



**CENTRO UNIVERSITÁRIO VILA VELHA – UVV
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA DE
ECOSSISTEMAS**

Dissertação de Mestrado

**DENSIDADE E DISTRIBUIÇÃO DE PASSERIFORMES:
THAMNOPHILIDAE EM UMA UNIDADE DE CONSERVAÇÃO DE
FLORESTAS DE MONTANHA DO SUDESTE DO BRASIL.**

LEONARDO BRIOSCHI MATHIAS

**VILA VELHA
OUTUBRO DE 2011**



**CENTRO UNIVERSITÁRIO VILA VELHA – UVV
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA DE
ECOSSISTEMAS**

Dissertação de Mestrado

**DENSIDADE E DISTRIBUIÇÃO DE PASSERIFORMES:
THAMNOPHILIDAE EM UMA UNIDADE DE CONSERVAÇÃO DE
FLORESTAS DE MONTANHA DO SUDESTE DO BRASIL.**

Dissertação apresentada ao Centro Universitário Vila Velha, como pré-requisito do Programa de Pós-graduação em Ecologia de Ecossistemas, para a obtenção do título de Mestre em Ecologia.

LEONARDO BRIOSCHI MATHIAS

Orientador:
Prof. Dr. Charles Gladstone Duca Soares

**CENTRO UNIVERSITÁRIO VILA VELHA (UVV)
VILA VELHA
OUTUBRO DE 2011**

M431d Mathias, Leonardo Brioschi.

Densidade e distribuição de passeriformes: Thamnophilidae em uma unidade de conservação de florestas de montanha no sudeste do Brasil / Leonardo Brioschi Mathias. – 2011.
69 f.: il.

Orientador: Dr. Charles Gladstone Duca Soares.

Dissertação (Mestrado em Ecologia de Ecossistemas) – Universidade Vila Velha, 2011.

1. Aves. 2. Áreas de conservação I. Soares, Gladstone Duca. II. Centro Universitário Vila Velha. III. Título.

CDD 598.2

Dissertação de Mestrado

**DENSIDADE E DISTRIBUIÇÃO DE PASSERIFORMES:
THAMNOPHILIDAE EM UMA UNIDADE DE CONSERVAÇÃO DE
FLORESTAS DE MONTANHA DO SUDESTE DO BRASIL.**

LEONARDO BRIOSCHI MATHIAS

Aprovada em 03 de Outubro de 2011

Banca Examinadora:

Prof. Dr. João Batista de Pinho – UFMT

Prof. Dr. Werther Krohling – UVV

Prof. Dr. Charles Gladstone Duca Soares – UVV
(orientador)

AGRADECIMENTOS

À minha família, Sr. Wilson, meu Pai, Dona Maria Lourdes, minha mãe e minhas duas irmãs, Carolina e Angela, pelo apoio, compreensão e paciência nesses dois anos de dedicação.

À minha companheira, Adeliane, pelo estímulo, apoio e ajuda em todas as etapas deste trabalho.

Ao meu orientador, Prof. Charles Duca, que apoiou a execução deste trabalho e mostrou o melhor caminho a seguir em meio a um turbilhão de idéias e sede pela ciência.

À minha tia e madrinha Ana Maria, pela hospedagem durante a fase de cumprimento de créditos e pelo carinho de sempre.

Ao meu tio José Dimas pelo apoio de sempre, inclusive financeiro, e pelo estímulo a entrar para o programa de pós-graduação.

Aos amigos Eduardo Pagoto e Rodrigo Piassi, pelo auxílio nas coletas e pelos momentos de distração pós-coleta, com certeza me diverti, mesmo com todo o compromisso deste mestrado. Foram muitos bolinhos de bacalhau regados a cerveja e boa companhia!

Aos companheiros de laboratório Rodrigo Pessoa, Fabrício e Úrsola pela ajuda nas coletas e pelos “toques” para condução do trabalho realizado.

À toda a equipe do Parque Estadual da Pedra Azul, em especial aos Guarda-Parques Canal, Rildo, Cezati e Bellon. O trabalho de abertura de acessos, manutenção de trilhas, transporte de redes e de suportes (aqueles bem pesados, de bambu) não teria sido possível sem a ajuda de profissionais tão comprometidos com a Unidade de Conservação.

Ao IEMA, pela disponibilização de materiais e apoio nas coletas.

Aos meus colegas de trabalho, Rita, Savana, Everaldo, Roberto, Roberta, Maria, Gustavo, dos quais vários já passaram por esta etapa, pela troca construtiva e prazerosa de experiências.

Ao Professor Alessandro Ramos, pelos auxílios à distância no encaminhamento de documentos relativos ao Mestrado.

Ao CEMAVE/ICMBIO pela concessão de anilhas e pela autorização para a realização das coletas.

*“Há um único recanto do universo que podemos ter certeza de melhorar: o nosso
próprio eu.”*

ALDOUS LEONARD HUXLEY

SUMÁRIO

RESUMO	1
ABSTRACT	3
INTRODUÇÃO GERAL	5
REFERÊNCIAS	8
CAPÍTULO 1: Territorialidade e distribuição de seis espécies de <i>Thamnophilidae</i> (Aves: Passeriformes) no Parque Estadual da Pedra Azul, Sudeste do Brasil	11
INTRODUÇÃO	12
OBJETIVO	15
HIPÓTESES	15
MÉTODOS	16
RESULTADOS	22
DISCUSSÃO	28
CONCLUSÕES	33
REFERÊNCIAS	34
CAPÍTULO 2: Utilização de modelos de máxima entropia para conservação de <i>Drymophila genei</i> (Passeriformes: <i>Thamnophilidae</i>)	39
INTRODUÇÃO	40
OBJETIVO	43
HIPÓTESES	43
MÉTODOS	44
RESULTADOS	47
DISCUSSÃO	52
CONCLUSÕES	55
REFERÊNCIAS	56

ÍNDICE DE FIGURAS

CAPÍTULO 1: Territorialidade e distribuição de seis espécies de *Thamnophilidae* (Aves: Passeriformes) no Parque Estadual da Pedra Azul, Sudeste do Brasil.

Figura 1: Domínio do Bioma Mata Atlântica no Brasil (polígono em verde), onde está inserida a totalidade do território do Espírito Santo (polígono em Azul Claro, e região onde está inserido o Parque Estadual da Pedra Azul (polígono azul escuro), Unidade de Conservação onde foi definida a grade de amostragem (polígono verde)..... 18

Figura 2: Distribuição dos territórios de *T. caerulescens* (a) *M. loricata* (a) na grade de estudo localizada no Parque Estadual da Pedra Azul, Espírito Santo. O polígono azul indica os limites da grade de amostragem e os polígonos amarelos e rosas indicam os territórios das diferentes espécies. Escala: 1:10.000.....24

Figura 3 – Distribuição dos territórios de *D. ochropyga* (a) e *P. leucoptera* (b) na grade de estudo localizada no Parque Estadual da Pedra Azul, Espírito Santo. O polígono azul indica os limites da grade de amostragem e os polígonos vermelhos e laranja indicam os territórios das diferentes espécies. Escala: 1:10.000.....24

Figura 4 – Distribuição dos territórios de *D. ferruginea* (a) e *D. mentalis* (b) na grade de estudo localizada no Parque Estadual da Pedra Azul, Espírito Santo. O polígono azul indica os limites da grade de amostragem e os polígonos verdes e azuis-claros indicam os territórios das diferentes espécies. Escala: 1:10.000.....25

Figura 5 – Territórios de *Thamnophilus caerulescens* (polígonos amarelos), *Myrmeciza loricata* (polígonos rosas), *Pyriglena leucoptera* (polígonos cinzas), *Drymophila ochropyga* (polígonos vermelhos), *Drymophila ferruginea* (polígonos verdes) e *Dysithamnus mentalis* (polígonos azuis-claros) na grade de amostragem delimitada no Parque estadual da Pedra Azul.26

Figura 6 – Tamanho dos territórios de *Thamnophilus caerulescens* (TC), *Pyriglena leucoptera* (PL), *Myrmeciza loricata* (ML), *Drymophila ochropyga* (DO), *Dysithamnus mentalis* (DM) e *Drymophila ferruginea* (DF) na área de estudo delimitada no PEPAZ. Pontos médios e barras correspondem à média e ao desvio padrão, respectivamente. As letras A e B indicam diferenças

significativas existentes entre o tamanho dos territórios de <i>Thamnophilus caerulescens</i> (A) em relação às outras espécies (B).....	27
CAPÍTULO 2: Utilização de modelos de máxima entropia para conservação de <i>Drymophila genei</i> (Passeriformes: Thamnophilidae).	

Figura 1 - Distribuição potencial para o período atual da choquinha-da-serra (*Drymophila genei*) para o Brasil. A variação de cores representa probabilidade crescente de condições favoráveis para a ocorrência da espécie considerando a sensibilidade-especificidade de cada pixel, da mais baixa (azul) à mais alta (vermelho). A área hachurada em cinza corresponde à distribuição de *D. genei* existente na literatura.....

Figura 2 – Distribuição potencial para o período atual da choquinha-da-serra (*Drymophila genei*) considerando a extensão da América do Sul. A variação de cores representa probabilidade crescente de condições favoráveis para a ocorrência da espécie considerando a sensibilidade-especificidade de cada pixel, da mais baixa (azul) à mais alta (vermelho). O número 1 representa a área com condições favoráveis na cordilheira dos Andes e o número 2 representa a área com condições favoráveis no sudeste do Brasil.

Figura 3 – Distribuição de *D. genei* considerando os quatro períodos analisados. a) Atual, b) 2020, c) 2050, d) 2080. A variação de cores representa probabilidade crescente de condições favoráveis para a ocorrência da espécie considerando a sensibilidade-especificidade de cada pixel, da mais baixa (azul) à mais alta (vermelho).

ÍNDICE DE TABELAS

CAPÍTULO 1: Territorialidade e distribuição de seis espécies de *Thamnophilidae* (Aves: Passeriformes) no Parque Estadual da Pedra Azul, Sudeste do Brasil.

Tabela 1 – Parâmetros espaciais dos territórios das espécies de *Thamnophilidae* existentes na grade de amostragem no PEPAZ. (N) Número de territórios analisados; (D) densidade populacional (indiv./ha); (SP) sucesso de pareamento dos indivíduos territoriais (%); (Min) menor valor; (M±DP) média ± desvio padrão; (Max) maior valor.....23

Tabela 2 – Massa corporal em gramas das espécies de *Thamnophilidae* existentes na grade de amostragem no PEPAZ. (N) Número de indivíduos; (Min) menor valor; (M±DP) média ± desvio padrão; (Max) maior valor.....28

CAPÍTULO 2: Utilização de modelos de máxima entropia para conservação de *Drymophila genei* (Passeriformes: *Thamnophilidae*).

Tabela 1 – Variáveis bioclimáticas utilizadas na distribuição atual e futura de *Drymophila genei*. (Fonte: <http://www.worldcim.org>).....46

Tabela 2 – Estimativa da área de distribuição (Km²) de *Drymophila genei* para o período atual e para períodos futuros, e redução calculada (%) a partir do modelo de distribuição potencial considerando a previsão de mudanças na circulação atmosférica do planeta.....51

RESUMO

Sistemas territoriais de aves neotropicais ainda não são bem compreendidos. Os estudos relacionados ao comportamento territorialista fornecem informações importantes sobre a demografia das aves e são úteis para a definição de estratégias voltadas para a conservação. Os territórios de seis espécies de *Thamnophilidae* (Aves: Passeriformes) foram analisados no período de agosto de 2010 a maio de 2011 no Parque Estadual da Pedra Azul, em uma grade de amostragem de 30 hectares. Redes de neblina foram utilizadas para captura. Os indivíduos capturados foram marcados e seguidos na grade de estudo utilizando binóculos e GPS. Os territórios de *Drymophila ferruginea* (Trovoada), *Drymophila ochropyga* (choquinha-de-dorso-vermelho), *Dysithamnus mentalis* (choquinha-lisa), *Myrmeciza loricata* (formigueiro-assobiador), *Pyriglena leucoptera* (papa-taoca-do-sul) e *Thamnophilus caerulescens* (choca-da-mata) foram estimados através da metodologia do polígono convexo. Foram definidos 46 territórios pertencentes às seis espécies. Foi comparado o tamanho dos territórios entre as espécies, avaliada influência da massa corporal sobre o tamanho dos territórios e a influência do efeito de borda sobre o tamanho dos territórios. Machos e fêmeas defenderam ativamente os territórios com cantos. Os territórios defendidos possuem tamanho pequeno, e variaram de 0,39 hectares a 1,63 hectares. Os territórios foram separados por espaços vazios, com pouca ou nenhuma sobreposição intraespecífica e grande sobreposição interespecífica. *T. caerulescens* é a espécie em maior densidade. *P. leucoptera* possui os maiores territórios. *D. mentalis* e *D. ferruginea* apresentaram quantidade pequena de territórios e podem estar em declínio populacional. Não houve efeito da borda sobre o tamanho dos territórios. A análise de territórios forneceu estimativa segura da densidade de indivíduos na grade de amostragem. A espacialização dos territórios foi determinada por recursos indivisíveis. A sobreposição interespecífica nos territórios indica partição de nicho.

Drymophila genei (choquinha-da-serra) é uma espécie quase ameaçada de extinção em função de sua distribuição restrita e intensamente fragmentada no sudeste do Brasil. A distribuição potencial da espécie foi avaliada considerando condições climáticas atuais e mudanças climáticas futuras. Para tanto foi modelada a distribuição potencial atual e a variação na área prevista para os períodos de 2020, 2050 e 2080 através de um algoritmo de máxima entropia. A área de distribuição

atual prevista foi maior do que a existente na literatura e apresentou retração para os cenários futuros. A retração na área variou de 4,2% a 6,3% em relação à área de distribuição potencial atual. A distribuição diminuiu sua dispersão ao longo do território, com maior concentração de condições ideais em maiores altitudes ao redor das cadeias de montanha da região sudeste do Brasil. As montanhas do sudeste do Brasil são áreas com barreiras para a dispersão da espécie e podem abrigar populações diferentes de *D. genei*. Estratégias para criação de espaços especialmente protegidos devem ser voltadas para a preservação de *D. genei* considerando as possíveis reduções de habitat futuras.

Palavras-chave: demografia, recursos indivisíveis, partição de nicho, manejo, Maxent, biogeografia, vicariância, mudanças climáticas.

ABSTRACT

Territorial systems of neotropical birds are yet to be well understood. Territorial behavior and related studies provide important information about avian demography and are useful on the definition of conservancy strategies. Territories of six species of *Thamnophilidae* (Aves: Passeriformes) were assessed from august 2010 to may 2011 at Pedra Azul State Park, in a 30 hectares study area. Mist nets were used for capture. Birds were marked and followed through the study area using binoculars and GPS. Territories of *Dysithamnus mentalis* (Plain Antwireo), *Drymophila ferruginea* (Ferruginous antbird), *Drymophila ochropyga* (Ochre-rumped antbird), *Myrmeciza loricata* (White-bibbed antbird), *Pyriglena leucoptera* (White-shouldered Fire-eye) and *Thamnophilus caerulescens* (Variable Antshrike), were estimated by the convex polygon method. 46 territories of six species were found. Territory size was compared between the six species, the effect of body size over territory size and the effect of the edge effect over territory size. Male and female were active in territory defense by song and calls. Defended territories were small, and varied from 0,39 to 1,63 hectares. Empty spaces were found between territories, with little or no sobreposition intraspecifically and great interspecific sobreposition. *T. caerulescens* had bigger density. *P. leucoptera* had bigger territories. *D. mentalis* e *D. ferruginea* had less territories and this could possibly indicate population decline. There was no effect from edge over territory size. Territory assessment provided a precise density estimation of individuals at the study area. Territory spatialization was determined by indivisible resources. Territory interspecific sobreposition indicate niche partitioning.

