

Vinicius Rodrigues Tonetti

Densidade, Seleção de Micro-habitat e Distribuição de

***Phylloscartes eximius* (Aves: Tyrannidae)**

Density, Microhabitat Selection and Distribution of

***Phylloscartes eximius* (Aves: Tyrannidae)**

Rio Claro

2015

Vinicius Rodrigues Tonetti

Densidade, Seleção de Micro-habitat e Distribuição de

***Phylloscartes eximius* (Aves: Tyrannidae)**

Density, Microhabitat Selection and Distribution of

***Phylloscartes eximius* (Aves: Tyrannidae)**

Dissertação apresentada ao Instituto de Biociências do Campus de Rio Claro, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas (Zoologia).

Orientador: Marco Aurélio Pizo

Rio Claro

2015

Vinicius Rodrigues Tonetti

Densidade, Seleção de Micro-habitat e Distribuição de

***Phylloscartes eximius* (Aves: Tyrannidae)**

Density, Microhabitat Selection and Distribution of

***Phylloscartes eximius* (Aves: Tyrannidae)**

Dissertação apresentada ao Instituto de Biociências do Campus de Rio Claro, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas (Zoologia).

Orientador: Marco Aurélio Pizo

Comissão Examinadora:

Prof(a). Dr(a).

Prof(a). Dr(a).

Prof. Dr. Marco Aurélio Pizo

Orientador

À Maria de Fátima.

“E como não se sentirá o homem pequeno diante desta gigantesca majestade esmagadora? E como se furtará ele de ser orgulhoso quando se lembrar que basta um aceno de sua mão para destruir toda esta obra de uma quase eternidade?”

Alberto Løefgren, naturalista sueco, conservacionista, e um dos maiores incentivadores da proteção das florestas da Cantareira

AGRADECIMENTOS

Sinto-me na obrigação de agradecer primeiramente às pessoas que financiam a universidade pública e que tornaram possível a concretização desse trabalho e toda minha formação acadêmica até o momento. Agradeço em especial às camadas mais pobres da sociedade que, apesar das contribuições massivas aos impostos que mais alimentam as universidades estaduais paulistas (UNESP, USP e UNICAMP), são as que têm menos oportunidade de ingresso nessas mesmas instituições. Além da elitização histórica, lamento também pela série de crises e cortes de verbas que essas universidades vêm sofrendo nos últimos anos.

Agradeço à pessoa que individualmente teve maior importância durante a elaboração dessa dissertação, minha mãe. Exemplo de caráter impecável, sobriedade e determinação. Agradeço pelas lições de vida, amor incondicional, palavras de incentivo e por ter financiado não apenas boa parte desse projeto, mas também toda a minha educação. Sou grato também pelo seu altruísmo extremo, que está muito além da minha capacidade de compreensão.

Às minhas sobrinhas, Ana Júlia e Maria Eduarda, pelo carinho, interesse pela natureza e por terem me acompanhado em campo.

Ao meu orientador, Marco Aurélio Pizo, por ter me aceitado como aluno, pelo apoio, confiança e por todo o conhecimento e orientação que adquiri ao longo do mestrado. Desde o início priorizou que eu desenvolvesse um projeto que antes de tudo fosse de meu interesse, sempre me dando total liberdade. Agradeço também pelas oportunidades que tive como seu aluno.

Ao Doutor e amigo, Vagner Cavarzere, por ter me ajudado em praticamente todas as etapas dessa dissertação. Desde a viagem à Boracéia quando o projeto seria outro, elaboração do desenho amostral, participação nos trabalhos de campo com a abertura das primeiras trilhas, análise dos dados, até a fase final de redação, tendo lido cada linha desse trabalho. Agradeço também por toda amizade, pelo seu exemplo como pesquisador e pelos grandes ensinamentos.

Ao prof. Milton César Ribeiro (Miltinho) por ter fornecido os shapes de conectividade da Mata Atlântica e estar sempre disposto a ajudar no que fosse preciso. Agradeço também pelo conhecimento que adquiri durante o mestrado em suas disciplinas e pelas valiosas sugestões que foram utilizadas na elaboração dessa dissertação. Exemplo de competência, inteligência e humildade verdadeira.

Ao Dr. Leonardo Wedekin (Léo) pela sua inestimável contribuição com o *Distance* e com o projeto como um todo, ajudando desde o desenho amostral até a análise dos dados. Sempre interessado com o andamento do trabalho e sempre disposto a ajudar.

