.org.br). A primeira ação foi o rastoreio mecânico, que realizamos com corte parcial e subsequente tentativa de incêndio controlado com o objetivo de reduzir a biomassa. O corte parcial foi a partir da formação de leras com 2 a 3 m de largura e com 1 m entre elas. Para tal, o espaço entre as mesmas sofreu corte raso, em seguida a vegetação mais alta das leras foi cortada com facão e,

rente ao solo, foi cortada com roçadeira (até a 40-50 cm de profundidade a partir da borda da leira). Logo após, em período de maré baixa e sem chuva, efetuamos a tentativa de incêndio controlado através da queima convencional e do uso de latas com óleo diesel em pontos da vegetação a ser eliminada. Para maior segurança, efetuamos aceiros para evitar o eventual alastramento do fogo (Figura 1).

Após utilizarmos o rastoreio, tal qual descrito acima, testamos o rastoreio mecânico raso com uso de roçadeira e com subsequente retirada das raízes das exóticas. Nessa técnica procuramos evitar o excesso de fragmentação da biomassa roçada a fim de minimizar a possível rebrota a partir de fragmentos da vegetação. Após o corte raso, uma parte da biomassa roçada foi mantida no local por um período de até dois meses e, em seguida, extraída pelas raízes com o auxílio de rastelo e/ou enxada e empilhada em montes. Com o intuito de evitar o brotamento da biomassa empilhada, cobrimos alguns montes com lona preta e revolvemos periodicamente outros por um período de três meses e, em locais onde havia risco da maré levar fragmentos de braquiária e causar disseminação, após o corte, prendemos os montes de biomassa com estacas de bambu. Para a manutenção da área livre da invasora e favorecimento da regeneração das espécies nativas, retiramos periodicamente, de forma manual, todas as braquiárias-d'água regenerantes com auxílio de facão e/ou rastelo (Figura 2).

O abafamento (“solarização”) consistiu no uso de lona preta por um período de aproximadamente quatro meses. Fixamos as lonas com estacas de bambu após corte raso e/ou parcial com objetivo de controlar a invasora por meio da diminuição de sua taxa fotossintética. Também testamos a eficiência da lona transparente após corte raso (Figura 3). Além das técnicas descritas, procedemos também a retirada manual (“livramento”) das braquiárias-d'água que cresciam sobre a vegetação nativa (ex. manchas de samambaias-do-mangue *A. danaefolium*).

Estimativa dos custos para a aplicação das técnicas de manejo

Após o teste das diversas técnicas, selecionamos aquelas mais eficientes ao manejo e contabilizamos o custo de aplicação da metodologia e extrapolamos o valor para a retirada total da invasora por hectare, em três intervalos de distâncias distintas do local de manejo ao ponto de acesso ao barco para o deslocamento da equipe de manejo (a 1 km, 6 km e 22 km de distância). Em seguida, o custo/hectare foi extrapolado para o controle nas regiões sob influência de marés nas regiões com invasão das exóticas quantificada (ver abaixo), sem levarmos em consideração a dispersão e taxas de expansão das invasoras. Incluímos os custos técnicos envolvidos na ação de manejo (pagamento pessoal de peões, manutenção de equipamentos, despesas de aluguel de barco, combustível e em pontos mais distantes, diárias de alimentação e alojamento), os custos de administração e coordenação do projeto (pagamento pessoal para responsável técnico e técnico 2) e os custos iniciais para a aquisição dos petrechos de manejo. O custo técnico varia por metro quadrado a ser manejado. Já o custo administrativo flutua por hectare a ser manejado, pois a capacidade de a equipe de coordenação gerir o projeto permite o alcance de até um hectare de atuação por unidade mínima de remuneração. Levamos em consideração que o responsável técnico pode administrar o dobro de horas esforço/homem em relação ao técnico 2, visto que este possui a função de coordenar os peões em campo, enquanto que o primeiro pode administrar mais de uma equipe.

Mapeamento de áreas invadidas pelas braquiárias-d'água

Efetuamos análise de imagens orbitais disponíveis no programa Google Earth (7.0.2.8415) das seguintes regiões: baía de Antonina, rio Nhundiaquara, rio Guaraguaçu e baía de Guaratuba, Estado do Paraná, e Itapoá, baía de Babitonga e Rio Itapocu, Estado de Santa

Catarina. Delimitamos os polígonos de áreas invadidas pelas braquiárias-d'água, os quais foram medidos no programa GEPATH 1.4.4. Avaliamos a acurácia do GEPATH, comparando a área resultante de 10 polígonos medidos nesse programa e no programa ArcGIS 9.3. Obtivemos algumas diferenças de 0,01 ha a mais ou a menos à área dos polígonos medidos por um ou outro programa, resultando em somatórias iguais. Na interpretação de ambientes, comparamos a posição, textura, impressões de altura e nuances de coloração. Auxiliou nesse processo a confrontação dos padrões observados com os resultados do mapeamento prévio (Reinert *et al.* 2007), o conhecimento de campo dos autores quanto à localizações de distintos ambientes e as conferências da interpretação em campo. Foram passíveis de interpretação como áreas invadidas somente aquelas totalmente tomadas pelas braquiárias-d'água.

Resultados

Técnica de sucesso

Totalizamos 1.234 h de horas/homem de manejo das braquiárias-d'água, das quais 663 h no estuário e 571 h na Lagoa do Parado. Desconsiderando a quantidade de homens trabalhando, efetuamos 640 h de manejo propriamente dito. Uma síntese das técnicas aplicadas consta na Tabela 1. Em menos de um ano de manejo conseguimos promover a erradicação das braquiárias-d'água nas áreas sob intervenção, o que foi possível pela aplicação de técnicas que foram de grande sucesso, pela constante retirada dos fragmentos das exóticas em regeneração e pela ausência de banco de sementes dessas exóticas nos locais estudados.

O rastoreio mecânico raso foi a técnica que resultou maior sucesso no manejo das braquiárias-d'água. O fato de termos deixado, após corte raso, a biomassa cortada e não picada, de um a dois meses sem remoção, auxiliou no processo causando a compactação e consequentemente a redução do volume da biomassa a ser juntada. Além disso, a biomassa

cortada ajudou a abafar as exóticas regenerantes, enfraquecendo as mudas das braquiárias-d'água que ainda estavam fixas no solo, facilitando a retirada destas pelas raízes, com rastelo em áreas de estuário e enxada no ambiente fluvial. A manutenção da retirada das invasoras regenerantes pela raiz contribuiu para a chegada das espécies nativas, tanto por brotamento daquelas cortadas pela roçadeira, quanto pela germinação de sementes disseminadas no local. Deste modo, após sete meses de manejo notamos significativa mudança da paisagem através do alto recrutamento das espécies nativas na área trabalhada, o que se deu principalmente pela ausência de recrutamento pelo banco de sementes das invasoras no ambiente.