Drymophila genei (rufous-tailed antbird) is a near threatened species due to it intensively fragmented and restricted distribution and in southeastern Brazil. The potential distribution was assessed for the species considering present climatic conditions and future climatic changes. For so, the potential present distribution and the variation in the predicted area at 2020, 2050 and 2080 periods were modeled using a maximum entropy based algorithm. The present predicted potential distribution was greater than literature available and exhibited retraction in future scenarios. Area retraction varied from 4,2% to 6,3% compared to present potential distribution. Distribution had reduced dispersion along the territory analyzed, with better conditions higher concentrated in higher altitudes and along southeastern Brazil mountain chains. Southeastern mountaintops are dispersion barriers for this

species and might represent distinct populations of *D. genei*. Strategies concerning the creation of special protected areas should be addressed to *D. genei* conservation, considering possible future habitat reductions.

Key-words: demography, indivisible resources, niche partitioning, managing, Maxent, biogeography, vicariance, climatic changes.

INTRODUÇÃO GERAL

As informações sobre demografia e distribuição das espécies são fundamentais para o conhecimento de padrões ecológicos e alternativas de conservação para proteção de biodiversidade considerando o cenário vigente de alteração das paisagens naturais (Ribeiro et al. 2009). Os ecossistemas tropicais, dentre eles a Mata Atlântica, se encontram em estágio avançado de degradação e fragmentação das áreas florestais (Metzger, 2009). As iniciativas de conservação de espécies devem ser embasadas cientificamente em estudos que envolvam interações ecológicas entre espécies e seus habitats, em especial considerando o fato de que tais iniciativas dependem do emprego responsável de recursos financeiros (Duca et al. 2009).

Os sistemas territoriais de aves foram bem estudados em ecossistemas de áreas temperadas (e.g. Emlen 1977, Christman 1984, Bart et al. 2004), no entanto a grande variabilidade característica dos ecossistemas tropicais (Storch et al. 2006) também se aplica à estruturação dos sistemas territoriais de aves neotropicais (Stuchbury e Morton, 2001). O tamanho dos territórios de aves neotropicais ainda é pouco estudado e as características associadas são pouco conhecidas (Greenberg e Gradwohl 1986, Goymann et al. 2004, Fedy e Stuchbury 2005, Duca et al. 2006, Stouffer 2007). Aspectos comportamentais definem a agressividade (Craig 1992) e o papel de machos e fêmeas na defesa dos territórios (Bruinzeel e Van de Pol, 2004, Sergio et al. 2009). As preferências ambientais das espécies definem as áreas a serem defendidas como territórios (Morrell e Kokko 2005) e a existência de indivíduos flutuantes que por diversos motivos mantêm tal condição até a vacância de territórios com condições ideais para ocupação (Bruinzeel e Van de Pol, 2004). A competição por recursos define a espacialização dos territórios ao longo do território, seja inter (Catchpole 1978, Kodric-Brown e Brown 1978, Grether et al. 2009) ou intraespecífica (Gorrell et al. 2005, Monceau et al. 2011). Os territórios podem ser defendidos em função de fenômenos reprodutivos (Armhein et al. 2007) ou de sedentarismo das espécies, o que define um padrão anual (Domingues e Rodrigues 2007). Os padrões demográficos e a territorialidade são determinantes para a densidade populacional das espécies, sendo que existe uma relação inversa entre tamanho dos territórios e densidade populacional (Baglione et al. 2005).

Os modelos de distribuição potencial de espécies são ferramentas úteis para avaliar o nicho fundamental de espécies, influência de mudanças climáticas sobre a sua distribuição geográfica ou avaliar a probabilidade de dispersão de espécies exóticas sobre a área de interesse (Elith et al. 2009). As mudanças climáticas serão responsáveis por perdas consideráveis da biodiversidade mundial (Parmesan 2007), em especial de espécies com distribuições geográficas restritas ou com dependência de condições específicas de micro habitat (Peterson 2003). *Drymophila genei* é um espécie de distribuição restrita ao sudeste do Brasil e está ameaçada de extinção (Birdlife Internacional 2008), sendo necessários estudos sobre a distribuição potencial dessa espécie e da possível influência de mudanças climáticas sobre a sua distribuição geográfica.

O primeiro capítulo aborda a densidade e tamanho dos territórios de *Drymophila ferruginea* (Trovoada), *Drymophila ochropyga* (choquinha-de-dorso-vermelho), *Dysithamnus mentalis* (choquinha-lisa), *Myrmeciza loricata* (formigueiro-assobiador), *Pyriglena leucoptera* (papa-taoca-do-sul) e *Thamnophilus caerulescens* (choca-da-mata) através de estudo realizado na estação reprodutiva de 2010 e na estação não-reprodutiva de 2011. O objetivo foi analisar aspectos territoriais de espécies artropogívoras da família Thamnophilidae, sob a justificativa de que o tamanho dos territórios é reflexo de padrões ecológicos relacionados a interações inter e intraespecíficas, e de resposta aos efeitos provocados pela tensão ecológica a que são submetidos os ambientes de borda de florestas. Os padrões ecológicos envolvidos podem prover informações a serem utilizadas em iniciativas de conservação, em especial no monitoramento de espécies em declínio populacional ou ameaçadas de extinção, orientando os órgãos administradores de Unidades de Conservação. Supõe-se, em função da biologia das espécies, que existam diferenças interespecíficas no tamanho dos territórios e que não haja competição interespecífica, permitindo a sobreposição dos territórios. Sugere-se também que o efeito de borda causado pela matriz desfavorável no entorno do Parque provoque diferenças no tamanho dos territórios da borda com relação ao interior da grade de estudo.

O segundo capítulo aborda a distribuição de *Drymophila genei* atual e em cenários diferentes de mudanças climáticas futuras através da utilização de um algoritmo de máxima entropia (Maxent). Supõe-se que a espécie tenha uma distribuição potencial diferente da existente na literatura, e que as mudanças

climáticas provoquem redução da abrangência geográfica da espécie, com deslocamento latitudinal e variação altimétrica.

REFERÊNCIAS

- Amrhein, V., Kunc, H. P., Schmidt, R., e Naguib, M. 2009. Temporal patterns of territory settlement and detectability in mated and unmated Nightingales *Luscinia megarhynchos*. *Ibis* 149: 237-244.
- Bart, J., Droege, S., Geissler, P., Peterjohn, B., e Ralph, C. J. 2004. Density estimation in wildlife surveys. *Wildlife Society Bulletin* 32: 1242-1247.
- Baglione, V., Marcos, J. M., Canestrari, D., Griesser, M., Andreotti, G., Bardini, C., e Bogliani, G. 2005. Does year-round territoriality rather than habitat saturation explain delayed natal dispersal and cooperative breeding in the carrion crow? *Journal of Animal Ecology* 74: 842-851.
- BirdLife International 2008. *Drymophila genei*. Em: IUCN 2011. IUCN Red List of Threatened Species. Versão 2011.1. <www.iucnredlist.org>. (28 de Julho de 2011).
- Bruinzeel, L., Van de Pol, M. 2004. Site attachment of floaters predicts success in territory acquisition. *Behavioral Ecology* 15:290-296.
- Catchpole, C. K. 1978. Interspecific territorialism and competition in *Acrocephalus* warblers as revealed by playback experiments in areas of sympathy and allopatry. *Animal Behaviour* 26: 1072-1080.
- Christman, S. 1984. Plot mapping: estimating densities of breeding bird territories by combining spot mapping and transect techniques. *Condor* 86: 237-241.
- Craig, R. 1992. Territoriality, habitat use and ecological distinctness of an endangered pacific island reed-warbler. *Ecology* 63: 436-444.
- Domingues, L., e Rodrigues, M. 2007. Área de uso e aspectos da territorialidade de *Schistochlamys ruficapillus* (Thraupidae) em seu período não-reprodutivo. *Revista Brasileira de Ornitologia* 15: 538-542.
- Duca, C., Guerra, T., e Marini, M. 2006. Territory size of three antbirds (Aves: Passeriformes) in na Atlantic Forest fragment in southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 23: 692-698.
- Duca, C., Yokomizo, H., Marini, M. A., e Possingham, H. P. 2009. Cost-efficient conservation for the White-banded tanager (*Neothraupis fasciata*) in the Cerrado, central Brazil.

Elith, J., e Leathwick, J. 2009. Species distribution models: Ecological explanation and prediction across space and time. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 40: 677-697.

Emlen, J. 1977. Estimating breeding season bird densities from transect counts. *Auk* 94: 455-468.

Fedy, B., e Stuchbury, B. 2005. Territory defense in tropical birds: are females as aggressive as males? *Behavioral Ecology and Sociology* 58: 414-422.

Gorrel, J., Ritchison, G., e Morton, E. S. 2005. Territory size and stability in a sedentary neotropical passerine: is resource partitioning a necessary condition? *Journal of Field Ornithology* 76: 395-401.

Goymann, W., Moore, I. T., Scheuerlein, A., Hirschenhauser, K., Grafen, A., e Wingfield, J. C. 2004. Testosterone in tropical birds: effects of environmental and social factors. *The American Naturalist* 164: 327-334.

Greenberg, R., e Gradwohl, J. 1986. Constant density and stable territoriality in some tropical insectivorous birds. *Journal of Animal Ecology* 69: 618-625.

Grether, G. F., Losin, N., Anderson, C. N., e Kenichi Okamoto. 2009. The role of interspecific interference competition in character displacement and the evolution of competitor recognition. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society* 84: 617-635.

Kodric-Brown, A., e Brown, J. H. Influence of economics, interspecific competition, and sexual dimorphism of territoriality of migrant rufous hummingbirds. *Ecology* 59: 285-296.

Metzger, J. 2009. Conservation issues in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation* 142: 1138-1140.

Monceau, K., Wattier, R., Dechaume-Moncharmont, F., Motreuil, S., e Cézilly, F. 2011. Territoriality versus flocking in the Zenaida dove (*Zenaida aurita*): Resource polymorphism revisited using morphological and genetic analyses. *Auk* 128: 15-25.

Morrell, L., e Kokko, H. 2004. Bridging the gap between mechanistic and adaptive explanations of territory formation. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 57: 381-390.

Parmesan, C. 2007. Influences of species, latitudes and methodologies on estimates of phenological response to global warming. *Global Change Biology* 13:1860-1872.

Peterson, A. 2003. Projected climate change effects on rocky mountain and great plains birds: generalities of biodiversity consequences. *Global Change Biology* 9: 647-655.

Ribeiro, M. C., Metzger, J. P., Martensen, A. C., Ponzoni, F. J., e Hirota, M. M. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation* 142: 1141-1153.

Sergio, F., Blas, J., Baos, R., Forero, M. G., Donázar, J. A., e Hiraldo, F. 2009. Short- and long-term consequences of individual and territory quality in a long-lived BIRD. *Oecologia* 160: 507-514.

Storch, D, Davies, R. G., Zajíček, S., Orme, C. D. L., Olson, V., Thomas, G. H., Ding, T., Rasmussen, P. C., Ridgely, R. S., Bennet, P. M., Blackburn, T. M., Owens, I. P. F., e Gaston, K. 2006. Energy, range dynamics and global species richness patterns: reconciling mid-domain effects and environmental determinants of avian diversity. *Ecology Letters* 9: 1308-1320.

Stouffer, P. C. 2007. Density, territory size, and long-term spatial dynamics of a guild of terrestrial insectivorous birds near Manaus, Brazil. *The Auk* 124: 291-306.

Stutchbury, B., e Morton, E. S., 2001. Behavioral ecology of tropical birds. Academic Press, San Diego, California.

CAPÍTULO 1

TERRITORIALIDADE E DISTRIBUIÇÃO DE SEIS ESPÉCIES DE THAMNOPHILIDAE (AVES: PASSERIFORMES) NO PARQUE ESTADUAL DA PEDRA AZUL, SUDESTE DO BRASIL.

Indexação: The Condor

INTRODUÇÃO

As aves formam um grupo biológico de grande diversidade e com ampla distribuição, sendo o Brasil dono da segunda maior diversidade de táxons (Marini e Garcia 2005). Diferem em muitos aspectos relacionados à sua biologia, tais como taxas reprodutivas, idade da maturidade e duração da fase adulta (Ricklefs 1999). Embora o conhecimento acumulado a respeito do grupo possa elucidar padrões biológicos e ecológicos, restam diversas incertezas a seu respeito (García-Moreno et al. 2007, Phillimore et al. 2006).

A história natural das espécies é um ponto de partida para esclarecer tais incertezas, gerando conhecimento a ser empregado em medidas de manejo e conservação (Bierregaard e Stouffer 1997). Padrões de densidade e territorialidade são reconhecidamente parte das dinâmicas populacionais, sobre a qual exercem influência e determinam padrões ecológicos (Brown 1960). Estudos de demografia e densidade de indivíduos relacionados ao uso de territórios são necessários para monitorar populações, comparar comunidades e conservar espécies em risco de extinção (Adams 2001).

Territorialismo e dependência da densidade são fatores interligados, uma vez que o primeiro fator existe em função da competição entre os indivíduos por recursos e o segundo existe em função da resposta populacional provocada pela competição por territórios (Both e Visser 2003).

Em função das características demográficas determinadas pelo estabelecimento dos territórios, as espécies territorialistas são a parcela mais importante dentro do grupo das aves e devem receber maior atenção por parte de programas voltados para a conservação (Garrete et al. 2005).

O territorialismo pode ser visto sob duas formas. A primeira em termos de reprodução, onde os machos defendem um território para ter acesso a fêmeas potencias para acasalamento. A segunda, relacionado a determinado recurso, onde sua presença identifica os limites da área de utilização como território (Davis 1941, Legge et al. 2004). Considerando os sistemas territoriais em termos de atributos defendidos, pode-se classificá-los de acordo com características funcionais: territórios onde todas as atividades reprodutivas e não-reprodutivas são realizadas, aqueles onde somente atividades reprodutivas são realizadas, área pequena defendida ao redor de um sítio de nidificação, territórios de pareamento e

acasalamento, poleiros ou áreas de descanso como sinais de status social e áreas de alimentação que podem ser guardadas fora das áreas de reprodução (Perrins e Birkhead 1983).

A manutenção de territórios em estações não reprodutivas indica competição por recursos fundamentais existentes no interior dos territórios defendidos (Legge et al. 2004). A predação pode explicar a competição por territórios com menor chance de predação de ovos, filhotes ou adultos (Forsman et al. 2007). Espécies migratórias também competem por territórios durante as estações de reprodução, com grande alocação de recursos para defendê-los (Forsman et al. 2007).

A competição por recursos é um dos principais fatores envolvidos na evolução do comportamento territorial e em função das necessidades de recursos as maiores conseqüências tendem a ser observadas dentro de uma mesma espécie (Perrins e Birkhead 1983). Entretanto, quando a disponibilidade de determinado recurso for pequena, é provável que haja competição interespecífica por territórios onde há presença desse recurso (Brown 1960, Dhondt 1989, Both e Visser 2000) ou aliviem a pressão de competição através da exploração de nichos diferentes (Willson 2004).

O comportamento territorial tem sido amplamente estudado no grupo das aves (Stutchbury e Morton 2001). A defesa de territórios envolve interações inter e intraespecíficas, sendo de grande utilidade para o desenvolvimento de métodos de estimativa de densidades populacionais (Tomaz e Alves 2009). Apesar do conhecimento acumulado através desses estudos, os sistemas territoriais de aves tropicais ainda são pouco estudados e envolvem características mais diversas do que as registradas na literatura (Stutchbury e Morton 2008). Isso se torna ainda mais evidente quando são considerados os grupos restritos à região neotropical, como os *Thamnophilidae*. Contudo, são escassos os trabalhos envolvendo territorialidade em *Thamnophilidae*, destacando-se os de Greenberg e Gradwohl (1986), Greenberg e gradwohl (1997), Fedy e Stutchbury (2004), Duca et al. (2006), e Stouffer (2007).