À Fernanda Alves, por ter fornecido diversas referências, conselhos importantes com o *Distance* e principalmente pela ajuda com as análises dos dados de seleção de habitat. Sempre respondendo aos meus questionamentos de prontidão.

Aos funcionários do Parque Estadual da Cantareira que ajudaram no que foi possível e me deram total liberdade de acesso ao Parque. Um agradecimento especial à Elisangela Vicario e Sr. Floriano (núcleo Cabuçu); Aline Taminato e Vladimir Arrais (Pedra Grande) e Gustavo Lopes (Engordador) por abrirem as portas do Parque a mim (algumas vezes até em sentido literal) e deixarem a minha disposição funcionários, carros, e até um barco (!) para os trabalhos de campo. Agradeço a todos os funcionários (vigilantes, limpeza, administração, portaria e monitores) pela amizade, momentos de descontração e pelas longas conversas e ensinamentos sobre como é administrar um Parque em uma das regiões mais densamente povoadas do planeta e lidar com seus inúmeros problemas. Fui extremamente bem recebido e aprendi muito com todos vocês. Muito obrigado por darem o sangue e cuidarem com tanto carinho e dedicação da melhor Unidade de Conservação do mundo!

Aos amigos que ajudaram em campo com bom humor e disposição mesmo tendo que acordar cedo (ou em alguns casos nem dormir) para chegar ainda de madrugada à Cantareira, Alex Bovo, Bruno Gios, Felipe Arantes, Gabriel Macedo, Giovanni Silva, Isabella Romitelli, Leandro Rostin, Nicolas Gonçalves, Paola Tokumoto e Vagner Cavarzere. A todos vocês meu muito obrigado, não apenas pela ajuda em campo, mas também pela companhia e pelas sugestões e críticas ao trabalho.

Ao Alex Bovo, que se dispôs a sair de Piracicaba para me ajudar em campo. Agradeço também a companhia no CBO, todas nossas conversas, momentos de descontração e por ter me ajudado de diversas maneiras ao longo do mestrado.

Ao meu amigo e cunhado Leandro, por todas as vezes que me ajudou em campo, sempre com disposição, tranquilidade e bom humor. E pelas conversas que tornaram o trabalho muito mais agradável. Desculpe-me pela falta de planejamento na quantidade de comida!

Aos amigos Agnaldo e Nalva, que, apesar da nossa falta de contato durante o mestrado, tiveram papel fundamental na minha formação acadêmica. Jamais esquecerei tudo o que vocês fizeram por mim!

À Flavia Pinto, que mesmo em prazo final de entrega de uma tese me cedeu um dia inteiro para me ajudar com os modelos de nicho fora as conversas no skype e e-mails. Com suas sugestões valiosas e trazendo vários questionamentos quando eu já estava repleto de dúvidas sobre essa área mais humana do que exata ou biológica que é a modelagem de nicho. E, junto com Maurício Vancine, muito me ajudou com os bugs e ferramentas do ArcGIS.

À Glaucia Del Rio pela enorme ajuda com o R, ArcGIS, Maxent, Biomod, bibliografia e no que mais fosse necessário. E por ter me ajudado tanto e das mais diversas maneiras durante e antes do mestrado. Muito do que aprendi na ornitologia devo a você, espero um dia poder retribuir a tudo o que você já fez por mim.

Ao Carlos Gussoni, maior especialista do gênero *Phylloscartes* do mundo. Obrigado por toda ajuda e por fornecer informações e bibliografias importantíssimas sobre o barbudinho e todas as outras espécies do gênero. Agradeço também pelo seu amor e dedicação por essas aves tão ameaçadas, apesar de ainda tão pouco conhecidas.

Ao Pedro Develey, que sempre esteve presente e pelos ensinamentos desde muito antes do início do mestrado. Agradeço pelo seu interesse com o problema do uso do indiscriminado do *playback* na Cantareira, e agradeço também a todo o pessoal da SAVE. Parabéns pelo lindo trabalho, empenho e dedicação de uma vida inteira nessa área tão difícil que é a conservação das aves!

Ao Marco Rego, por toda ajuda e ensinamentos em SIG, em especial com o ArcGIS. Muito obrigado pelas minhas primeiras passarinhadas na Cantareira e por me mostrar o barbudinho.

À Fernanda Marques e Laury Cullen Jr. pela ajuda com o desenho amostral e ensinamentos sobre o *Distance*, imprescindíveis para estimar a densidade do barbudinho.