Para a contenção do brotamento nos montes de braquiárias-d'água cortada, tanto o abafamento com lona preta quanto o revolvimento da biomassa apresentaram diminuição do brotamento na mesma proporção no inverno. No entanto, no verão, período de maior taxa de crescimento da invasora, somente o abafamento com lona preta proporcionou uma queda no brotamento. Deste modo, optamos por utilizar a técnica de revirada da biomassa periodicamente até a total morte dos regenerantes da invasora no inverno (dado os menores custos) e abafamento durante o verão.

O experimento de solarização mostrou-se eficiente com o uso de lona preta como procedimento inicial, desde que seja utilizada para o controle de pequenas áreas de invasão, devido ao alto custo envolvido. Após quatro meses, verificamos a degeneração das braquiárias embaixo da lona, o que ainda permitiu uma diminuição da biomassa em 90% e facilitou a capina das touceiras remanescentes das invasoras. O abafamento com lona preta após corte raso também apresentou eficiência, em função da insignificante taxa de regeneração da invasora após quatro meses de experimento. Após a retirada da lona houve pouca ou nenhuma regeneração da invasora. A fixação das lonas plásticas com bambus trançados utilizadas para o abafamento da biomassa de braquiárias-d'água foi bem sucedida, visto que suportaram as lonas nas marés altas, chuvas fortes e ventos moderados. Entretanto,

para melhores resultados, recomendamos o trabalho com lona preta grossa com a finalidade de evitar possíveis danos por intempéries. O rastoreio manual ou “livramento” de espécies nativas em meio às braquiárias-d’água mostrou-se eficiente.

Durante todo o processo de manejo mantivemos faixas, com cerca de um metro de largura, de vegetação não manejada junto às margens dos rios e canais no intuito de servirem como anteparo aos fragmentos das braquiárias-d’água movidos pelas marés, ao que se serviram muito bem. Após cerca de seis meses, quando notamos que a regeneração natural já estava em pleno desenvolvimento, procedemos então o manejo dessas faixas, pois estavam igualmente invadidas pelas exóticas.

Técnica de insucesso

O rastoreio parcial com o objetivo de redução da biomassa para posterior queima controlada não obteve sucesso. A queimas não foram eficientes devido às variações das marés, que regularmente molhavam a vegetação manejada. No rastoreio parcial, com os cortes acima e abaixo nas leras de braquiária, parte da biomassa secou como pretendíamos, pois o peso da vegetação cortada acima, associado com chuvas e ventos, fez com que a vegetação cortada se compactasse parcialmente, reduzindo cerca de 30 a 40% da altura original. Entretanto, uma maior porção da vegetação ainda ficou em contato com a água da maré, permanecendo úmida e enraizando-se. Em locais sem influência de maré, mas com chuvas constantes e frequentes cheias dos rios, a roçada parcial e queima posterior também não resultou em sucesso. Somente em condições de baixa umidade do ar conseguimos queimar a parte superior das leras de braquiária.

O experimento de abafamento com lona transparente após corte raso não resultou em sucesso para o tipo de ambiente trabalhado, pois foi observada uma elevada taxa de

regeneração da invasora após quatro meses de experimento. O efeito da lona transparente foi o inverso do esperado, como observado com o uso da lona preta (Figura 4).

Custos estimados para a aplicação das técnicas selecionadas para o manejo

O custo total de manejo não foi diferente entre locais com variação de marés e alagamentos periódicos. Entretanto, quando levamos em consideração a distância da área de manejo, existiu o aumento dos custos. Isto se deve, principalmente, às despesas com diárias de alojamento e alimentação em locais mais distantes, além do maior gasto de combustível para deslocamento. Deste modo, o custo de manejo estimado para um hectare apresentou maior valor na Lagoa do Parado, num total de R\$ 92.109,9, ao passo que na região de estuário o maior valor foi de R\$ 49.671,3 (Tabela 2). Somado a estes valores está o custo inicial de implementação do manejo através da compra de equipamentos utilizados para a execução do trabalho (ex. roçadeira, EPIs, lona, etc.), no valor de R\$ 4.104,1.

Identificamos haver 254,6 ha de áreas úmidas completamente invadidas pelas braquiárias-d'água nas regiões avaliadas (Tabela 3). Estimamos que seria necessário um valor mínimo de R\$ 10.682.293,00 para a erradicação dessas exóticas nesses lugares, sem levar em consideração a ampliação das áreas invadidas pelo natural crescimento da vegetação e dispersão para novos lugares. Por região, a erradicação na baía de Guaratuba exigiria R\$ 4.219.518,00, a baía de Antonina R\$ 1.780.809,00 e Itapoá R\$ 1.366.657,00 (Tabela 3). Nas demais regiões, os custos são menores.

Discussão

Conseguir a erradicação das espécies manejadas em menos de um ano não era esperado, ao menos a julgar pelo significativo banco de sementes que *Brachiaria decumbens* STAPF. desenvolve e pela intensa regeneração que essa espécie apresenta mesmo após um

ano de manejo (município de Tibagi, centro-norte do Paraná; MRB). Ao contrário da expectativa quanto à velocidade para obtenção de sucesso no manejo, os altos custos envolvidos não causaram surpresa. As invasões por plantas em ambientes aquáticos nos Estados Unidos provocam uma perda estimada de 10 milhões de dólares por ano em serviços de recreação (pesca e ecoturismos em geral realizados neste tipo de ambiente) e cerca de 100 milhões dispensados no controle das exóticas em geral, totalizando cerca de 137 bilhões de dólares ao ano com perdas ambientais oriundas de espécies exóticas em geral (Pimentel et al. 2000). Quando somado o Brasil com Estados Unidos, Reino Unido, Austrália, Índia e África do Sul, contabilizam-se 1,4 trilhões de dólares em perdas por invasões, ou seja, 5% da economia mundial (Pimentel et al. 2001).

Os altos custos envolvidos na manejo dos ambientes avaliados chama a atenção para que necessidades preventivas seriam possivelmente mais baratas, aí se incluindo manutenção de borda de floresta entre áreas com uso do solo e brejos, remoção de manchas flutuantes de braquiárias-d'água transportadas pelos rios antes de se fixarem e manejo em fases iniciais de contaminação biológica. A ausência de interferência governamental só fará com que a situação piore, pois o crescimento das exóticas e o surgimento de novos focos de invasão são contínuos. Linhas de apoio a projetos de controle de exóticas por parte dos órgãos públicos deve ser enormemente ampliadas.