Thamnophilidae é uma família caracterizada por suboscines neotropicais de hábitos variáveis, ocorrendo nos diversos estratos de floresta. As espécies dessa família, em função da sensibilidade a alterações ambientais, são indicadoras de qualidade ambiental. São artropogívoros e alguns são seguidores

facultativos de formigas de correição. São essencialmente territorialistas, característica presente em grande extensão neste grupo taxonômico. Em função do comportamento territorial, supõe-se que as espécies tenham tendências monogâmicas, mantendo o pareamento por longos períodos (Sick 2001, Ridgely e Turdor 2009, Sigrist 2009).

É reconhecida a sensibilidade de espécies artropogívoras aos processos de fragmentação das áreas florestais (Ribon et al. 2003). Sendo assim, é importante salientar que as preferências de utilização dos territórios pelas espécies da família Thamnophilidae, dentre outras, as tornam mais suscetíveis aos efeitos negativos gerados pela fragmentação das florestas. Em virtude da escassez de dados dificulta-se a determinação dos padrões envolvidos na distribuição de territórios e dos processos envolvidos em sua estruturação, tamanhos e densidade. Partindo dessa informação, os estudos relacionados à territorialidade de espécies florestais assumem papel de grande importância nas iniciativas de conservação da biodiversidade (Ribon 2003).

OBJETIVO

O estudo teve como objetivo geral avaliar a densidade e tamanho de territórios das espécies da família *Thamnophilidae* no Parque Estadual da Pedra Azul. Os objetivos específicos incluem determinar a densidade populacional e o padrão de territorialidade das espécies de *Thamnophilidae* presentes na grade de amostragem.

HIPÓTESES

O tamanho e disposição dos territórios estabelecidos na área de estudo são determinados independentemente de competição interespecífica.

Os territórios estabelecidos pelas espécies são fixos, e os limites são estáveis ao longo das estações reprodutiva e não-reprodutiva.

A distância da borda da área de floresta afeta o tamanho dos territórios na área de estudo.

METODOS

Área de estudo

O Parque Estadual da Pedra Azul (PEPAZ) está localizado na região centro-serrana do Espírito Santo, às coordenadas 20° 23' 32" - 20° 29' 24" S e 40° 00' 25" - 40° 59' 29" W (figura 1). É uma Unidade de Conservação do grupo de proteção integral. A área núcleo possui 1240 hectares e um perímetro aproximado de 22 quilômetros. A variação altimétrica é de 1200 metros a 1900 metros. A temperatura média do mês mais frio varia de 7,3 a 9,4°C e do mês mais quente de 25,3 a 27,8°C. A pluviosidade varia de 943 a 1906 mm. Os meses chuvosos se concentram de outubro a maio, os meses mais secos de junho a setembro, sendo agosto o mês mais seco (CEPEMAR 2004).

A Unidade de Conservação está inserida no Bioma da Mata Atlântica, caracterizada por três formações ecossistêmicas. Floresta Ombrófila Densa Altimontana, que ocorre em grotas, regiões de maior profundidade do solo e em áreas ciliares. Os campos rupestres ocorrem em áreas de formações rochosas e áreas com solo raso associadas e correspondem à feição predominante, cerca de 60% da área total do PEPAZ. Por último, em áreas com altitude acima dos 1600 metros ocorrem manchas de campos de altitude.

Trata-se de uma área de grande diversidade biológica, considerada prioritária para a conservação no Estado do Espírito Santo (IPEMA 2007). Foi registrada a ocorrência de 180 espécies de aves no PEPAZ, com presença de espécies endêmicas e ameaçadas de extinção. Isso corresponde a 30% do total de aves registradas para o Espírito Santo (CEPEMAR 2004).

Os principais problemas enfrentados pela gestão do PEPAZ são a fragmentação das áreas florestais circundantes, introdução de espécies exóticas através das atividades humanas, instalação de rodovias de grande circulação nas áreas de maior cobertura florestal do entorno, caça e extração irregular de espécies nativas. A maior ameaça para a Unidade de Conservação atualmente é a instalação de grandes empreendimentos imobiliários, fator que de acordo com o Plano de Manejo (CEPEMAR 2004) será mais determinante para sobrecarga de recursos naturais, interferência grave para os serviços ambientais prestados e insularização da área núcleo do Parque.

Para a realização das coletas foi definida uma área de estudo de 30 hectares localizada exclusivamente numa região do Parque de ocorrência de floresta ombrófila. A grade se localiza em uma área de platôs e encostas, com blocos rolados de rochas em meio à vegetação. Ao norte e a oeste a grade foi delimitada por encostas de elevada declividade, que inviabilizaram o acesso para realização de coletas. Ao sul foi limitada por uma área onde há invasão de gado, excluída em função da alteração provocada no sub-bosque resultante de pisoteio e pastagem. Ao leste foi delimitada pelo limite da Unidade de Conservação. Foi definida também ao redor de todos os territórios suficientemente amostrados durante o período de amostragem.

Não foram realizadas marcações ou separação de partes da área de estudo, uma vez que tal intervenção poderia alterar o comportamento dos residentes e influenciar no uso de territórios. Três trilhas principais foram utilizadas para deslocamento no interior da área de floresta.

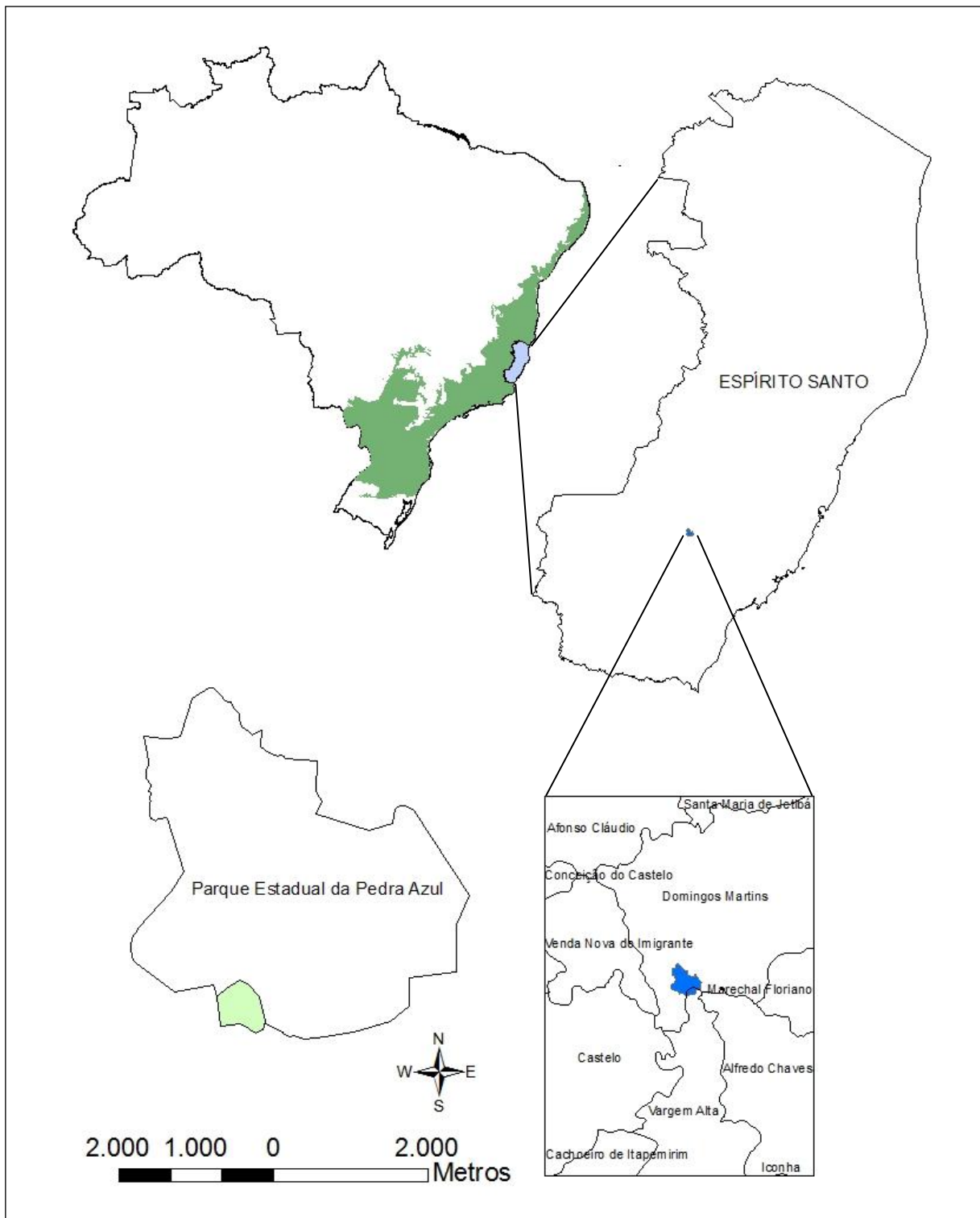


Figura 1 – Domínio do Bioma Mata Atlântica no Brasil (polígono em verde), onde está inserida a totalidade do território do Espírito Santo (polígono em Azul Claro, e região onde está inserido o Parque Estadual da Pedra Azul (polígono azul escuro), Unidade de Conservação onde foi definida a grade de amostragem (polígono verde).

Amostragem

Os dados foram coletados durante o período de agosto de 2010 a maio de 2011. Para otimizar a determinação do número e tamanho dos territórios, buscas sistemáticas foram realizadas utilizando “playbacks” para atrair as espécies de interesse. Essa técnica foi utilizada com moderação para não provocar alterações na defesa dos territórios pelos indivíduos observados. Uma vez definidos os locais de ocorrência das espécies de interesse, redes de neblina de 12 x 2,5m foram armadas para captura.

Os indivíduos capturados foram pesados e marcados com anilhas metálicas fornecidas pelo CEMAVE/ICMBIO, e combinações únicas de três anilhas coloridas, possibilitando a identificação individual através de observações com binóculos.

O número de indivíduos na grade de amostragem foi definido através da observação e contagem de todos os indivíduos das espécies de interesse. A densidade de indivíduos foi calculada como uma razão entre o número de indivíduos e o tamanho da grade de amostragem. O sucesso de pareamento foi calculado como porcentagem de indivíduos de cada espécie pareados dentro da grade de amostragem. O tamanho dos territórios foi definido utilizando “playbacks” para atrair indivíduos até o limite de distância onde os cantos causaram reações agonísticas. Tais interações se restringiram ao limite de patrulhamento dos territórios, sendo possível determinar o seu tamanho dentre os indivíduos observados. Dessa forma, cada território foi definido como a área defendida com cantos.

Todos os pontos de encontro com os indivíduos marcados foram registrados através de suas coordenadas geográficas, com o auxílio de GPS (Global Positioning System). Todas as coordenadas geográficas foram tiradas com erro máximo de 3 metros através do GPS Map GARMIN® 60csx. O tamanho das áreas de ocupação foi determinado utilizando-se o método de polígonos (Odum e Kuenzler 1955), no qual o polígono de maior área possível formado pela união de pontos extremos em que o animal foi visualizado é considerado a área de uso. Os polígonos foram definidos somente quando houve estabilização do número de pontos coletados em relação ao aumento de área. Os pontos externos foram plotados em uma foto aérea ortorretificada da área de estudo. Foram então transformados em polígonos e as áreas individuais medidas em hectares. As operações envolvendo os

dados geográficos e a produção dos mapas associados foram realizadas utilizando o software ArcGis.

A medida da distância dos territórios à borda foi realizada calculando a distância em linha reta do centróide de cada território ao limite da área de floresta. Tomou-se como referência a distância de 100 metros do limite da floresta como área de efeito de borda, considerando os resultados publicados por Lindenmayer e Fischer (2006).

Análise Estatística

Para comparar o tamanho médio dos territórios entre as espécies foram utilizadas análises de variância para um fator (ANOVA) e o teste de Tukey (Cochran e Cox 1957).

Para avaliar o efeito da massa corporal das espécies sobre o tamanho dos territórios defendidos foi utilizada uma regressão linear simples.

O mesmo teste foi utilizado para avaliar o efeito da distância da borda sobre o tamanho dos territórios. Esta análise pretende avaliar se o tamanho dos territórios aumenta ou diminui em função da distância da borda.

Todas as análises estatísticas foram realizadas utilizando o software R (R Development Core Team 2011).

RESULTADOS

Foram registradas seis espécies de Thamnophilidae defendendo territórios na grade de estudo: *Drymophila ferruginea* (Trovoada), *Drymophila ochropyga* (choquinha-de-dorso-vermelho), *Dysithamnus mentalis* (choquinha-lisa), *Myrmeciza loricata* (formigueiro-assobiador), *Pyriglena leucoptera* (papa-taoca-do-sul) e *Thamnophilus caerulescens* (choca-da-mata).

As seis espécies registradas defenderam territórios durante as estações reprodutiva e não-reprodutiva, demonstrando um sistema territorial anual. Não houve variação no tamanho dos territórios entre as estações reprodutiva e não-reprodutiva. As variações observadas se situaram dentro da margem de erro de 3 metros limitada pelo GPS. A defesa anual de territórios também foi comprovada pelos comportamentos agonísticos desencadeados em resposta ao método de atração por playback. Esse método de atração foi efetivo para determinação da área utilizada pelos indivíduos na grade de estudo, uma vez que o seu emprego provocou aproximação dos indivíduos focais.

Em todas as manifestações territoriais foram observados machos e fêmeas defendendo ativamente seus territórios, sozinhos ou em conjunto. O sucesso de pareamento foi de 100% para todas as espécies.

As espécies analisadas possuem preferência e limitação de sua área de vida à floresta existente no PEPAZ. Embora a grade de estudo inclua pontos de amostragem na matriz circundante, não foram registradas ocorrências de defesa de territórios ou indivíduos em movimento nesses locais.

Foi registrado um total de 46 territórios pertencentes às seis espécies na grade de amostragem. A área dos territórios defendidos variou de 0,39 hectares a 1,63 hectares (tabela 1). *T. caerulescens* é a espécie em maior densidade na área de estudo, seguida por *M. loricata*, *D. ochropyga* e *P. leucoptera*. *D. ferruginea* e *D. mentalis* apresentaram menor densidade quando comparadas às outras espécies analisadas (tabela 1).

Tabela 1 – Parâmetros espaciais dos territórios das espécies de *Thamnophilidae* existentes na grade de amostragem no PEPAZ. (N) Número de territórios analisados; (D) densidade populacional (indiv./ha); (SP) sucesso de pareamento dos indivíduos territoriais (%); (Min) menor valor; (M±DP) média ± desvio padrão; (Max) maior valor.

Espécies	N	D	SP	Tamanho do território (ha)		
				Min	M±DP	Max
<i>Thamnophilus caerulescens</i>	15	1	100	0,47	0,72±0,21	1,10
<i>Myrmeciza loricata</i>	12	0,8	100	0,68	0,95±0,19	1,18
<i>Drymophila ochropyga</i>	8	0,53	100	0,39	0,83±0,40	1,63
<i>Pyriglena leucoptera</i>	7	0,47	100	0,77	1,18±0,25	1,39
<i>Drymophila ferruginea</i>	2	0,13	100	0,63	0,72±0,13	0,81
<i>Dysithamnus mentalis</i>	2	0,13	100	1,09	1,15±0,09	1,22

Os territórios estabelecidos na grade de amostragem foram separados por espaços vazios e com pouca ou nenhuma sobreposição intraespecífica (figuras 2 a 4). Houve grande sobreposição interespecífica no estabelecimento de territórios e espaços vazios também existiram considerando a união de todos os territórios definidos na grade de amostragem (figura 5).