Às pessoas (pesquisadores, professores, observadores de aves, doutores, mestres, consultores, curadores de museus, e, acima de tudo, admiradores das aves) que me cederam os registros do barbudinho, permitindo que os modelos de nicho pudessem ser gerados. Um agradecimento especial a todos que contribuem com o WikiAves e Xeno-Canto, seja fornecendo os próprios registros ou na manutenção desses sites. Viva a ornitologia brasileira e viva a ciência cidadã!

Aos amigos de Rio Claro, que sempre me receberam tão bem em suas casas, tornando minhas estadias muito mais divertidas e tranquilas, Carlos Gussoni, Claudia Kanda, Fellipe Chaves, Gabriela (Gabi) Locher, Henrique Tozzi, Laura Honda, Leonardo Corrêa (Pataca), Thales Henrique, Thalles Ribeiro, Vinícius Loredam e todos da república Nemelês. Muito obrigado mesmo, pessoal!

Às pessoas que durante, ou até mesmo antes, o mestrado me ajudaram de alguma forma que contribuiu diretamente ou indiretamente para concretização desse trabalho. Essas pessoas estiveram sempre presentes e dispostas a ajudar, Carlos Candia-Gallardo (Kiwi), Carlos Gussoni, Demis Bucci, Érica Pacífico, Fábio Schunck, Fernando Pacheco, Francisco Dénes (Chico), Luiz dos Anjos, Luís Fábio Silveira, Luís Pedreira Gonzaga, Marcelo Villegas, Renata Alquezar, Vitor Piacentini, entre tantos outros.

A todos os funcionários da UNESP de Rio Claro, em especial o pessoal da Seção Técnica de Pós-Graduação que sempre respondeu de maneira amigável meus e-mails e telefonemas com as mais diversas orientações.

À Gabriela (Gabi) Locher, pelos esclarecimentos sobre o programa de pós

Às pessoas dos mais diversos locais do planeta que participam de fóruns na internet e me ajudaram a resolver problemas técnicos com o ArcGIS, Photoshop e com o R e ajudaram também indicando boas referências bibliográficas.

Ao CNPq pela bolsa concedida.

E por último, e talvez mais importante, à Cantareira. Pela sua avifauna esplêndida, pelas suas florestas exuberantes, pelo seu silêncio, por ser a vista da minha janela, pelas caminhadas infundáveis, pelos momentos de contemplação e reflexão, pelos momentos de tensão, por todos os outros momentos inesquecíveis, e por ter me ensinado tanto. Espero que um dia as pessoas que habitam esse lugar egoísta e desumano que é São Paulo te enxerguem como algo maior do que uma fonte provedora de água ou como o conjunto de montanhas que aponta a direção norte da cidade cinza e insensata.

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS	<i>v</i>
INTRODUÇÃO GERAL	<i>1</i>
DENSIDADE	<i>1</i>
SELEÇÃO DE MICRO-HABITAT	<i>2</i>
DISTRIBUIÇÃO	<i>4</i>
A ESPÉCIE	<i>6</i>
ÁREA DE ESTUDO	<i>11</i>
A MATA ATLÂNTICA	<i>11</i>
O PARQUE ESTADUAL DA CANTAREIRA	<i>13</i>
OBJETIVOS GERAIS	<i>16</i>
OBJETIVOS ESPECÍFICOS	<i>16</i>
JUSTIFICATIVAS DO ESTUDO	<i>17</i>
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	<i>19</i>
CAPÍTULO I – DENSIDADE	<i>25</i>
RESUMO	<i>25</i>
ABSTRACT	<i>26</i>
INTRODUÇÃO	<i>27</i>
MATERIAL E MÉTODOS	<i>29</i>
ÁREA DE ESTUDO	<i>29</i>
COLETA DE DADOS	<i>30</i>
ANÁLISE DOS DADOS	<i>34</i>
RESULTADOS	<i>35</i>
DISCUSSÃO	<i>39</i>
METODOLOGIA	<i>39</i>

DENSIDADE E ABUNDÂNCIA	40
CONSERVAÇÃO	42
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	45
CAPÍTULO II – SELEÇÃO DE MICRO-HABITAT	51
RESUMO	51
ABSTRACT	52
INTRODUÇÃO	53
MATERIAL E MÉTODOS	56
ÁREA DE ESTUDO E COLETA DOS DADOS	56
MICRO-HABITAT	59
ANÁLISE DOS DADOS	63
RESULTADOS	65
DISCUSSÃO	70
SELEÇÃO DE MICRO-HABITAT	70
BANDOS MISTOS	73
CONSERVAÇÃO	74
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	77
CAPÍTULO III – DISTRIBUIÇÃO	83
RESUMO	83
ABSTRACT	84
INTRODUÇÃO	85
MATERIAL E MÉTODOS	88
MODELAGEM DE NICHOS	88
PONTOS DE OCORRÊNCIA	88
VARIÁVEIS PREDITORAS	90
ALGORITMO	91
ÁREA DE ESTUDO	92