Confirmamos que o abafamento com plástico preto eliminou as invasoras, que morrem pelo aumento da taxa de calor na região coberta e diminuição da taxa fotossintética (Kuva et al 1995; Tozani et al 2006; Tu et al 2001; Marushia e Allen 2009), entretanto, o alto custo das lonas é o fator limitante. A nossa experimentação com a lona transparente relevou ineficiência, ao contrário do preconizado na literatura (trabalhos citados acima), pois ocorreu amplo brotamento das braquiárias-d'água. Isso aconteceu provavelmente pelo fato de que o constante alagamento não promoveu um aquecimento suficiente no interior da lona, como se

esperaria que houvesse ocorrido caso houvesse menos umidade no solo (Grinstein e Hetzroni 1991). A erradicação de invasoras pelo método de solarização com plástico transparente também é dependente da temperatura de germinação da espécie a ser combatida, sendo mais eficiente para plantas com maior taxa estabelecimento em temperaturas amenas (Elmore 1990), diferente das gramíneas estudadas, as quais são plantas que evoluíram em climas mais quentes. Sendo assim, em sítios com influência de marés ou alagamentos, é indicada com principal técnica de solarização aquela realizada com plásticos pretos, pois, além de aquecer, promove a diminuição da taxa fotossintética da invasora, causando a degeneração das mesmas.

Agradecimentos

Esse estudo foi apoiado pela Fundação Grupo Boticário de Proteção à Natureza (FGBPN) (0908_20112, 0004_2012). Os projetos foram desenvolvidos via Mater Natura - Instituto de Estudos Ambientais, com especial apoio de Helena Zarantonieli na gestão financeira. MRB é apoiado por uma bolsa de doutoramento da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - CAPES. O Instituto Ambiental do Paraná ofereceu licença de manejo na Área de Proteção Ambiental de Guaratuba. Carlos O. A. Gussoni nos apresentou o programa GEPATH.

Literatura citada

- Birdlife International. 2013. Species factsheet: *Stymphalornis acutirostris*. <<http://www.birdlife.org>> (30 January 2013).
- Clout, M. N. e P. A. Williams. 2009. Invasive species management. A Handbook of principles and techniques. Oxford: University Press. 308p.

- Elmore, C. L. 1990. Use of solarization for weed control. In: J. E. DeVay, J.J. Stapleton e C.L. Elmore, eds. Soil Solarization. Rome: United Nations.
- Giesy, J. P., S. Dobson e K. R. Solomon. 2000. Ecotoxicological risk assessment for roundup herbicide. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* 167:35–120.
- Grinstein, A. e A. Hetzroni. 1991. The technology of soil solarization, pp. 159-170. In: J. Katan e J.E. DeVay, eds. Soil Solarization. Boca Raton: CRC Publications.
- IUCN. 2006. The World Conservation Union IUCN. <<http://www.iucn.org>> acessado em fevereiro de 2006.
- Kissmann, K. G., ed. 1997. Plantas infestantes e nocivas. 2ª ed. São Paulo: BASF. Tomo I. 825 p.
- Kuva, M. A., P. L. C. A., Alves, e E. L. A. Erasmo. 1995. Efeitos da solarização do solo através de plástico transparente sobre o desenvolvimento da tiririca (*Cyperus rotundus*). *Planta Daninha* 13(1): 26-31.
- Lorenzi, H., ed. 2000. Plantas daninhas do Brasil. Instituto Plantarum de Estudos da Flora Ltda. Nova Odessa. 608p.
- Marushia, R. G. e E. B. Allen. 2009. Control of exotic annual grasses to restore native forbs in abandoned agricultural land. *Restoration Ecology* 19: 45-54.
- Michelan T. S., S. M. Thomaz, R. P. Mormul e P. Carvalho. 2010. Effects of an exotic invasive macrophyte (tropical signalgrass) on native plant community composition, species richness and functional diversity. *Freshw Biol* 55: 1315–1326.
- Perna, C. N., M. Cappo, B. J. Pusey, D. W. Burrows e R. G. Pearson. 2012. Pearson removal of aquatic weeds greatly enhances fish community richness and diversity: an example from the Burdekin river floodplain, Tropical Australia. *River Res. Applic.* 28: 1093–1104.

- Pimentel, D., L. Lach, R. Zuniga e D. Morrison. 2000. Environmental and economic costs of nonindigenous species in the United States. *BioScience* 50: 53-65.
- Pimentel, D., S. McNair, J. Janecka, J. Wightman, C. Simmonds, C. O'Connell, E. Wong, L. Russel, J. Zern, T. Aquino e T. Tsomondo. 2001. Economic and environmental threats of alien plant, animal, and microbe invasions. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 84: 1-20.
- Reinert, B. L., M. R. Bornschein e C. Firkowski. 2007. Distribuição, tamanho populacional, hábitat e conservação do bicudinho-do-brejo *Stymphalornis acutirostris* Bornschein, Reinert e Teixeira, 1995 (Thamnophilidae). *Revista Brasileira de Ornitologia* 15: 493-519.
- Simberloff, D. 2007. Given the stakes, our modus operandi in dealing with invasive species should be “guilty until proven innocent”. *Conservation Magazine* 8: 1819.
- Smith, L. B., D. C. Wasshausen e R. M. Klein. 1982. Gramíneas. Gêneros: 85. *Paspalum* até 115. *Zea*. *Flora Ilustrada Catarinense (GRAM)*: 910-1407.
- Thomaz, S. M., P. Carvalho, R. P. Mormul, F. A. Ferreira, M. J. Silveira e T. S. Michelin. 2009. Temporal trends and effects of diversity on occurrence of exotic macrophytes in a large reservoir. *Acta Oecologica* 35: 614-620.
- Thomaz, S. M., M. J. Silveira e T. S. Michelin. 2012. The colonization success of an exotic Poaceae is related to native macrophyte richness, wind disturbance and riparian vegetation. *Aquat Sci* 74: 809-815.
- Tozani, R., H. M. Lopes, C. M. Sousa e E. R. Silva. 2006. Manejo alternativo de plantas daninhas na cultura de beterraba. *Rev. Univ. Rural* 25: 70-78.
- Tu, M., C. Hurd e J. M. Randall e The Nature Conservancy, eds. 2001. Weed control methods handbook: tools and techniques for use in natural areas. All U.S. Government Documents (Utah Regional Depository). 533p.