Os pares de indivíduos se mantiveram estáveis ao longo de todo o período de amostragem.

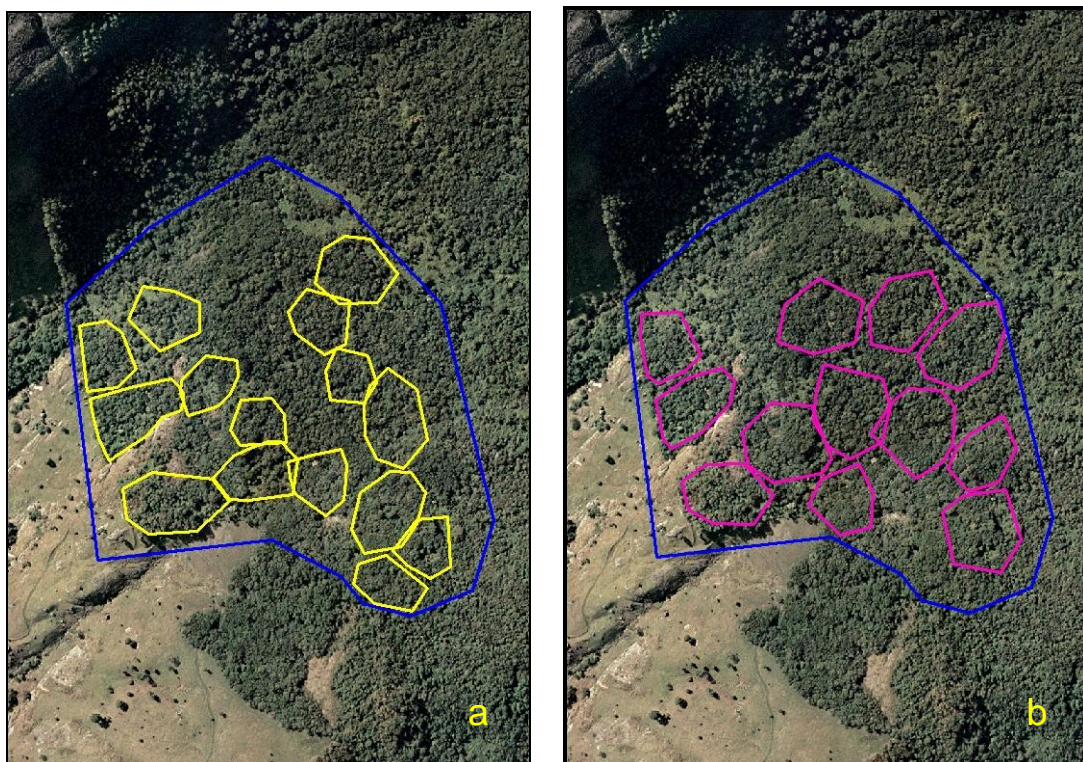


Figura 2 – Distribuição dos territórios de *T. caerulescens* (a) e *M. loricata* (b) na grade de estudo localizada no Parque Estadual da Pedra Azul, Espírito Santo. O polígono azul indica os limites da grade de amostragem e os polígonos amarelos e rosas indicam os territórios das diferentes espécies. Escala: 1:10.000.

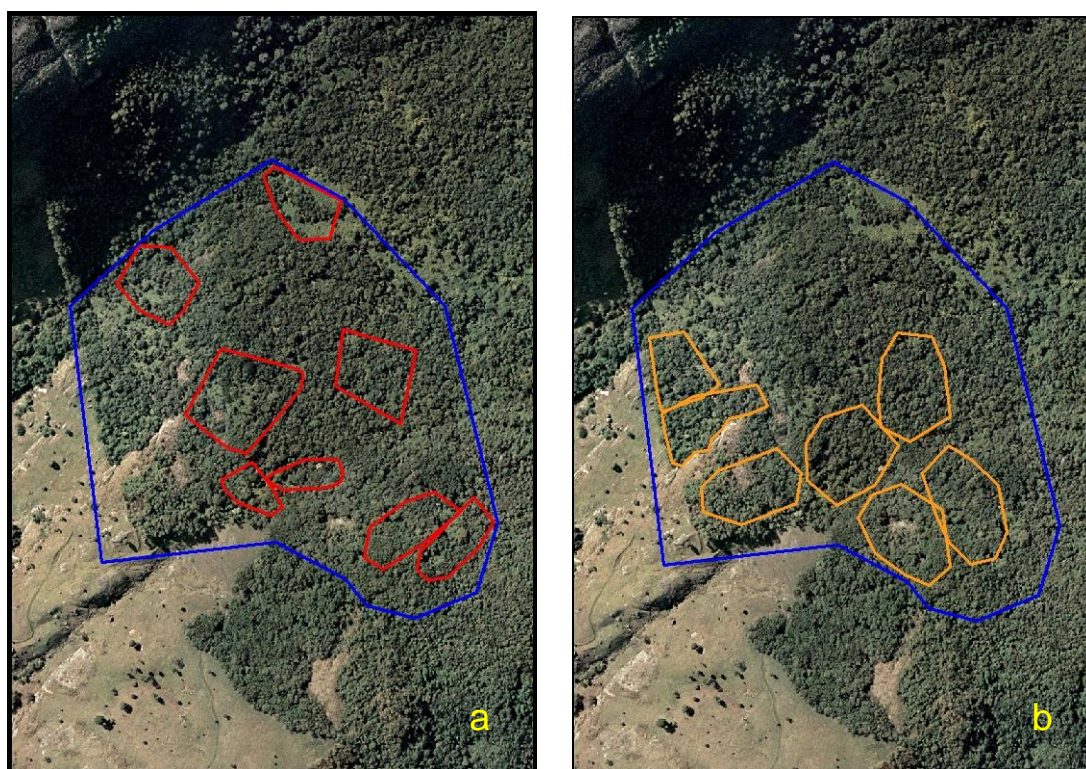


Figura 3 – Distribuição dos territórios de *D. ochropyga* (a) e *P. leucoptera* (b) na grade de estudo localizada no Parque Estadual da Pedra Azul, Espírito Santo. O polígono azul indica

os limites da grade de amostragem e os polígonos vermelhos e laranja indicam os territórios das diferentes espécies. Escala: 1:10.000.

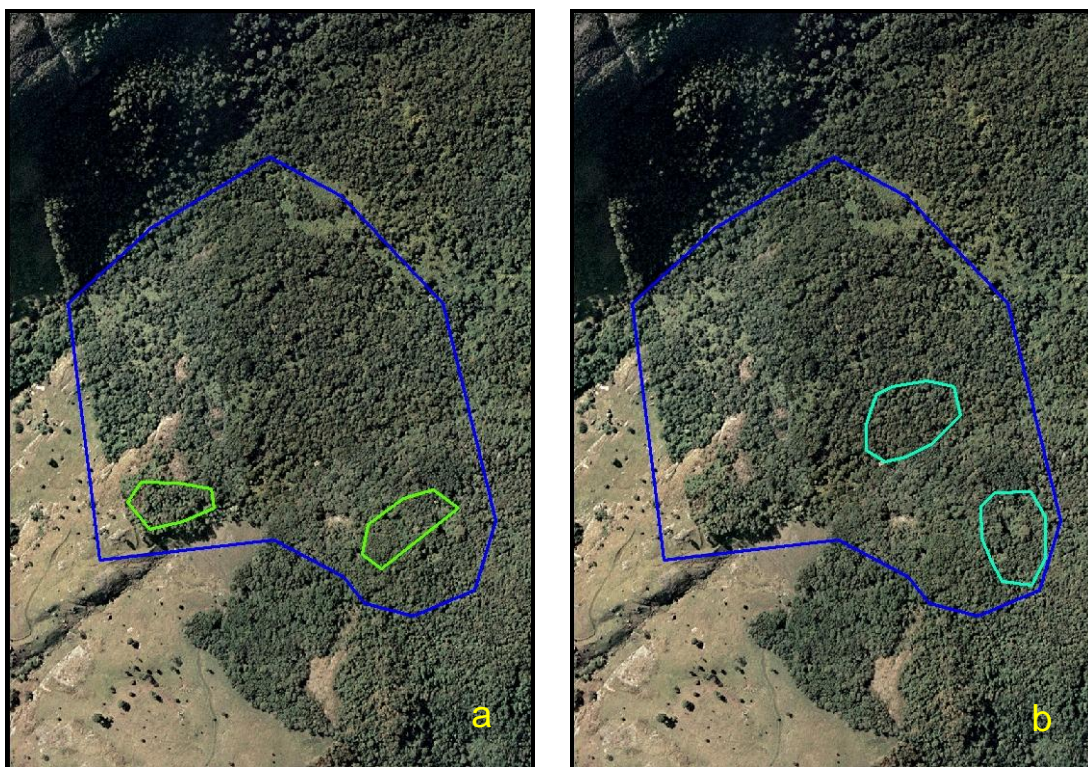


Figura 4 – Distribuição dos territórios de *D. ferruginea* (a) e *D. mentalis* (b) na grade de estudo localizada no Parque Estadual da Pedra Azul, Espírito Santo. O polígono azul indica os limites da grade de amostragem e os polígonos verdes e azuis-claros indicam os territórios das diferentes espécies. Escala: 1:10.000.

Houve diferença entre o tamanho dos territórios para as espécies, sendo que *P. leucoptera* teve territórios maiores que *T. caerulescens* ($F=5,43$; $gl=3$; $p<0,01$). Não houve variação interespecífica significativa entre o tamanho dos territórios no restante das espécies (figura 6). Em função do reduzido número de territórios, *D. mentalis* e *D. ferruginea* foram excluídos dessa análise.

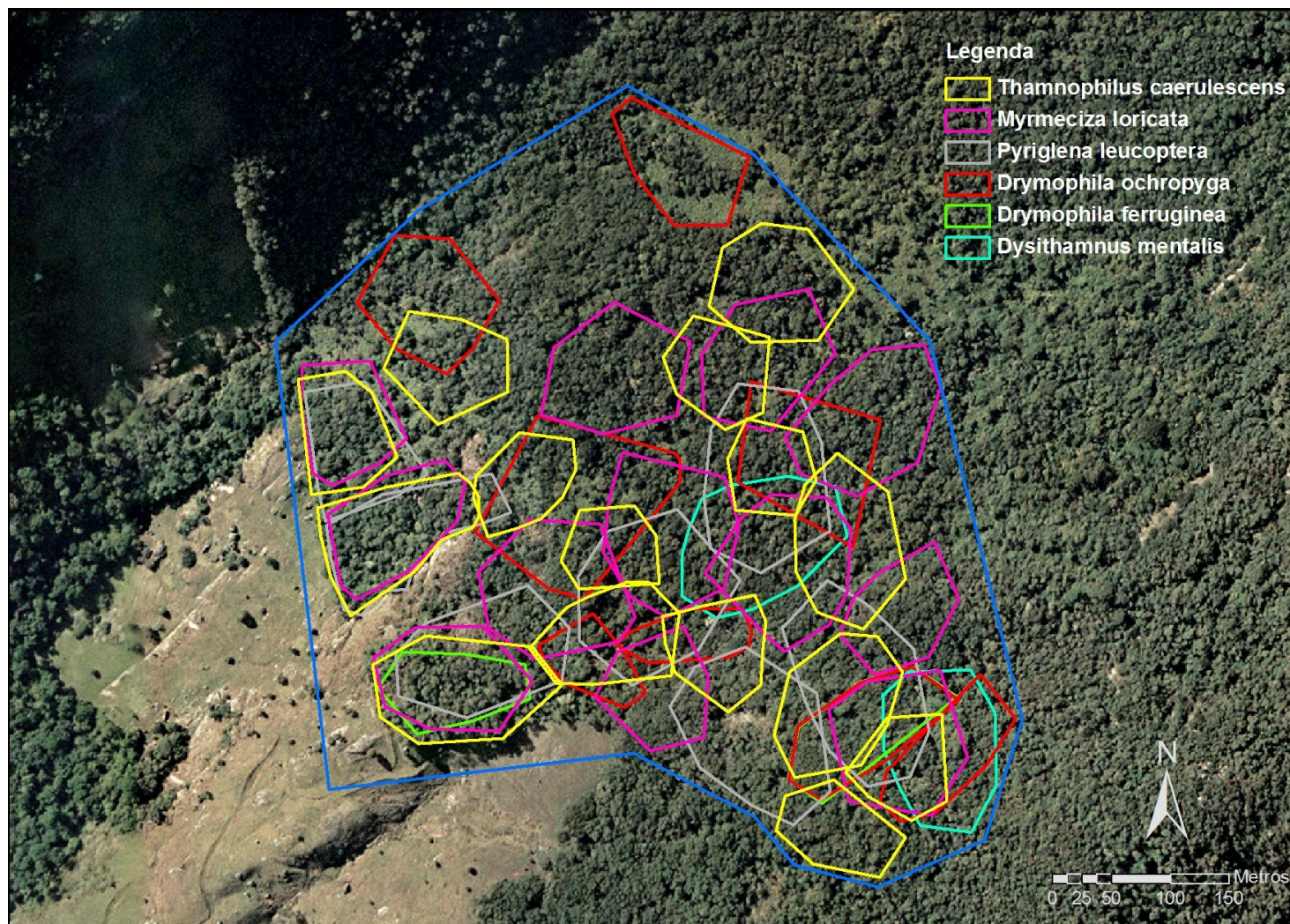


Figura 5 – Territórios de *Thamnophilus caerulescens* (polígonos amarelos), *Myrmeciza loricata* (polígonos rosas), *Pyriglena leucoptera* (polígonos cinzas), *Drymophila ochropyga* (polígonos vermelhos), *Drymophila ferruginea* (polígonos verdes) e *Dysithamnus mentalis* (polígonos azuis-claros) na grade de amostragem (polígono azul-escuro) delimitada no Parque Estadual da Pedra Azul.

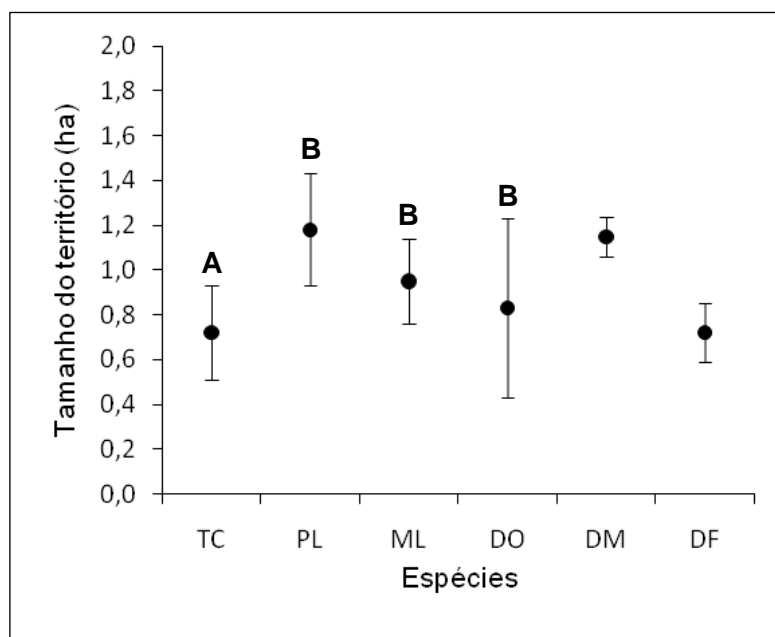


Figura 6 – Tamanho médio dos territórios de *Thamnophilus caerulescens* (TC), *Pyriglena leucoptera* (PL), *Myrmeciza loricata* (ML), *Drymophila ochropyga* (DO), *Dysithamnus mentalis* (DM) e *Drymophila ferruginea* (DF) na área de estudo delimitada no PEPAZ. Pontos médios e barras correspondem à média e ao desvio padrão, respectivamente. As letras A e B indicam diferenças significativas existentes entre o tamanho dos territórios de *Thamnophilus caerulescens* (A) em relação às outras espécies (B)

A presença de flutuantes foi confirmada pelo anilhamento de um macho de *T. caerulescens* e pelo avistamento de um indivíduo não marcado da espécie *D. ochropyga* não encontrados em repetidas buscas na área de estudo. Foram realizados playbacks para tentar atrair ambos os indivíduos, no entanto não houve sucesso.