- Vitousek, P. M., C. M. D'Antonio, L. L. Loope, M. Rejmánek e R. Westbrooks. 1997. Introduced species: a significant component of human-caused global change. *New Zeland Journal of Ecology* 21: 1-16.
- Williams, P. e A. Collet. 2009. Control of the exotic Para Grass allows the expansion of the rare native wetland grass *Paspalidium udum* in a north Queensland wetland. Notes and Sumaries of Ecological Society of Australia. *Ecological Management and Restoration* 10 (1): 60-62.
- Zedler, J. B. e S. Kercher. 2005. Wetland resources: status, trends, ecosystem services, and restorability. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 30: 39–74.

Tabela 1. Síntese dos procedimentos utilizados e aprovados durante o manejo das braquiárias-d'água (*Urochloa arrecta* e *U. mutica*) em áreas úmidas na baía de Guaratuba, município de Guaratuba, Estado do Paraná, sul do Brasil.

Técnica	Situação que se aplica	Petrechos	Procedimento	Destino da biomassa
Rastoreio mecânico	Grande densidade de exóticas (estuário e locais sem marés).	Roçadeira, foice, facão, rastelo.	Roçada rasa, em seguida deixar a biomassa até 1 mês no local antes do empilhamento. Manter faixa de pelo menos 1 m de vegetação no perímetro da área manejada.	Empilhamento para sombreamento e/ou revolvimento conforme a estação do ano.
Rastoreio manual	Grande densidade de exóticas (estuário e locais sem marés).	Rastelo, enxada	Remoção das mudas enraizadas, após empilhamento da biomassa roçada.	Empilhamento para sombreamento e/ou revolvimento.
Rastoreio manual	Pouca densidade de exóticas (estuário e locais sem marés).	Rastelo, enxada	Remoção das exóticas desde as raízes.	Empilhamento para sombreamento e/ou revolvimento.
Secção	Vegetação flutuante ou de região ciliar (estuário e locais sem marés).	Foice, facão, rastelo, estacas de bambu.	Quando em marés baixas ou níveis baixos de cheia.	Empilhamento para sombreamento e/ou revolvimento.

Técnica	Situação que se aplica	Petrechos	Procedimento	Destino da biomassa
Solarização	De preferência para vegetação após rastoreio com corte raso. Mas também pode ser usado como procedimento inicial.	Lona plástica preta, estacas de bambu (1 m), enxada e/ou rastelo.	Costurar a lona com os bambus. Não deixar respiros (furos na lona). Em procedimentos iniciais, após quatro meses retirar as raízes das touceiras.	Empilhamento

Tabela 2. Custos por hectare para a erradicação das braquiárias-d'água (*Urochloa arrecta* e *U. mutica*) de áreas úmidas contaminadas na baía de Guaratuba, município de Guaratuba, Estado do Paraná, sul do Brasil. Abreviações: RT = responsável técnico; T2 = técnico 2.

Local	Distância (Km)	Custos (R\$)				
		Técnico	Administrativo (RT)	Administrativo (T2)	Investimento Inicial	Total
Foz rio Riozinho	1	34.037,3	1.469,22	2350,0	4.104,1	41.960,6
Ilha do Jundiaquara	6	41.748,0	1.469,22	2350,0	4.104,1	49.671,3
Lagoa do Parado	22	84.186,7	1.469,2	2350,0	4.104,1	92.109,9

Tabela 3. Perda de áreas úmidas por invasão das braquiárias-d'água (*Urochloa arrecta* e *U. mutica*) em estuários e áreas úmidas adjacentes da baía de Antonina, litoral do Paraná, à foz do rio Itapocu, litoral norte de Santa Catarina e custos envolvidos no manejo (considerando-se o local manejado a uma distância de 1 km do local de acesso ao transporte por embarcação).

Local	Perda por invasão (ha)	Custo manejo (R\$)
Estado do Paraná		
Baía de Antonina	42,4	1.780.808,8
Rio Nhundiaquara	20,1	845.506,5
Rio Guaraguaçu	16,9	709.134,5
Baía de Guaratuba	100,6	4.219.518,1
Santa Catarina		
Itapoá	32,6	1.366.657,4
Baía de Babitonga	27,0	1.131.258,36
Rio Itapocu	15,0	629.409,3
Total	254,6	10.682.293,1



Figura 1. Roçada em corte parcial com formação de leras com 2 a 3 m de largura e com 1 m de espaçamento entre elas. Técnica realizada com o intuito de posterior incêndio controlado para fins de diminuição da biomassa.



Figura 2. Rastoreio mecânico raso com uso de roçadeira (A) com subsequente retirada das raízes das invasoras (B) em estuário e rastoreio mecânico com enxadas (C) em local com alagamentos periódicos (C). Manutenção das áreas manejadas com retirada de pedaços das exóticas em regenerantes foi feita manualmente (D).



Figura 3. Solarização (abafamento) com uso de lona plástica preta (A, B) e transparente (C) após corte raso das braquiárias-d'água (*Urochloa arrecta* e *U. mutica*).



Figura 4. Resultado do experimento de solarização com lona transparente. Nota-se que esta técnica não foi apropriada pois obtivemos o efeito contrário do previsto, ou seja, o crescimento das exóticas ao invés de sua erradicação.

CAPÍTULO 8 - Propostas para o futuro Plano de Ação Nacional para Conservação do Bicudinho-do-brejo (*Stymphalornis acutirostris*)

Marcos R. Bornschein, Bianca L. Reinert, Daiane D. Sobotka, Ricardo Belmonte-Lopes e Marcio R. Pie

O ICMBio tem como meta a elaboração e implementação dos Planos de Ação Nacional para Conservação de Espécies Ameaçadas de Extinção da biota brasileira (Instrução Normativa no. 25, de 12 de abril de 2012). O bicudinho-do-brejo (*Stymphalornis acutirostris*) é ameaçado no âmbito nacional na categoria "em perigo" (Instrução Normativa do Ministério do Meio Ambiente, de 27 de maio de 2003; ver também Reinert e Bornschein [2008]), pelo que ele ainda deverá ser alvo dessa estratégia conservacionista. No presente estudo, propomos ações para a conservação da espécie que possam ser consideradas quando da elaboração de seu plano nacional de ação, quer se concretize como plano específico ou voltado para um grupo regional de espécies. Adotamos como base a itemização do Plano de Conservação para Espécies de Aves Ameaçadas no Paraná (Instituto Ambiental do Paraná 2009), adaptando e atualizando o plano de conservação estadual do bicudinho-do-brejo (Reinert *et al.* 2009).

As ações do plano paranaense envolvem a atribuição de escalas de priorização e prazos para as ações. A escala de prioridades possui quatro níveis, a saber: "essencial", "alta", "média" e "baixa" (Instituto Ambiental do Paraná 2009). A primeira se aplica quando está em questão um declínio populacional que pode levar a espécie à extinção, a segunda quando o declínio é de mais de 20% em 20 anos ou menos, a terceira quando o declínio é de até 20% em 20 anos ou menos e, finalmente, a última escala se aplica quando o declínio é local (Instituto Ambiental do Paraná 2009). A escala de prazos foi assim definida: "imediato" (para efetivação até o próximo ano), "curto" (para efetivação entre um e três anos), "médio" (para

efetivação entre quatro e cinco anos), "longo" (para efetivação entre seis e 10 anos) e "contínuo" (em prazo indefinido de efetivação) (Instituto Ambiental do Paraná 2009).

Em função e haverem duas linhagens evolutivas distintas do bicudinho do brejo (capítulo 6), avaliamos cada ação proposta para a espécie, como um todo, e para cada uma das linhagens (doravante, "linhagem norte" e "linhagem sul"; veja abaixo). Ações consideradas relevantes para uma linhagem, mas não para toda a espécie, também foram consideradas e avaliadas pelas mesmas escalas citadas acima.

Plano de Conservação

1 Políticas Públicas e Legislação

1.1 Proteção às áreas de Formações Pioneiras nas áreas de ocorrência da espécie.

Prioridade: alta.

Prazo: contínuo.

Como: os órgãos ambientais competentes não devem conceder licenças para extrativismo, supressão de vegetação e outras formas de uso que alterem áreas de Formações Pioneiras, como drenagens, devem rever eventuais licenças expedidas que permitam tais alterações e devem fiscalizar o cumprimento da legislação ambiental na região de ocorrência da espécie.

Necessidades: disposição política, criar um SIG para monitoramento das áreas, incremento em pessoal e infra-estrutura para a fiscalização e aplicação de multas aos infratores.

Atores: Governos Estaduais e Municipais relacionados, Ministério Público, IBAMA e gerentes de unidades de conservação (UCs) da região de ocorrência da espécie.

1.2 Capacitação dos fiscais.

Prioridade: média.

Prazo: contínuo.

Como: órgãos responsáveis devem ofertar cursos de capacitação aos fiscais das instituições de fiscalização da região de ocorrência da espécie.

Necessidades: firmar parcerias para ampliar o trânsito de informações entre pesquisadores e gestores de UCs.

Atores: ICMBio, Governos Estaduais e Municipais relacionados, ONGs e comunidade científica.

1.3 Implantação do Parque Estadual do Boguaçu (município de Guaratuba, Paraná).

Prioridade: baixa.

Prazo: curto.

Como: os gestores da UC devem iniciar os processos de regularização fundiária e elaboração do Plano de Manejo.

Necessidades: disposição política.

Atores: Governo do Estado do Paraná e IAP.

1.4 Implantação do Parque Municipal Natural da Lagoa do Parado (município de Guaratuba, Paraná).

Prioridade: média.

Prazo: imediato.

Como: os gestores da UC devem iniciar os processos de regularização fundiária e elaboração do Plano de Manejo.

Necessidades: disposição política.

Atores: Município de Guaratuba.

1.5 Criação de uma Área Úmida de Importância Internacional (Sítio Ramsar).

Prioridade: alta.

Prazo: curto.

Como: pesquisadores autônomos, instituições de pesquisa ou setores específicos de órgãos ambientais devem apresentar proposta técnica ao Governo Paranaense de criação de Sítio Ramsar em parte da baía de Guaratuba (Reinert *et al.* 2005), o qual deve endossar a proposta e encaminhá-la ao Governo Federal para que este solicite, à Convenção Ramsar, que a região indicada receba o título de “Área Úmida de Importância Internacional”.

Necessidades: apresentação formal da proposta de criação do Sítio Ramsar à Convenção Ramsar pelo Governo Federal.

Atores: Governo Federal, Governo do Estado do Paraná, Ministério do Meio Ambiente, ONGs, instituições de pesquisa e pesquisadores autônomos.

1.6 Proibição da extração de areia nas áreas de ocorrência do bicudinho-do-brejo na APA de Guaratuba.

Prioridade: alta.

Prazo: contínuo.

Como: o IAP não deve conceder licenças para novos empreendimentos de extração de areia na região e deve cassar as licenças concedidas para essa finalidade, bem como deve fiscalizar o cumprimento das condicionantes ambientais dos empreendimentos autorizados, enquanto em operação.

Necessidades: disposição política e alteração do zoneamento de áreas passíveis de mineração, em atendimento às necessidades de conservação do bicudinho-do-brejo e maria-catarinense (*Hemitriccus kaempferi*) (Belmonte-Lopes e Bornschein 2009, Reinert *et al.* 2009).

Atores: IAP, Departamento Nacional de Produção Mineral (DNPM), Ministério Público, Município de Guaratuba e gestores da APA de Guaratuba.

1.7 Criação de UC na área de ocorrência da espécie em Laguna.

Prioridade: essencial (considerando a linhagem sul).

Prazo: imediato.

Como: pesquisadores autônomos, instituições de pesquisa ou setores específicos de órgãos ambientais devem apresentar proposta técnica ao Governo Federal e/ou catarinense subsidiando a criação de uma UC, incluindo sugestão de categoria de manejo.

Necessidades: disposição do Governo Federal ou Estadual para criar uma UC e apoio das comunidades locais.

Atores: Governo Federal, Governo do Estado de Santa Catarina, Município de Laguna, comunidades locais, ONGs, instituições de pesquisa e pesquisadores autônomos.

1.8 Isolar a área de ocorrência da espécie em Laguna do pastoreio.

Prioridade: essencial (considerando a linhagem sul).

Prazo: imediato.

Como: intervenção pública, com oferecimento de medida compensatória ao proprietário ou rendatário da área (Figura 1).

Necessidades: disposição dos Governo Federal, Estadual e/ou Municipal.

Atores: Governo Federal, Governo do Estado de Santa Catarina e/ou Município de Laguna.

2 Proteção da Espécie e seu Habitat

2.1 Controle da invasão de plantas exóticas nos ambientes de ocorrência da espécie.

Prioridade: essencial.

Prazo: contínuo.