Não houve relação significativa entre a distância da borda e as espécies estudadas ($r^2=0,02$; $F=0,72$; $p=0,4$), o que leva a crer que a distância da borda não é limitante para o estabelecimento de territórios na grade de amostragem.

Não houve relação de efeito considerando as variáveis massa corporal (tabela 2) e tamanho do território ($r^2=0,17$; $F=3,34$; $p=0,084$), demonstrando que o estabelecimento de territórios independe do tamanho dos indivíduos considerados na grade de amostragem.

Tabela 2 – Massa corporal em gramas das espécies de Thamnophilidae existentes na grade de amostragem no PEPAZ. (N) Número de indivíduos; (Min) menor valor; (M±DP) média ± desvio padrão; (Max) maior valor.

Espécies	N	Massa Corporal (g)		
		Min	M±DP	Max
<i>Thamnophilus caerulescens</i>	30	19,5	20,6±1,17	22
<i>Myrmeciza loricata</i>	24	16	17,62±1,18	18,5
<i>Drymophila ochropyga</i>	16	10,5	10,8±0,47	11,2
<i>Pyriglena leucoptera</i>	14	26,5	28,31±1,46	30
<i>Drymophila ferruginea</i>	4	10,7	10,86±0,21	11
<i>Dysithamnus mentalis</i>	4	12	12,25±0,35	12,5

DISCUSSÃO

Todas as espécies estudadas apresentaram características territoriais, fato que pôde ser comprovado por diversos aspectos comportamentais. Através da observação direta e das reações provocadas pela utilização de playback, indivíduos limitaram o esforço relacionado a comportamentos agonísticos aos espaços correspondentes a seus próprios territórios. Machos e fêmeas foram observados defendendo territórios ativamente e de fato ambos os sexos dentre as espécies de *Thamnophilidae* apresentam níveis semelhantes de agressão a invasores de territórios estabelecidos (Fedy e Stuchburry 2005).

O sucesso de pareamento observado nas espécies também é um indicativo de que a defesa dos territórios pode garantir o acesso a um recurso específico que aumente o sucesso reprodutivo conforme observado nos pares formados pelas espécies analisadas. O sucesso de pareamento também pode indicar preferência de fêmeas pelos machos donos de territórios. Em experimentos de retirada e reposição, machos que não foram donos de territórios anteriormente, mas que em função da substituição realizada tiveram acesso ao recurso território, obtiveram sucesso de pareamento em contraste com a condição anterior (Sirkiä et al. 2009).

A competição por territórios na estação não-reprodutiva pode ser tão determinante quanto a estação reprodutiva para a estruturação da população existente. Em estudo realizado por Duca e Marini (2005) a espécie *Basileuterus flaveolus* (Emberizidae) manteve territórios significativamente semelhantes durante as estações reprodutiva e não reprodutiva, inclusive mantendo a defesa do mesmo território por períodos equivalentes a três anos. Koronkiewicz et al. (2006) encontraram padrão semelhante estudando insetívoros da espécie *Empidonax trailli* (Tyrannidae), para a qual os indivíduos se mostraram fiéis aos territórios conquistados durante os anos de estudo. Padrão semelhante também foi encontrado por Lopes e Marini (2006) analisando aspectos territoriais de *Suiriri affinis* e *Suiriri islerorum* (Tyrannidae). A defesa anual de territórios é uma característica que traz benefícios aos mantenedores havendo fortes evidências desse ser o padrão para espécies artropogívoras neotropicais (e.g. Greenberg e Gradwohl 1986, Duca e Marini 2005, Duca et al. 2006, Koronkiewicz et al. 2006, Lopes e Marini 2006).

A ausência de diferenças significativas interespecíficas na relação peso individual e tamanho do território, para a maioria das espécies analisadas, pode indicar que o tamanho dos territórios não é determinado por recursos alimentares e sim por outros fatores tais como locais adequados para nidificação ou proteção contra predadores. Outro indicativo para esse padrão é a massa corporal das espécies analisadas. Embora exista diferença de massa corporal entre as espécies (*P. leucoptera* > *T. caerulescens* > *M. loricata* > *D. mentalis* > *Drymophila*), a variação existente apenas foi determinante para a diferença no tamanho dos territórios de *P. leucoptera* e *T. caerulescens* (territórios de *P. leucoptera* > *T. caerulescens*). O trabalho realizado por Duca et al. (2006) demonstrou diferenças não significativas entre os territórios das duas espécies, caracterizando a existência de variação regional.

Embora a biomassa de artrópodes não tenha sido medida através da metodologia utilizada, não há evidência de que o padrão de distribuição dos indivíduos seja determinado por recursos alimentares. Isso se justifica pelo fato de que a biomassa de insetos tende a ser bem distribuída sobre o território, permitindo a defesa de parcelas desse recurso através do estabelecimento de territórios (Stuchburry e Morton 2001, Duca e Marini 2005). Se o recurso alimento estiver bem distribuído na grade de amostragem definida, e até mesmo para a totalidade da área de floresta pertencente à Unidade de Conservação, os territórios estabelecidos podem ser estabelecidos em uma conformação espacial mais relaxada, com menor sobreposição e com espaços entre si, tal como observado.

No entanto, existem recursos limitantes para o estabelecimento de territórios pelas espécies estudadas. O territorialismo é regido pela presença/ausência de dois tipos de recursos: divisíveis e indivisíveis. Recursos divisíveis podem ser associados à quantidade de alimento disponível no território, os quais têm sido repetidamente associados ao territorialismo (Newton 1980, Geenberg e Gradwohl 1986, Fedy e Stuchburry 2004). Em contraste, nenhum benefício relativo ao territorialismo existe se não houver um recurso indivisível definido como local de nidificação ou outro aspecto do ambiente (Tomaz e Alves 2009). Se tal recurso indivisível for limitado, é possível uma configuração de territórios onde as espécies defendem pequenas quantidades de territórios circundados por espaços não defendidos (Both e Visser 2003).

No que diz respeito às espécies de *Thamnophilidae* estudadas, a existência de um recurso indivisível pode ter sido o fator mais limitante para a espacialização dos territórios. As espécies estudadas nidificam em ninhos abertos (Ridgely e Tudor 2009), excluindo a possibilidade de abrigo dos ninhos em comparação com os ninhos fechados. Observando os aspectos de vegetação na área de estudo definida, é evidente a influência da densidade do sub-bosque sobre a distribuição dos territórios. Novos estudos devem ser direcionados para esclarecer os componentes determinantes para essa variação, mas com exceção de *M. loricata*, as espécies defenderam territórios em áreas de sub-bosque mais denso. As áreas com pouco ou nenhum sub-bosque ou com concentração de blocos de rochas de grandes dimensões se encaixam nos espaços não defendidos encontrados na grade de estudo.

Locais de nidificação também são limitados pela pressão exercida por predadores e o sucesso reprodutivo ao grau de exposição dos ninhos aos predadores (Debus 2006). Considerando os aspectos de densidade da vegetação, é possível que os espaços de sub-bosque mais denso sejam locais menos suscetíveis ao encontro por predadores. Conseqüentemente, é provável que os esforços de defesa de território se voltem para áreas menores com presença de aglomerados de vegetação de sub-bosque.

Os tipos de vegetação existentes podem ser determinantes para a distribuição das espécies e dos territórios em sua área de ocorrência. Os indivíduos fixam seus territórios em função de fatores comportamentais, os quais determinam preferências de utilização das áreas de floresta tais como densidade do sub-bosque e quantidade de serrapilheira depositada sobre o solo (Hansbauer et al. 2010). Considerando ainda o comportamento territorial, as espécies de aves tendem a se estabelecer em áreas de acordo com atributos específicos, tais como microclima (McShea et al. 1995, Cahill e Matthysen 2007).

Outro fator que influencia a distribuição de territórios é a topografia. O estabelecimento de territórios leva em conta critérios de inclinação do terreno e altitude (Bradbury et al. 2011). As áreas planas tendem a ser mais determinantes para a maior diversidade de aves, sendo áreas com maior sombreamento, umidade e estruturação vertical (Ribon 1998). No caso específico do PEPAZ as áreas de maior inclinação apresentaram menor densidade de territórios. A distribuição de

territórios em áreas menos inclinadas pode ter determinado uma maior densidade de indivíduos e de espécies nas porções mais planas da grade de amostragem.

A ampla variedade de fatores citados envolvidos na estruturação dos territórios, pode se combinar de diferentes maneiras nas várias regiões ecossistêmicas para produzir sistemas territoriais que embora envolvam as mesmas espécies, possuam distribuições espaciais diferentes.

O Tamanho pequeno dos territórios com relação a outras áreas onde foram realizados estudos de territorialidade com espécies da família *Thamnophilidae* indica a existência de um componente de variação regional. O trabalho realizado por Duca et al. (2006) demonstra que o território de alguns *Thamnophilidae* são maiores na Amazônia em comparação aos dos encontrados para a Mata Atlântica, onde indivíduos foram encontrados em maior densidade e defendendo tamanhos reduzidos de territórios. Stouffer (2007) encontrou densidade pequena de indivíduos e tamanho grande para os territórios estudados na região amazônica. Em florestas do Panamá Greenberg e Gradwohl (1986) encontraram padrão semelhante ao da Mata Atlântica.

O nível de sobreposição observado no PEPAZ sugere a existência de partição de nicho entre as espécies estudadas. Em função do uso de recursos, alimentares ou não, dentro dos territórios pelas espécies, a limitação na sobreposição dos nichos se torna uma necessidade (Chapman e Rosemberg 1991).

Espécies que foram encontradas em baixa densidade devem ser dependentes de um recurso muito específico, o que limita sua distribuição. Atenção especial deve ser dada às espécies *D. ferruginea* e *D. mentalis* que apresentaram baixa densidade e podem estar em declínio populacional. *D. ochropyga* possui status de risco de extinção “quase ameaçada” (near threatened, Birdlife international 2008), indicando a presença de população significativa para a espécie na Unidade de Conservação. É importante cada vez mais voltar estratégias para aumento e proteção de remanescentes de vegetação para a proteção das espécies de Mata Atlântica em função da necessidade de manutenção de sua alta diversidade (Giraud et al. 2008). Considerando o status do PEPAZ como área de grande relevância para proteção da biodiversidade, iniciativas de ampliação da área protegida e conservação das espécies estudadas devem ser estimuladas pela administração de áreas protegidas.

Não houve sucesso na análise do efeito da distância da borda sobre o tamanho dos territórios, embora existam efeitos negativos nessa faixa do ecossistema. Estudos sobre o efeito de borda demonstram que a maior parte dos efeitos negativos, levando em conta a avifauna, provenientes do efeito de borda estão limitados de certa forma à faixa dos 0 a 50 metros de distância da mesma (Lindenmayer e Fischer 2006). Considerando que as espécies estudadas defenderam territórios na borda e com partes de seus territórios além dessa faixa de efeito, é possível que a análise realizada tenha mascarado os efeitos negativos. Partindo dessa informação, novos estudos devem ser voltados para a biologia dos indivíduos estabelecidos nessa faixa de território.

Por outro lado, a ausência de efeitos resultante da análise pode indicar que a totalidade da grade de amostragem pode estar localizada em um ambiente de borda considerando as espécies estudadas. Aspectos tais como a sensibilidade das espécies e a homogeneidade do ambiente de borda podem levar a diferentes respostas populacionais (Fischer e Lindenmayer 2007, Lopes et al. 2009).

CONCLUSÕES

A medida dos territórios utilizada em estudo de demografia oferece uma estimativa da densidade de indivíduos mais próxima da realidade, menos sujeita a subestimativas, embora esteja sujeita a falhas em função de aspectos comportamentais das próprias espécies. O nível de associação a determinado território foi determinante para o entendimento de como os indivíduos se distribuem, quais espécies estão em maior densidade e quais estão em menor densidade, para as quais deverão ser voltados programas mais incisivos de conservação.

As espécies estudadas apresentaram sistema territorial bem definido e anual, defendidos por pares de indivíduos, padrão freqüentemente encontrado em aves artropogívoras de ambientes tropicais.

O padrão de distribuição espacial dos territórios indica territorialismo baseado em recursos indivisíveis. A distribuição mais relaxada intraespecífica é resultado de fatores que excluem recursos alimentares para a necessidade de manutenção dos territórios.

A grande sobreposição de territórios entre as espécies corrobora com a hipótese de partição de nicho, com as espécies se especializando em recursos diferentes nos diferentes estratos da floresta.

A administração da Unidade de Conservação deve voltar estratégias para a ampliação do PEPAZ, em especial em áreas de inclinação pouco acentuada, consideradas de maior diversidade de espécies e maior densidade de indivíduos. Atenção especial deve ser dada às espécies em baixa densidade populacional ou em risco de extinção, para as quais as populações devem ser monitoradas continuamente.

REFERÊNCIAS

Adams, E. S. 2001. Approaches to the study of territory size and shape. *Annual Reviews in Ecology and Systematics* 32: 277-303.

Betts, M., Hadley, A., e Doran, P. 2005. Avian mobbing response is restricted by territory boundaries: experimental evidence from two species of forest warblers. *Ethology* 111: 821-835.

Bierregaard, R. O. Jr. e Stouffer, P.C. 1997. Understory birds and dynamic habitat mosaics in Amazonian rainforests. p. 155-158. In: Lawrence, W. F. e Bierregaard Jr., R. O. [eds.]. *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of fragmented Communities*. University of Chicago Press. Chicago.

BirdLife International 2008. *Drymophila ochropyga*. Em: IUCN 2011. IUCN Red List of Threatened Species. Versão 2011.1. <www.iucnredlist.org>. (28 de Julho de 2011).

Both, C., and Visser, M. 2000. Breeding territory size affects fitness: an experimental study on competition at the individual level. *Journal of Animal Ecology* 69: 1021-1030.

Both, C., and Visser, M. 2003. Density dependence, territoriality, and divisibility of resources: from optimality models to population processes. *American Naturalist* 161: 326-336.

Bradburry, R. B., Pearce-Higgins, J. W., Wotton, S. R., Conway, G. J., e Grice, P. V. 2011. The influence of climate and topography in patterns of territory establishment in a range-expanding bird. *Ibis* 153: 336-344.

Brown, J. 1960. The Evolution of Diversity in Avian Territorial Systems. *Wilson Bulletin* 76: 160-169.

Cahill, J., e Matthysen, E. 2007. Habitat use by two specialist birds in high-Andean *Polylepis* forests. *Biological Conservation* 140: 62-69.

Carrete, M., Sánchez-Zapata, J.A., Calvo, F., e Lande, R. 2005. Demography and habitat availability in territorial occupancy of two competing species. *Oikos* 108: 125–136.

CEPEMAR. 2004. Plano de Manejo do Parque Estadual da Pedra Azul. <http://www.meioambiente.es.gov.br/download/Pedra_Azul_Plano_Manejo.pdf>. (28 de julho de 2011).

Chapman, A., e Rosenberg, K. 1991. Diets of four sympatric Amazonian woodcreepers (Dendrocolaptidae). *Condor* 93: 904-915.

Cochran, W. G., e Cox, G. M. 1957. *Experimental designs*. John Wiley. London.

Davis, D. 1941. The relation of abundance to territorialism in tropical birds. *Bird Banding* XII: 93-97.

Debus, S. J. S. 2006. Breeding and population parameters of robins in a woodland remnant in northern New South Wales, Australia. *Emu* 106: 147-156.

Dhondt, A. A. 1989. Ecological and evolutionary effects of interspecific competition in tits, *Parus spp.* *Wilson Bulletin* 101: 198-216.

Duca, C., e Marini, M. 2005. Territory size of the flavescent warbler, *Basileuterus flaeolus* (Passeriformes, Emberezidae) in a forest fragment in Southeastern Brazil. *Lundiana* 6: 29-33.

Duca, C., Guerra, T., e Marini, M. 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., e Stuchburry, B. 2004. Territory switching and floating in White-Bellied Antbird (*Myrmeciza longipes*), a resident tropical passerine in Panama. *Auk* 121: 486-496.

Fedy, B., e Stuchburry, B. 2005. Territory defense in tropical birds: are females as aggressive as males? *Behavioral Ecology and Sociology* 58: 414-422.

Fischer, J., e Lindenmayer, D. B. 2007. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography* 16: 265-280.

Forsman, J., Thomson, R., e Seppanen, J. 2007. Mechanisms and fitness effects of interspecific information use between migrant and resident birds. *Behavioral Ecology* 18: 888-894.

García-Moreno, J., Clay, R., e Ríos-Munoz, C. 2007. The importance of birds for conservation in the neotropical region. *Journal of ornithology* 148: 321-326.

Giraud, A., Matteucci, S., Alonso, J., Herrera, J., e Abramson, R. R. 2008. Comparing BIRD assemblages in large and small fragments of the Atlantic Forest hotspots. *Biodiversity and Conservation* 17: 1251-1265.

Greenberg, R., e Gradwohl, J. 1986. Constant density and stable territoriality in some tropical insectivorous birds. *Journal of Animal Ecology* 69: 618-625.

Greenberg, R. e Gradwohl, J. 1997. Territoriality, adult survival, and dispersal in Checker-throated antwren in Panama. *Journal of Avian Biology* 28: 103-110.

Hansbauer, M., Storch, I., Leu, S., Nietoholguin, J., Pimentel, R., Knauer, F. e Metzger, J. P. 2008. Movements of neotropical understory passerines affected by anthropogenic forest edges in the Brazilian Atlantic rainforest. *Biological Conservation* 141: 782-791.

IPEMA. 2007. Áreas prioritárias para conservação no Estado do Espírito Santo. <<http://www.ipema-es.org.br>>. (28 de julho de 2011).

Hansbauer, M. M., Végvári, Z., Storch, I., Borntraeger, R., Hettich, U., Pimentel, R. G., e Metzger, J. P. 2010. Microhabitat Selection of three Forest Understory Birds in the Brazilian Atlantic Rainforest. *Biotropica* 42: 355-362.

Koronkiewicz, T., Sogge, M., Van Riper, C., e Paxton, E. H. 2006. Territoriality, site fidelity, and survivorship of willow flycatchers wintering in Costa Rica. *Condor* 108: 558-570.

Legge, S., Murphy, S., Igag, P., e Mack, A. L. 2004. Territoriality and density of an Australian migrant, the buff-brasted paradise kingfisher, in the New Guinean non-breeding grounds. *Emu* 104: 15-20.

Lopes, A. V., Girão, L. C., Santos, B. A., Peres, C. A., e Tabarelli, M. 2009. Long-term erosion of tree reproductive trait diversity in edge-dominated Atlantic Forest fragments.

Lopes, L. E., e Marini, M. A. 2006. Home range and habitat use by *Suiriri affinis* and *Suiriri islerorum* (Aves: Tyrannidae) in the central Brazilian Cerrado. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 41: 87-92.

Lindenmayer, D. B., e Fischer, J. 2006. Habitat fragmentation and landscape change: an ecological and conservation synthesis. Island Press, Washington, DC.

Marini, M., e Garcia, F. 2005. Bird conservation in Brazil. *Conservation Biology* 19: 665-671.

Mcshea, W., Mcdonald, M., Morton, E. S., Meier, R., e Rappole, J. H. 1995. Long-term trends in habitat selection by Kentucky warblers. *Auk* 112: 375-381.

Newton, I. 1980. The role of food in limiting bird numbers. *Ardea* 68: 11-30.

Odum, E. P., e Kuenzler, E. J. 1955. Measurement of territory size in birds. *Auk* 72: 128-137.

Phillimore, A., Freckleton, R., Orme, C. D. L., e Owens, P. F. 2006. Ecology predicts large-scale patterns of phylogenetic diversification in birds. *American Naturalist* 168: 220-229.

R Development Core Team. 2011. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>.

Ribon, R. 1998. Fatores que influenciam a distribuição da Avifauna em fragmentos de Mata Atlântica nas montanhas de Minas Gerais. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG.

Ribon, R. 2003. Aves em fragmentos da Mata Atlântica do sudeste de Minas Gerais, incidência, abundância e associação à topografia. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG.

Ribon, R., Simon, J. E., e Mattos, G. T. 2003. Bird extinctions in Atlantic forest fragments of the Viçosa Region, Southeastern Brazil. *Conservation Biology* 17: 1827-1839.

Ridgely, R. S., e Tudor, G. 2009. Field guide to the songbirds of South America: the passerines. University of Texas Press, Austin.

Ricklefs, R. E. 2000. Density dependence, evolutionary optimization, and the diversification of avian life histories. *Condor* 102: 9-22.

Sick, H. 2001. *Ornitologia Brasileira*. Nova Fronteira, Rio de Janeiro.

Sigrist, T. 2009. *Guia de Campo Avis Brasilis – Avifauna Brasileira: Descrição das Espécies*. Editora Avis Brasilis, Vinhedo, SP.

Sirkiä, P., e Laaksonen, T. 2009. Distinguishing between male and territory quality: females choose multiple traits in the pied flycatcher. *Animal Behaviour* 78: 1051-1060.

Stouffer, P. C. 2007. Density, territory size, and long-term spatial dynamics of a guild of terrestrial insectivorous birds near Manaus, Brazil. *The Auk* 124: 291-306.

Stutchbury, B., e Morton, E. S., 2001. *Behavioral ecology of tropical birds*. Academic Press, San Diego, California.

Stutchbury, B., e Morton, E. 2008. Recent advances in the behavioral ecology of tropical birds. *Wilson Journal of Ornithology* 120: 26-37.

Tomaz, V.C., e Alves, M. A. 2009. Comportamento territorial em aves: regulação populacional, custos e benefícios. *Oecologia brasiliensis* 13: 132-140.

Willson, S. 2004. Obligate army-ant-following birds: a study of ecology, spatial movement patterns and behavior in Amazon Peru. *Ornithological monographs* 55: 1-67.

CAPÍTULO 2

UTILIZAÇÃO DE MODELOS DE MÁXIMA ENTROPIA PARA CONSERVAÇÃO DE *Drymophila genei* (PASSERIFORMES: THAMNOPHILIDAE).

Indexação: Journal of Animal Ecology

INTRODUÇÃO

As mudanças climáticas e os possíveis impactos sobre a biodiversidade têm motivado a realização de diversos estudos (e.g. Devictor et al. 2008, Keith et al. 2008, Marini et al. 2009). As atividades humanas atuais geram modificações profundas sobre os ciclos naturais de diversos componentes químicos e físicos da atmosfera (IPCC 2007a) e os panoramas indicam que os efeitos provenientes serão determinantes para mudanças drásticas nas comunidades biológicas (IPCC 2007b).

Estudos recentes demonstram que as espécies respondem às mudanças climáticas e que o número de espécies afetadas por tais mudanças deve aumentar continuamente com o passar do tempo (Thomas et al. 2004). As mudanças climáticas provocaram ciclos de extinções e mudanças na distribuição geográfica de várias espécies ao longo da história do planeta (Davis e Shaw 2001, Petit et al. 2008). As modificações produzidas pela interferência humana devem contribuir para potencializar os efeitos de tais mudanças e contribuir para o aumento no número de extinções (Midgley et al. 2002, Pounds et al. 2006).

As espécies mais frágeis às mudanças climáticas estão associadas a ambientes de maiores elevações e latitudes (Parmesan 2006). Supõe-se que os maiores impactos sobre a biodiversidade serão postos sobre as cadeias de montanha mais altas (Peterson 2003), devido à suposta baixa capacidade de ajuste à da redução de superfície habitável provocada pelo aumento da altitude (Sekercioglu et al. 2008). Caso a baixa adaptabilidade a tais mudanças seja verdadeira, é de grande importância realizar estudos considerando os efeitos potenciais e alternativas de manejo para a biodiversidade (Keith et al. 2008).

O uso de algoritmos de modelagem tem se ampliado com o passar dos anos. Algoritmos mais frequentemente utilizados são os de máxima entropia, empregados na definição de relações existentes entre a distribuição atual de espécies e as variáveis climáticas atuais, que refletem a preferência a determinadas condições ambientais (Araújo e Guisan 2006). Tais modelos são utilizados para comparar a distribuição presente na literatura com relação ao nicho ecológico estabelecido pela distribuição potencial por eles determinada. Os modelos de distribuição potencial de espécies geram possibilidades promissoras para o uso de dados existentes em museus e herbários (Elith et al. 2006).

Como resultado dos modelos, baseados na distribuição de probabilidades de localização com relação às variáveis climáticas, certas espécies podem apresentar distribuições distintas daquelas definidas em guias específicos da literatura (De Marco Junior e Siqueira 2009).

Drymophila genei é uma espécie de distribuição restrita, endêmica da Mata Atlântica e do sudeste do Brasil (Rajão et al. 2010). É encontrada desde o Espírito Santo até o norte de São Paulo, em ambientes localizados em altitudes que vão de 1525 a 2125 metros de altitude, apresentando menor sobreposição com o restante das espécies do gênero registradas no Bioma (Rajão e Cerqueira 2006). É uma espécie indicativa de campos de altitude (Vasconcelos 2009). Habita áreas de floresta associadas aos campos de altitude e campos rupestres, e aglomerados de vegetação arbustiva e bambuzais em áreas de vegetação aberta de montanhas (Vasconcelos e Rodrigues 2010).

Drymophila genei consta na lista de espécies com status de ameaça: quase ameaçada (Birdlife International 2008). Esse status de ameaça foi atribuído a *D. genei* em função de sua área de ocorrência restrita e intensamente fragmentada, fato que sustenta a justificativa de declínio populacional da espécie (Birdlife International 2008). A área de distribuição da espécie existente na literatura (Sigrist 2009; Ridgely e Tudor 2009) inclui áreas que podem estar além dos limites reais de sua ocorrência, devido à existência de regiões da abrangência geográfica sem habitats adequados para abrigar populações desta espécie.

As espécies com distribuição restrita, tal como *D. genei* tendem a ser mais afetadas pela perda de habitat e, conseqüentemente, a apresentarem declínio populacional e risco de extinção. Espécies que ocupam um número pequeno de regiões biogeográficas, regiões de maior altitude e que são especializadas em condições específicas de microhabitat são mais suscetíveis à extinção (Gage et al. 2004, O'Grady et al. 2004). A baixa fecundidade e sucesso reprodutivo atuam por aumentar o tempo necessário para recuperar populações, em especial se essas forem de tamanho reduzido (Bennet e Owens 1997). Espécies com baixas freqüências e distâncias de dispersão, tais como as espécies territorialistas (Bowman 2003) podem ter suas populações restritas a determinada abrangência geográfica sendo mais um fator de susceptibilidade à extinção (Foden et al. 2008). As atividades humanas também atuam negativamente sobre essas características

substituindo habitats ideais por áreas agricultáveis ou urbanizadas, ou potencializam o efeito de isolamento (Michalski e Peres 2005).

Avaliar a distribuição de espécies é um passo importante, gerando informações sobre sua ocorrência e identificando prioridades e estratégias para conservação (Cordeiro 2001). A utilização dos resultados provenientes de tais avaliações pode contribuir para a aplicação de recursos na conservação e na definição de áreas prioritárias para criação de espaços especialmente protegidos.

OBJETIVO

O objetivo geral foi analisar a distribuição potencial de *Drymophila genei* para a atualidade e para períodos futuros através da utilização de modelos de máxima entropia. Os objetivos específicos foram avaliar se a distribuição dessa espécie é diferente da existente na literatura e se haverá mudanças no tamanho de sua abrangência geográfica devido a condições de circulação atmosférica futuras.

HIPÓTESES

A utilização do modelo apresentará condições acima do acaso para a distribuição de *D. genei*, considerando o período atual e períodos futuros.

A distribuição de *D. genei* será diferente da área de abrangência dos dados publicados para a espécie.

A distribuição restrita da espécie será refletida na distribuição futura, com modificação na distribuição geográfica e altimétrica devidas a condições atmosféricas futuras.

MÉTODOS

Localidades de ocorrência da espécie

Para determinar a área de ocorrência de *D. genei*, foram utilizados dados de registros de campo próprios, coordenadas geográficas onde foi encontrada a espécie, e registros de museu provenientes do Museu de Zoologia de São Paulo (MZUSP), do Museu de Zoologia da Universidade Federal do Rio de Janeiro e do Museu de Biologia Professor Melo Leitão - ES (MBML). Foram utilizadas 20 localidades de registro de *D. genei* para a análise.

Para as comparações entre a área de ocorrência existente na literatura, foram utilizadas imagens provenientes da base de dados da NatureServe (Ridgely et al. 2007).

Variáveis Ambientais

Para as projeções de distribuição atual da espécie foram utilizadas dezenove variáveis bioclimáticas de temperatura e precipitação (tabela 1). Foram utilizadas também uma variável topográfica (altimetria), uma variável de tipos de vegetação e uma variável de uso da terra. As dezenove variáveis bioclimáticas e a de altimetria foram obtidas da base de dados WorldClim (Hijmans et al. 2005). A variável de uso do solo foi obtida da base de dados da Global Environment Monitoring – European Commission. A variável de ecorregiões (tipos de vegetação) foi obtida da base de dados da World Wildlife Foundation (Olson 2001). Todas as variáveis tiveram seus limites geográficos cortados para o limite político da América do Sul.

Tabela 1 – Variáveis bioclimáticas utilizadas na distribuição atual e futura de *Drymophila genei*. (Fonte: <http://www.worldcim.org>).

Nome	Descrição
BIO01	Temperatura média anual (°C * 10)
BIO02	Oscilação térmica diária (°C * 10)
BIO03	Isotermalidade (%)
BIO04	Sazonalidade térmica (Desvio-padrão * 100)
BIO05	Temperatura máxima do mês mais quente (°C * 10)
BIO06	Temperatura média do mês mais frio (°C * 10)
BIO07	Oscilação térmica anual (°C * 10)
BIO08	Temperatura média da estação quente (°C * 10)
BIO09	Temperatura média da estação seca (°C * 10)
BIO10	Temperatura média da estação úmida (°C * 10)
BIO11	Temperatura média da estação fria (°C * 10)
BIO12	Precipitação anual (mm)
BIO13	Precipitação do mês mais úmido (mm)
BIO14	Precipitação do mês mais seco (mm)
BIO15	Sazonalidade de precipitação (coeficiente de variação)
BIO16	Precipitação da estação úmida (mm)
BIO17	Precipitação da estação seca (mm)
BIO18	Precipitação da estação quente (mm)
BIO19	Precipitação da estação fria (mm)

Modelagem de Máxima Entropia

A distribuição potencial atual de *D. genei* foi modelada utilizando o programa Maxent versão 3.3.3e, que estima a distribuição mais uniforme sobre a área que se pretende avaliar, com base em dados de presença e ausência, utilizando um algoritmo de máxima entropia (Philips et al. 2006; Philips e Dudik 2008). O programa foi rodado utilizando a configuração padrão. Considerando o número pequeno de localidades onde foi registrada a ocorrência de *D. genei*, foi utilizado um procedimento de jackknife, dando uma estimativa mais confiável da contribuição das variáveis ambientais na predição de ocorrência sobre os pixels do Grid (Pearson 2007).