Como: manejo das braquiárias-d'água (*Urochloa arrecta* e *U. mutica*) e *Echinochloa* sp. (localmente na baía de Babitonga; dados inéditos dos autores) nas áreas designadas como Zonas Livres de Braquiárias (ZLBs) para a conservação do bicudinho-do-brejo (capítulo 3).

Necessidades: destinação de recurso contínuo para a criação e manutenção de um programa ininterrupto de manejo de vegetais exóticos nas ZLBs propostas para a espécie.

Atores: Governos do Estado do Paraná e Santa Catarina, IAP, FATMA, IBAMA, Municípios envolvidos, gerentes de UCs da região, ONGs, instituições de pesquisa e pesquisadores autônomos.

2.2 Translocação de indivíduos do bicudinho-do-brejo entre populações de cada linhagem.

Prioridade: essencial.

Prazo: longo.

Como: mediante desenvolvimento de projeto de longo prazo para que se realize translocalão da espécie (veja abaixo).

Necessidades: obtenção de financiamento por longo prazo.

Atores: pesquisadores autônomos, instituições de pesquisa e ONGs.

2.3 Realização de educação ambiental voltada para a valorização de áreas úmidas.

Prioridade: média.

Prazo: contínuo.

Como: mediante implantação de programa de educação ambiental que considere as necessidades de conservação da espécie e as realidades das comunidades locais.

Necessidades: disponibilização de linhas de financiamentos, por parte dos Governos Federal e Estaduais, para a implantação de programa de educação ambiental de longo prazo.

Atores: pesquisadores autônomos, Secretarias Estaduais de Educação do Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul, escolas públicas e particulares, ONGs e associações de moradores.

3 Pesquisa

3.1 Monitoramento de indivíduos translocados da espécie.

Prioridade: essencial.

Prazo: longo.

Como: por meio do desenvolvimento de projeto de pesquisa.

Necessidades: obtenção de financiamento por longo prazo.

Atores: pesquisadores autônomos, instituições de pesquisa e ONGs.

3.2 Efeito do tráfego de barcos sobre a reprodução da espécie na baía de Babitonga.

Prioridade: baixa (considerando a linhagem norte).

Prazo: curto.

Como: por meio do desenvolvimento de projeto de pesquisa.

Necessidades: apoio financeiro.

Atores: pesquisadores autônomos, instituições de pesquisa e ONGs.

3.3 Procura por novas áreas de ocorrência da espécie no litoral sul de Santa Catarina e litoral norte do Rio Grande do Sul.

Prioridade: essencial (considerando a linhagem sul).

Prazo: curto.

Como: por meio do desenvolvimento de projeto de pesquisa.

Necessidades: apoio financeiro.

Atores: pesquisadores autônomos, instituições de pesquisa, ONGs, gerentes de UCs, equipe técnica de órgãos ambientais.

4 Projeto de Translocação

Os resultados do estudo de genética do bicudinho-do-brejo revelaram que a espécie está estruturada em duas linhagens e que ambas têm baixa variabilidade genética (capítulo 6). Foi sugerido efetuar translocação de indivíduos entre as populações que compõem cada linhagem, mas não entre linhagens. Uma das linhagens ocorre no norte da distribuição da espécie, incluindo as populações da baía de Antonina, rio Nhundiaquara, baía de Guaratuba, Itapoá e baía de Babitonga (linhagem norte). A outra linhagem ocorre no sul da distribuição da espécie e inclui as populações de Laguna e Lagoa do Forno (Rio Grande do Sul; linhagem sul). Os dados de variabilidade genética da linhagem do norte ainda indicaram que se deve translocar, prioritariamente, indivíduos das populações da baía de Antonina e rio Nhundiaquara para as da baía de Guaratuba, Itapoá e baía de Babitonga, e vice-versa. Projetos de translocação não foram previstos em nenhum Plano de Conservação de Aves Ameaçadas

no Paraná (Instituto Ambiental do Paraná 2009), certamente pela carência de informações que os justificassem. Informações detalhadas deverão compor um plano de translocação a ser constituído em projeto para a busca de autorização junto ao ICMBio, além de patrocínio. Independente disso, antecipamos algumas recomendações.

Os resultados de campo revelaram que o sumiço de um casal ao mesmo tempo pode implicar redução na densidade de territórios, pois a área vaga pode ser incorporada aos territórios de casais vizinhos. Logo, sugerimos que a translocação se faça com a retirada de um membro de um casal de uma população para levá-lo a um território de outra, de onde se tiraria o indivíduo de mesmo sexo para "repor" no território desfalcado. Recomendamos que o tempo para a "reposição" dos indivíduos translocados aos territórios de destino dure de três a cinco horas, tempo suficiente para que o indivíduo sozinho comece a vocalizar intensamente, o que pode favorecer o encontro dos indivíduos e diminuir a possibilidade de que ele seja muito agressivo.

Se o indivíduo translocado se fixar no território de destino ou em algum outro monitorado, sugerimos que se tente "trocar" o outro membro do par por um indivíduo trazido da mesma população de origem do que foi translocado previamente, para que se tente fixar um casal completo dessa população de origem. Recomendamos que as translocações sejam feitas logo após a muda de plumagem, em março, quando os indivíduos acumulam gordura e poderiam ficar menos suscetíveis a problemas nutricionais nos territórios de destino. Para o transporte de indivíduos, sugerimos pequenas gaiolas (cerca de 25 cm de comprimento por 15 cm de altura e 15 cm de largura). Em gaiolas similares foram translocados indivíduos do bicudinho-paulista (*Stymphalornis* sp. nov.), com muito sucesso (BLR e MRB). Esses indivíduos aceitaram muito bem larvas de tenébrios, mas não beberam água colocada em recipientes, embora tenham sido liberados com sede, como se constatou de indivíduos soltos que beberam orvalho a 20 cm dos pesquisadores antes de se moverem para longe (BLR e

MRB). Poderia ser uma alternativa para dessedentar os indivíduos translocados despejar um pouco de água no fundo das gaiolas pouco antes de eles serem liberados.

Recomendamos que os bicudinhos-do-brejo translocados tenham pelo menos oito meses de idade, pois essa é a idade mínima que verificamos indivíduos iniciarem a reprodução (construção de ninhos; dados inéditos dos autores). Vimos um indivíduo se palear com três meses de vida, mas ele não ajudava na defesa territorial e não reproduziu tão novo. Indivíduos da espécie atingem pelo menos 16 anos, mas a idade média da população é de quatro a cinco anos. Desse modo, recomendamos a translocação de indivíduos mais novos. Experiência na reprodução, embora deva ser ganha com o tempo, não impede que indivíduos com menos de um ano gerem filhotes que se tornem independentes, mesmo tendo cada membro do par menos de um ano de vida, como se sucedeu com um casal (dados inéditos dos autores).

A existência de dinâmica fonte-ralo na população da baía de Guaratuba, com uma área ralo somente 25 m distante de uma área fonte, revela que estudos prévios nas populações alvo de translocação podem fazer a diferença entre o insucesso antevisto ou possível sucesso do projeto. Das quatro áreas com reprodução estudada na baía de Guaratuba, em três delas a produção de filhotes supera a morte de indivíduos. A que apresenta a melhor produção média por casal/ano é a ilha da Folharada, que sugerimos seja o local a receber os primeiros indivíduos translocados na baía de Guaratuba. Mesmo nessa ilha, no entanto, há territórios onde casais nunca produziram um filhote até a independência, enquanto há outros onde os casais geraram filhotes regularmente e um, em particular, onde o casal ocupante gerou filhotes que ficaram independentes todos os anos do período de estudo (Figura 2). Tendo-se essa informação da produtividade por território, os mais produtivos devem ser selecionados para receber os indivíduos translocados.

Recomendamos que um projeto piloto de translocação seja iniciado imediatamente, com um ou dois indivíduos sendo trazidos do rio Nhundiaquara e levados para a ilha da Folharada e vice versa. Com menor densidade de indivíduos da espécie na população do rio Nhundiaquara do que na da baía de Antonina, as chances de os indivíduos translocados ocuparem os postos vagos nos territórios alvos pode ser maior. O monitoramento dessa primeira iniciativa, que deve durar pelo menos seis meses após a translocação, pode gerar informações importantes para subsidiar com mais segurança a elaboração de um programa de translocação.

Referências

- Belmonte-Lopes, R. e Bornschein, M. R. 2009. Maria-catarinense (*Hemitriccus kaempferi*), pp. 120-128. Em: *Planos de conservação para espécies de aves ameaçadas no Paraná*. Curitiba: Instituto Ambiental do Paraná.
- Instituto Ambiental do Paraná. 2009. *Planos de conservação para espécies de aves ameaçadas no Paraná*. Curitiba: Instituto Ambiental do Paraná.
- Reinert, B. L. e Bornschein, M. R. 2008. *Stymphalornis acutirostris*, pp. 618-619. Em: A. B. M. Machado, G. M. Drummond e A. P. Paglia (eds.) *Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente.
- Reinert, B. L.; Bornschein, M. R. e Sobotka, D. D. 2009. Bicudinho-do-brejo (*Stymphalornis acutirostris*), pp. 100-109. Em: *Planos de conservação para espécies de aves ameaçadas no Paraná*. Curitiba: Instituto Ambiental do Paraná.
- Reinert, B. L.; Bornschein, M. R. e Belmonte-Lopes, R. 2005. Guaratuba Bay, Paraná Coast, South of Brazil: A potential area to be designated as Ramsar site, p. 726. Em: XIX Annual Meeting of the Society for Conservation Biology, 2005. *Book of abstracts...* Brasília: Society for Conservation Biology e Universidade de Brasília.



Figura 1. Região de ocorrência do bicudinho-do-brejo (*Stymphalornis acutirostris*) em Pedras Brancas (28°30'54"S, 48°47'29"O), município de Laguna, Santa Catarina. A. Área com presença da espécie e mínimo pastoreio. B. Ambiente potencial de ocorrência mas sem presença da espécie talvez em função do intenso pastoreio.

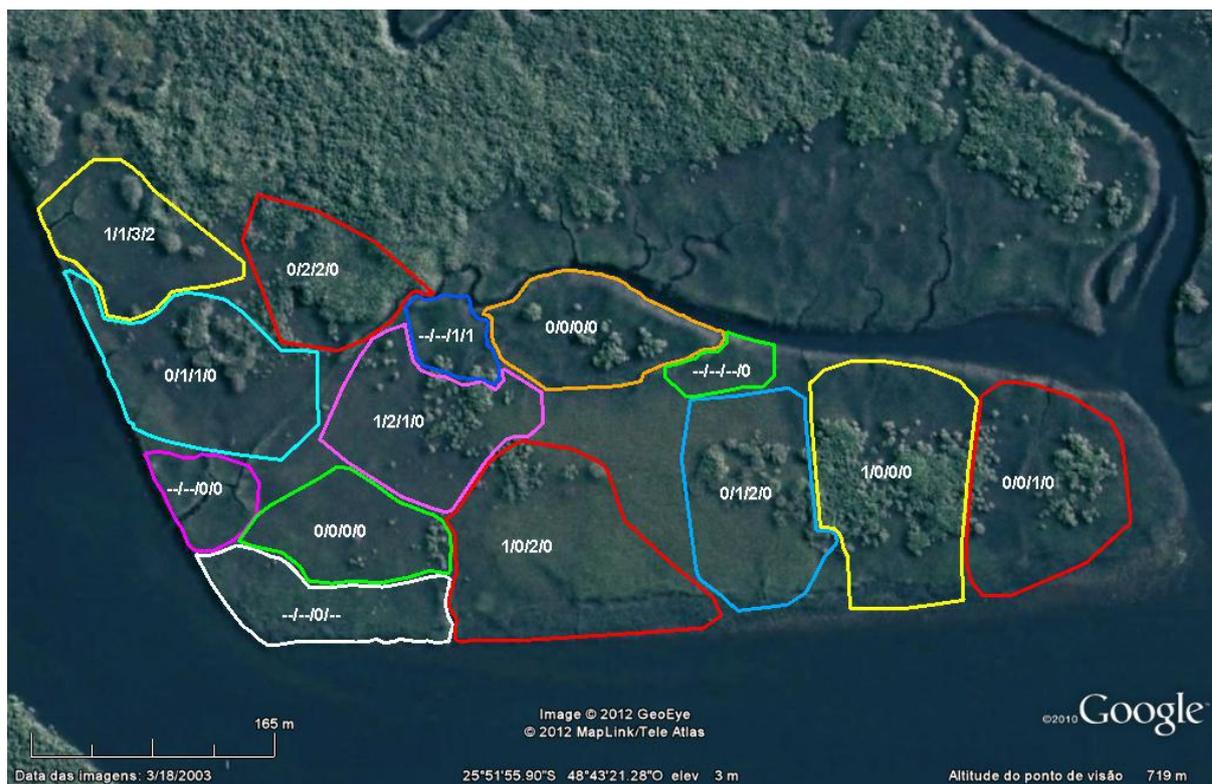


Figura 2. Filhotes de bicudinho-do-brejo (*Stymphalornis acutirostris*) produzidos (que atingiram a independência) por território (polígonos coloridos) na ilha da Folharada, município de Guaratuba, Paraná, sul do Brasil, em quatro estações reprodutivas (2009-2013). No canto superior esquerdo, repare no único território do local onde foram produzidos filhotes em todos os anos. Na indicação da produção por ano, o tracejado indica que o território não existia na ocasião.