O modelo foi gerado utilizando 75% dos registros de ocorrência selecionados aleatoriamente e avaliado com os 25% restantes. Os modelos foram avaliados utilizando a característica operacional relativa (ROC) e a área sob a curva (AUC) (Fielding e Bell 1997). A curva considera a taxa de omissão em relação à área fracional prevista. Modelos com valores de AUC próximos a 1.0 podem ser considerados bons e conseguem prever a presença de condições para a espécie melhor do que o acaso. Modelos com AUC próximos ou inferiores a 0.5 são considerados modelos não melhores que o acaso. Foi considerada ainda a possibilidade de 5% de erro na predição, pois alguns registros podem representar indivíduos fora do seu nicho ótimo ou em áreas de transição. Todas as células abaixo do valor limiar foram fixadas em '0' e mantidas as probabilidades de ocorrência das acima desse limite. Foram realizadas dez réplicas, formatadas em média \pm desvio padrão, o que representa uma análise mais robusta do modelo.

RESULTADOS

Distribuição potencial atual

A modelagem de máxima entropia apresentou condições melhores do que o acaso na predição de presença de condições favoráveis para a ocorrência de *D. genei*, com um limiar de resposta da AUC de $0.996 \pm 0,006$.

A distribuição prevista de *D. genei* pelo modelo, levando em conta a presença de condições favoráveis foi maior do que a existente na literatura, ocorrendo poucas áreas de sobreposição com aquelas constantes nos dados publicados (figura 1). A distribuição existente na literatura possui área de 49.951 Km² e a distribuição potencial fornecida pelo modelo possui área de 855.316 m².

Considerando a extensão da América do Sul, externamente ao limite censitário do Brasil ocorreram condições favoráveis para a ocorrência de *D. genei* na Cordilheira dos Andes.

O modelo gerado indica a presença de quatro regiões de importância para manutenção das populações da espécie no Brasil, sendo as Montanhas da Região Sul Serrana do Espírito Santo (Maciço de Aracê); a região do Caparaó, no limite entre Espírito Santo e Minas Gerais (Maciço do Caparaó); a Serra do Mar, nos Estados do Rio de Janeiro e São Paulo; e a Serra da Mantiqueira, localizada em uma região de montanhas comum aos Estados do Rio de Janeiro, São Paulo e Minas Gerais (figuras 1). Locais com condições ideais para a ocorrência de *D. genei* fora dos limites desses centros de distribuição ocorreram na Cadeia do Espinhaço, região central da Bahia e no oeste do Paraná e Santa Catarina (figura 2).

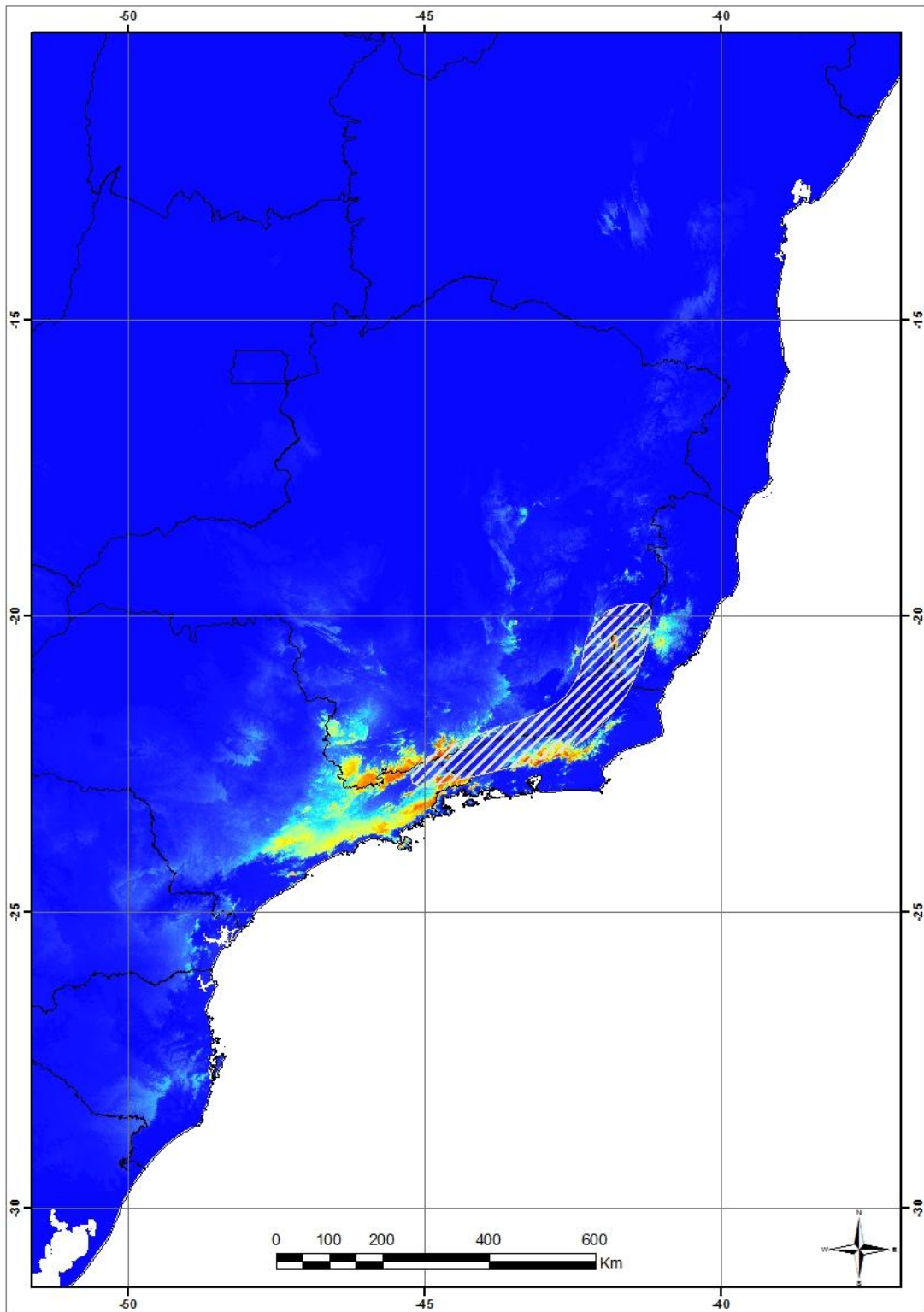


Figura 1 – Distribuição potencial para o período atual da choquinha-da-serra (*Drymophila genei*) para o Brasil. A variação de cores representa probabilidade crescente de condições favoráveis para a ocorrência da espécie considerando a sensibilidade-especificidade de cada pixel, da mais baixa (azul) à mais alta (vermelho). A área hachurada em cinza corresponde à distribuição de *D. genei* existente na literatura.

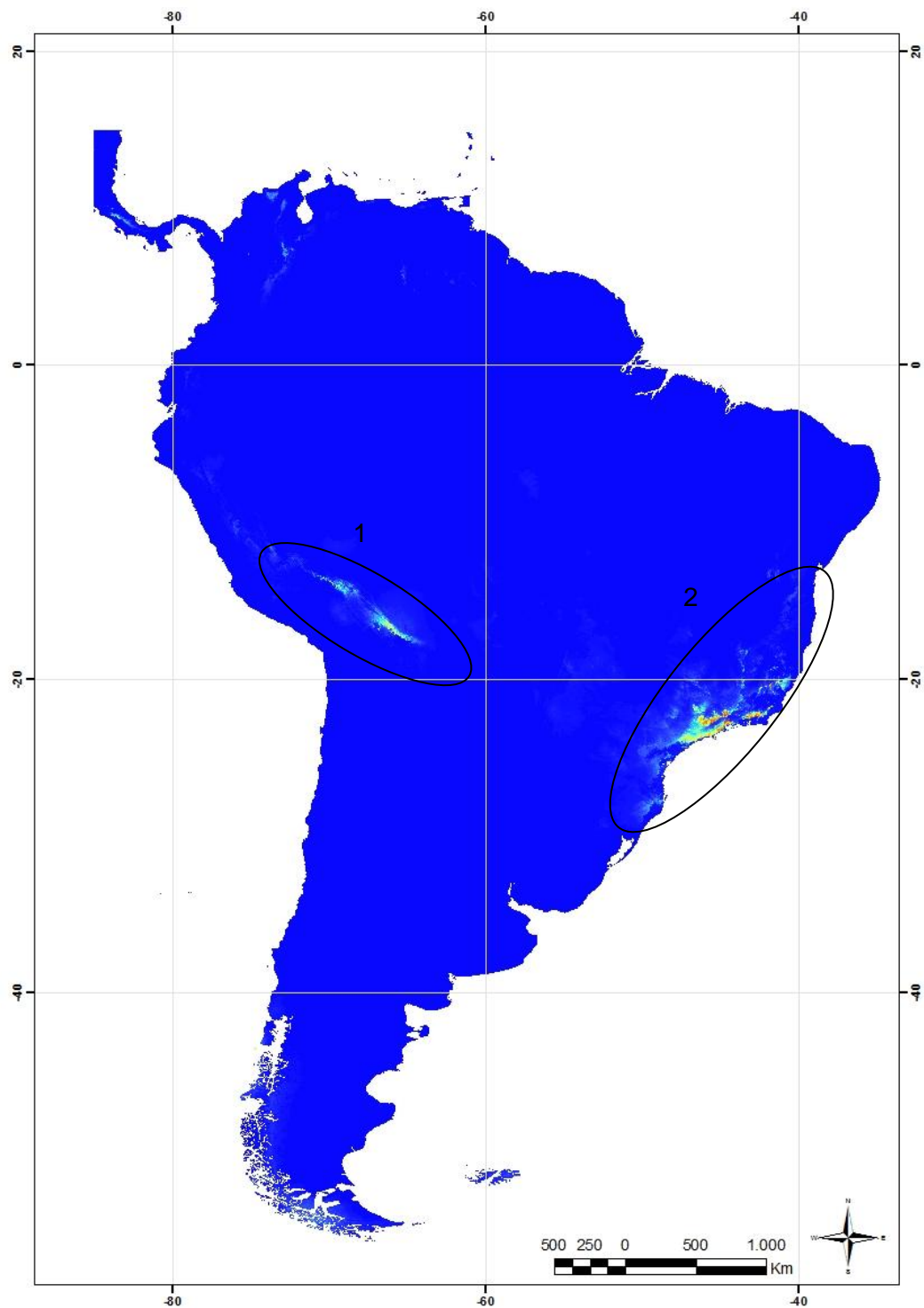


Figura 2 – Distribuição potencial para o período atual da choquinha-da-serra (*Drymophila genei*) considerando a extensão da América do Sul. A variação de cores representa probabilidade crescente de condições favoráveis para a ocorrência da espécie considerando a sensibilidade-especificidade de cada pixel, da mais baixa (azul) à mais alta (vermelho). O número 1 representa a área com condições favoráveis na cordilheira dos Andes e o número 2 representa a área com condições favoráveis no sudeste do Brasil.

Distribuição sob condições atmosféricas futuras

A área de *D. genei* apresentou contração em relação à distribuição potencial atual (855.316Km²) considerando os períodos de 2020, 2050 e 2080 (figura 3).

A contração foi maior para o período de 2050, com redução 6% com relação à área de distribuição potencial atual (tabela 2). A distribuição da espécie mostrou concentração ao redor das cadeias de montanha do sudeste do Brasil, em relação à distribuição mais dispersa para o período atual (figura 3). As melhores condições para ocorrência de *D. genei* foram as áreas de maiores altitudes.

Tabela 2 – Estimativa da área de distribuição (Km²) de *Drymophila genei* para o período atual e para períodos futuros, e redução calculada (%) a partir do modelo de distribuição potencial considerando a previsão de mudanças na circulação atmosférica do planeta.

Período	Área Estimada (Km ²)	Perda de Área (%)
Atual	855.316	-
2020	819.678	4,2
2050	801.859	6,3
2080	819.678	4,2

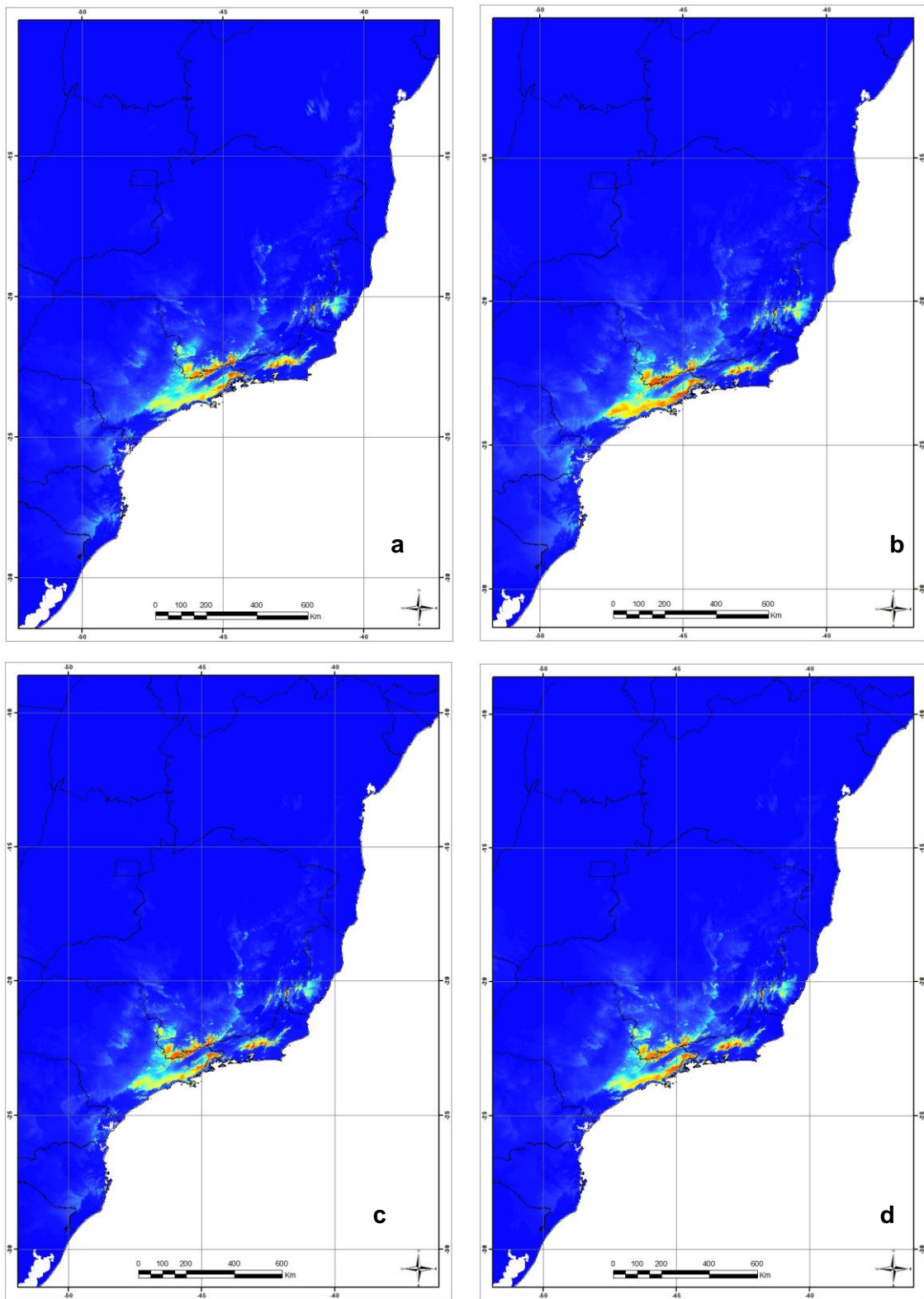


Figura 3 – Distribuição de *D. genei* considerando os quatro períodos analisados. a) Atual, b) 2020, c) 2050, d) 2080. A variação de cores representa probabilidade crescente de condições favoráveis para a ocorrência da espécie considerando a sensibilidade-especificidade de cada pixel, da mais baixa (azul) à mais alta (vermelho).

DISCUSSÃO

De forma geral, as melhores predições de ocorrência se limitaram à região sudeste, onde a espécie já ocorre, no entanto, o modelo demonstra com confiabilidade a distribuição das áreas de ocorrência sobre o território em questão. O resultado gerado pelo modelo não coincide com a distribuição atual disponível na literatura. Isso ocorre em função da metodologia provavelmente utilizada para elaboração dos mapas de distribuição, gerados através da união dos pontos mais externos da distribuição da espécie, correspondendo a um polígono sobre o mapa de distribuição. A área com condições ideais para ocorrência de *D. genei* corresponde aos resultados publicados em diversos trabalhos que afirmam à distribuição restrita dessa espécie a ambientes de montanha (Cordeiro 2001, Cordeiro 2003, Rajão e Cerqueira 2006, Mallet-Rodrigues et al. 2010, Rajão et al. 2010, Vasconcelos e Rodrigues 2010). O modelo foi preciso na determinação das cadeias de montanha relacionadas como áreas de distribuição potencial. São áreas com presença de Unidades de Conservação, que apesar de próximas, possuem graus variados de conexão.

A altitude foi o fator mais importante para a construção do modelo gerado, a qual sobreposta ao mapa de ecoregiões corresponde às áreas de ocorrência de campos rupestres e campos de altitude. Portanto, a altitude como fator isolado não deve ser interpretada como determinante para as melhores condições para ocorrência da espécie. Tal padrão se deve aos ecossistemas de campos rupestres e campos de altitude estar relacionados às maiores altitudes no sudeste do Brasil (Mallet-Rodrigues et al. 2010).

Os limites definidos ao norte para a distribuição potencial indicam que a espécie encontra condições favoráveis para ocorrência além da Cadeia do Espinhaço. No que diz respeito à sua biogeografia, a espécie não alcança os campos rupestres dessa região de montanhas (Vasconcelos e Rodrigues 2010), podendo este ser mais um caso de vicariância geográfica provocado por um acidente geológico no Brasil. Essa barreira provavelmente levou à vicariância dos beija-flores *Augastes lumachella* e *Augastes scutatus*, e dos tapaculos *Scytalopus diamantinensis* e *Scytalopus petrophilus*. (Vasconcelos 2009; Whitney et al. 2010).

É possível observar que *D. genei* possui áreas de ocorrência potencial na Cadeia dos Andes. *D. genei* possui uma possível ligação com espécies andinas

devido à existência, no passado, de uma conexão de vegetação que abrangia a Argentina, Santa Catarina e Paraná chegando ao Sudeste do Brasil (Willis 1992). Essa informação confirma a utilidade da ferramenta de modelagem de distribuição potencial de espécies para estudos de biogeografia, em especial na comprovação de semelhança de nicho entre espécies de abrangência geográfica diferentes.

Em função das exigências da espécie e da pouca mobilidade associada aos hábitos de defesa de território é provável que cada uma das Unidades de montanhas abrigue populações diferentes da espécie. A distância de dispersão tende a variar com o tamanho da espécie e é uma medida proporcional ao tamanho do território (Bowman 2003). A dispersão depende também da existência de territórios vagos (Bowman 2003) e da existência de atributos do ambiente com condições ideais para ocupação da espécie (Matlock e Edwards 2006, Lorrilliere et al. 2010). A distância entre as cadeias de montanha pode causar um efeito semelhante ao de ilhas (Nores 1995) que devem contribuir para diferenças cada vez maiores entre as populações dessa espécie. O delineamento de estudos genéticos deve contribuir para gerar conhecimento sobre o grau de fluxo gênico existente entre tais populações.

Embora a política brasileira realize a gestão de espaços especialmente protegidos pelo Sistema Nacional de Unidades de Conservação do Brasil, as áreas de vegetação associadas a altas altitudes – campos rupestres e campos de altitude – essenciais para a sobrevivência da espécie (Vasconcelos e Rodrigues 2010) não estão em sua totalidade abrangidas pelas iniciativas de conservação. Considerando o status de risco de extinção para a espécie, iniciativas devem ser voltadas para ampliação dos espaços protegidos, levando em conta a abordagem de proteção dos ecossistemas de campos rupestres e campos de altitude.

A distribuição levando em conta mudanças climáticas futuras foi reduzida em comparação à distribuição atual. Caso a capacidade de adaptação a tais condições seja baixa, e a redução de habitat favorável comprovada, é provável que *D. genei* figure entre as espécies com maior grau de risco de extinção no futuro. A capacidade de resposta depende de diversos fatores, mas existem modificações na distribuição das espécies e um atraso (“lagging”) na resposta provocada pelas alterações climáticas (Devictor et al. 2008). Supõe-se que as aves estejam “atrasadas” no deslocamento latitudinal em distâncias superiores a 150 Km considerando a abrangência de tais mudanças (Devictor et al. 2008).

As mudanças climáticas que levam ao deslocamento latitudinal têm sua equivalência na variação altimétrica. Cada quilômetro de deslocamento em latitude corresponde a 1 metro de elevação em direção às maiores altitudes (Parmesan e Yohe 2003). A modificação das condições atuais com a conseqüente redução de superfície provocada pelo deslocamento altitudinal (Pauli et al. 2007) colocará à prova a resiliência dos ecossistemas de montanha e a capacidade de adaptação das espécies dependentes desses habitats. Tal risco se torna ainda maior considerando o grande grau de endemismo associado aos ecossistemas de montanha (Mallet-Rodrigues et al. 2010).

É importante salientar que as variáveis utilizadas nesta modelagem não devem ser entendidas como características determinantes e absolutas para uma possível redução na área de distribuição de *D. genei* no futuro, mas sim da capacidade preditiva do modelo sobre a distribuição da espécie e do seu nicho quando consideradas tais variáveis. Trata-se de uma ferramenta útil para a definição de estratégias conservacionistas relacionadas às mudanças climáticas por considerar o nicho fundamental das espécies selecionadas. Baseando-se na possível contração da área com condições ideais para a existência de *D. genei*, estratégias de conservação podem ser direcionadas para garantir a sua sobrevivência, tais como a criação de espaços especialmente protegidos.

CONCLUSÕES

A utilização do modelo comprova a importância das áreas de montanhas relacionadas à distribuição atual de *D. genei* para a sua persistência e oferece informações importantes sobre as mudanças nesses ambientes com relação às mudanças climáticas previstas.

O modelo de distribuição potencial indicou uma área de distribuição da espécie diferente da existente na literatura.

O modelo apresentou condições para a ocorrência de *D. genei* acima do acaso, sendo confiável a predição de condições ideais para a distribuição potencial.

As mudanças climáticas previstas provocaram redução da área de distribuição potencial.

REFERÊNCIAS

Araújo, M., e Guisan, A. (2006) Five (or so) challenges for species modelling. *Journal of Biogeography*, 33, 1677-1688.

Bennet, P., Owens, I. (1997) Variation in extinction risk among birds: chance or evolutionary predisposition. *Proceedings of the Royal Society: Biological Sciences*, 264, 401-408.

BirdLife International. (2008) *Drymophila genei*. Em: IUCN 2011. IUCN Red List of Threatened Species. Versão 2011.1. <www.iucnredlist.org>. Acesso em **28 de Julho de 2011**.

Bowman, J. (2003) Is dispersal distance of birds proportional to territory size? *Canadian Journal of Zoology*, 81, 195-202.

Cordeiro, P. H. C. (2001) Areografia dos Passeriformes endêmicos da Mata Atlântica. *Ararajuba*, 9, 125-137.

Cordeiro, P.H.C. (2003) Análise dos padrões de distribuição geográfica das aves endêmicas da Mata Atlântica e a importância do Corredor da Serra do Mar e do Corredor Central para conservação da biodiversidade brasileira. In: Prado P.I., Landau E.C., Moura R.T et al. (orgs.) *Corredor de Biodiversidade da Mata Atlântica do Sul da Bahia*. Publicação em CD-ROM, Ilhéus, IESB / CI / CABS / UFMG / UNICAMP.

Davis, M, e Shaw, R. (2001) Range shifts and adaptative responses to quaternary climate change. *Science*, 292, 673-679.

De Marco Junior, P., Siqueira, M. (2009) Como determinar a distribuição potencial de espécies sob uma abordagem conservacionista? *Megadiversidade*, 5, 65-76.

Devictor, V., Julliard, R., Couvet, D. et al. (2008) Birds are tracking climate warming, but not fast enough. *Proceedings of the Royal Society/ Biological Sciences*, 275, 2743-2748.

Elith, J., Graham, C. H., Anderson, R. P., Dudik et al. (2006) Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*, 29, 129-151.

Fielding, A. H., Bell, J. F. (1997) A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation*, 24, 38-49.

Foden, W., Mace, G., Vié, J. et al. (2008) Species susceptibility to climate change impacts. In: Vié, J., Hilton-Taylor, e Stuart, S. (eds). *The 2008 Review of the IUCN Red List of Threatened Species*. IUCN Gland, Switzerland.

Gage, G., Brooke, M., Symonds, M. et al. (2004) Ecological correlates of the threat of extinction in neotropical bird species. *Animal Conservation*, 7, 161-168.

Hijmans, R. J., Cameron, S. E., Parra, J. L. et al. (2005) Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 25, 1965-1978.

IPCC. (2007a) *Climate Change 2007: The physical science basis. Contributions of work group I to the fourth assessment report of the intergovernmental panel on climate change*. Cambridge University Press, Cambridge, UK e New York, USA.

IPCC. (2007b) *Climate Change 2007: impacts, adaptation and vulnerability, contribution of working group II to the fourth assessment report of the IPCC*. Cambridge University Press, Cambridge, UK e New York, USA.

Keith, D., Akçakaya, H., Thuiller, W. et al. (2008) Predicting extinction risk under climate change: coupling stochastic population models with dynamic bioclimatic habitat models. *Biology Letters*, 4, 560-563.

Lorrilliere, R., Boisteau, B., e Robert, A. (2010) Modelling the spatial dynamics of a recovering species: the gray heron *Ardea cinerea* in France. *Ibis*, 152, 118-126.

Mallet-Rodrigues, F., Parrini, R., Pimentel, L. et al. (2010) Altitudinal distribution of birds in a mountainous region in southeastern Brazil. *Zoologia*, 27, 503-522.

Marini, M., Barbet-Massin, M., Lopes, L. et al. (2009) Predicted climate-driven bird distribution changes and forecasted conservation conflicts in a neotropical savanna. *Conservation Biology*, 23, 1558-1567.

Matlock, R., e Edwards, P. The influence of habitat variables on bird communities in forest remnants in Costa Rica. *Biodiversity and Conservation*, 15, 2987-3016.

Michalski, F., e Peres, C. (2005) Anthropogenic determinants of primate and carnivore local extinctions in a fragmented forest landscape of southern Amazonia. *Biological Conservation*, 124, 383-396.

Midgley, G. F., Hannah, L., Millar, D. et al. (2002) Assessing the vulnerability of species richness to antropogenic climate change in a biodiversity hotspot. *Global Ecology & Biogeography*, 11, 445-451.

Nores, M. (1995) Insular biogeography of birds on mountain-tops in north western Argentina. *Journal of Biogeography*, 22, 21-70.

O'Grady, J., Reed, D., Brook, B. et al. (2004) What are the best correlates of predicted extinction risk. *Biological Conservation*, 118, 513-520.

Olson, D. M., Dinerstein, E., Wikramanayake E. D. et al. (2001) Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth. *BioScience*, 51, 933-938.

Parmesan, C., e Yohe, G. (2003) A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature*, 421, 37-42.

Parmesan, C. (2006) Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 37, 637-669.

Pauli, H., Gottfried M., Reiter, K. et al. (2007) Signals of range expansion and contractions of vascular plants in the high Alps: observations (1994-2003) at the GLORIA master site Schrankvogel, Tyrol Austria. *Global Change Biology*, 13, 147-156.

Pearson, R., Raxworthy, C., Nakamura, M. et al. (2006) Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of Biogeography*, 34, 102-117.

Peterson, A. T. (2003) Projected climate change effects on rocky mountain and great plains birds: generalities of biodiversity consequences. *Global Change Biology*, 9, 647-655.

Petit, R. J., Hu, F., Dick C. (2008) Forest of the past: a window to future changes. *Science*, 320, 1450-1452.

Philips, S., J., Anderson, R. P., e Shapire, R. E. (2006) Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190, 231-259.

Philips, S. J., e Dudik, M. (2008) Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography*, 31, 161-175.

Pounds, J., Bustamante, M., Coloma, L. et al. (2006) Widespread amphibian extinctions from epidemic disease driven by global warming. *Nature*, 439, 161-167.

Rajão, H., Cerqueira, R. (2006) Distribuição altitudinal e simpatria das aves do gênero *Drymophila* Swainson (Passeriformes, Thamnophilidae) na Mata Atlântica. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23, 597-607.

Rajão, H., Cerqueira, R, e Lorini, M. (2010) Determinants of geographical distribution in Atlantic Forest species of *Drymophila* (Aves: Thamnophilidae). *Zoologia*, 27, 19-29.

Ridgely, R. S., Allnutt, T. F., Brooks, T. et al. (2007) *Digital Distribution Maps of the Birds of the Western Hemisphere, version 3.0*. NatureServe, Arlington, Virginia, USA.

Ridgely, R. S., e Tudor, G. (2009) *Field guide to the songbirds of South America: the passerines*. University of Texas Press, Austin.

Sekercioglu, C., Shneider, S., Fay, J. et al. (2008) Climate change, elevational range shifts, and bird extinctions. *Conservation Biology*, 22, 140-150.

Sigrist, T. (2009) *Guia de Campo Avis Brasilis – Avifauna Brasileira: Descrição das Espécies*. Editora Avis Brasilis, Vinhedo, SP.

Thomas, C., Cameron, A., Green, R. et al. (2004) Extinction risk from climate change. *Nature*, 427, 145-148.

Vasconcelos, M. (2009) *Avifauna dos campos rupestres e dos campos de altitude do leste do Brasil: levantamento, padrões de distribuição geográfica, endemismo e conservação*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, Minas Gerais.

Vasconcelos, M., e Rodrigues, M. (2010) Patterns of geographic distribution and conservation of the open-habitat avifauna of southeastern Brazilian mountaintops. *Papéis Avulsos de Zoologia*, 50, 1-29.

Whitney, B. M., Vasconcelos, M. F., Silveira, L. F. et al. (2010) *Scytalopus petrophilus* (Rock Tapaculo): a new species from Minas Gerais, Brazil. *Revista Brasileira de Ornitologia*, 18, 73-88.

Willis, E. (1992). Zoogeographical origins of eastern Brazilian birds. *Ornitologia Neotropical*, 3, 1-15.