Conclusões gerais

Ninhos da espécie são feitos com materiais obtidos de uma grande variedade de plantas e muitas plantas também são usadas como suporte. Na presença de vegetação vertical, a espécie soluciona o problema de suporte para os ninhos fixando-os lateralmente nessa vegetação, à semelhança de outras aves de brejos, mas de forma não registrada antes na família.

Territórios da espécie variam em tamanho ao longo do gradiente altitudinal da planície de maré e nesse gradiente também varia a riqueza de plantas, densidade de plantas, altura de alagamento pelas marés e tempo de alagamento. Maior riqueza e densidade de plantas e hábitat disponível mais tempo nos locais mais altos da planície de maré, onde há menos tempo e altura de alagamento, pode explicar os pequenos tamanhos dos territórios aí encontrados. Em oposição, poucas plantas, pouca densidade de plantas e hábitat mais tempo submerso nos locais situados em menor altitude na planície de maré explicaria o porquê os territórios aí são maiores, pois refúgio, locais para nidificação e mesmo alimento seriam menos abundantes nessas condições.

O lento incremento de herbáceas e arbóreas nas áreas de estudo e a disponibilização de novos sítios para nidificação que isso conferiu à espécie permitiu que áreas sem territórios fixos fossem ocupadas com territórios permanentes, sugerindo que a espécie seleciona locais que permitam reprodução, mas isso talvez seja buscado somente após a nutrição individual estar garantida no território.

Registros de indivíduos com territórios fixos fora de seus territórios, mas além do território vizinho, poderiam ser considerados como deslocamentos para a finalidade de avaliar os territórios e seus ocupantes, visando eventuais trocas de territórios. Assim, estariam

restringidos à delimitação das áreas de vida dos indivíduos somente os registros extraterritoriais nos territórios vizinhos.

Ocorreu somente uma diminuta perda de habitat da espécie por antropismos de 1980 a 2012, contrariamente às expectativas, mas o reflexo de novos dados de densidade da espécie alterou a estimativa de tamanho populacional atual para menos de 50% da estimativa prévia.

A presença de áreas contaminadas por braquiárias exóticas invasoras nos ambientes de ocorrência da espécie, associada ao fato de que muitas das áreas de ocorrência são pequenas e espalhadas ao longo de vastas áreas, reforça a necessidade de se conservar áreas nucleares de ocorrência da espécie.

O manejo das braquiárias é custoso e será inócuo se concluído antes que elas sejam erradicadas das áreas sob interferência. Desse modo, projetos de manejo devem dimensionar a área de atuação com o montante de recurso disponível para chegar a bom termo.

Sendo custosos e passíveis de não darem os devidos resultados conservacionistas, projetos de manejo das braquiárias devem ser efetuados nas maiores áreas de ocorrência da espécie menos afetadas pela contaminação das exóticas. Propomos que essas áreas sejam denominadas de "Zonas Livres de Braquiárias" (ZLBs).

Verifica-se a demografia fonte-ralo na população da baía de Guaratuba, mesmo sem haver significativas alterações ambientais ou diferenças perceptíveis nos ambientes que possa explicar o comportamento ralo, salvo eventual aumento de predação e/ou mortalidade de filhotes.

Produz-se equilibrada quantidade de machos e fêmeas na população da baía de Guaratuba.

Morrem machos e fêmeas em quantidade equilibrada na população da baía de Guaratuba.

Machos e fêmeas têm idades médias equivalentes na população da baía de Guaratuba.

A espécie é longeva, com indivíduos atingindo pelo menos 16 anos de idade, reproduzindo-se.

Atribuindo-se uma idade mínima aos indivíduos quando se inicia um estudo, a curva da idade média indicará o gradual incremento em idade até se estabilizar, o que ocorrerá anos depois de iniciado o estudo em função da substituição de indivíduos.

Indivíduos nascidos na área de estudo se fixaram em territórios com menos de dois anos de idade, em geral.

Os indivíduos que se pareiam nas áreas de estudo substituindo aqueles do início do estudo o fazem com idades atribuídas similares à idade dos indivíduos com data de nascimento conhecida quando se fixam em territórios, permitindo avaliar que a curva de idade média representa uma boa estimativa da idade média da população a partir do momento em que se estabiliza.

Stymphalornis acutirostris está estruturado em duas linhagens que se estima divergiram há pouco mais de 100 mil anos.

Após a divergência da população, houve limitado contato secundário.

Níveis médios do mar mais baixos no passado podem ter propiciado a formação de vastas áreas de banhados no que hoje é a plataforma continental, os quais teriam ampliado a distribuição geográfica da espécie e permitido ampla troca de fluxo gênico.

As encostas da Serra do Tabuleiro, Santa Catarina, que chegam até bem próximo do mar em local onde a planície litorânea tem baixa altitude, podem ter sido o divisor das populações do bicudinho-do-brejo quando o nível do mar subiu.

As variações climáticas do Pleistoceno afetaram potencialmente mais as espécies litorâneas do que aquelas de áreas elevadas devido às variações do nível do mar.

Os padrões filogeográficos verificados em *Stymphalornis acutirostris* podem se verificar em outras espécies litorâneas não florestais do sul do Brasil.

A variabilidade genética do bicudinho-do-brejo é baixa.

Translocação de indivíduos entre populações de cada linhagem pode aumentar a variabilidade genética da espécie.

As braquiárias-d'água *Urochloa arrecta* e *U. mutica* não formam banco de sementes nos locais sob influência diária das marés e de cheias periódicas de rios na baía de Guaratuba.

A erradicação das braquiárias-d'água em local manejado é possível em menos de um ano.

O alto custo envolvido na erradicação sugere que a prevenção contra a invasão pode ser mais barata.

Um projeto piloto de translocação deve ser iniciado em curto prazo para estruturar um programa de translocação na espécie.

Projetos de controle das braquiárias-d'água nas ZLBs necessitam ser iniciados ou continuados.

A área de ocorrência da espécie no município de Laguna, Santa Catarina, necessita ser protegida imediatamente.