LIMITE DE CORTE	92
VALIDAÇÃO	94
MUDANÇAS CLIMÁTICAS	95
REPRESENTAÇÃO EM UNIDADES DE CONSERVAÇÃO.....	96
GERAÇÃO DOS MAPAS	97
RESULTADOS	98
DISCUSSÃO	107
DISTRIBUIÇÃO ATUAL	107
ERROS DE COMISSÃO E OMISSÃO	109
MUDANÇAS CLIMÁTICAS	111
REPRESENTAÇÃO EM UNIDADES DE CONSERVAÇÃO	113
CONSERVAÇÃO	114
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	117
DISCUSSÃO GERAL E CONCLUSÕES	131
MÉTODOS EMPREGADOS	131
CONSERVAÇÃO	133
CONCLUSÕES	135
PRÓXIMOS PASSOS	136
CONSERVAÇÃO DA ESPÉCIE NA ÁREA DE ESTUDO	139
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	144
APÊNDICES	149
APÊNDICE A	149
APÊNDICE B	152
REFERÊNCIAS DOS REGISTROS OBTIDOS NA LITERATURA	161
APÊNDICE C	163
APÊNDICE D	169

INTRODUÇÃO GERAL

DENSIDADE

Dados sobre o tamanho populacional são pré-requisitos fundamentais para qualquer esforço de conservação de espécies ameaçadas. Esse tipo de conhecimento permite avaliar o impacto da perda de habitat, identificar áreas mais importantes para a conservação, analisar a viabilidade de populações isoladas, determinar o *status* de conservação, além de possuir utilidade em diversos tipos de estudos em ecologia aplicada (Caughley 1994; Bibby *et al.* 2000a; Sutherland *et al.* 2004; Newson *et al.* 2008; IUCN 2014; Rezende 2014). No entanto, apesar de básicos, esses dados são inexistentes para a maior parte dos táxons, incluindo os ameaçados de extinção, principalmente na região neotropical (Bibby *et al.* 2000a; Develey 2006). Isso demonstra a urgência para que mais estudos que gerem informações desse tipo sejam realizados.

Dentre as diversas metodologias existentes para estimar a densidade de populações naturais (veja em Seber 1986 e em Sutherland 2006), a amostragem de distâncias, ou *distance sampling*, é uma das mais robustas utilizadas atualmente (Buckland *et al.* 2001;2004). Pode ser aplicada tanto com organismos vivos, quanto com objetos inanimados, incluindo invertebrados, mamíferos aquáticos e terrestres, aves, répteis, árvores, ninhos, fezes, etc; e em praticamente qualquer tipo de ambiente (*e.g.* desertos, savanas, florestas densas, mares e rios), de forma que o pesquisador pode se deslocar através da área de estudo com auxílio de carros, barcos, aviões, caminhando, etc, enquanto amostra. O método surgiu como uma adaptação da amostragem por transecção em faixa, na qual o observador conta todos os objetos dentro de uma faixa de largura limitada enquanto caminha sobre uma linha que passa no centro dessa faixa (Forbes 1907). Esse tipo de contagem parte da premissa de que todos os objetos dentro

da faixa devem ser detectados, o que, na maioria das vezes, é impossível de ser garantido (Mackenzie *et al.* 2002).

A partir desse método surgiu a amostragem de transecção linear, na qual o observador caminha por uma transecção contando todos os objetos que detecta, porém registrando a distância entre o objeto e a linha (Buckland *et al.* 2001). A amostragem de distâncias leva em consideração a detecção imperfeita dos organismos em relação à distância (Mackenzie *et al.* 2006), permitindo que nem todos os objetos sejam registrados, mas apenas os que se encontram exatamente em cima da linha, de modo que a probabilidade de detecção diminui conforme a distância do objeto em relação à transecção aumenta (Buckland *et al.* 2001;2004). De maneira geral, a amostragem de distâncias envolve uma série de modelos que ajustam funções de detecção para as distâncias observadas e utiliza essas funções para estimar a proporção de objetos perdidos durante a amostragem (Buckland *et al.* 2001). Além da transecção linear, a amostragem de distâncias pode ser realizada também por meio de ponto fixo, muito utilizado para aves de pequeno porte. Nesse tipo de contagem, ao invés de percorrer uma linha o observador permanece imóvel em um ponto por um período de tempo pré-determinado enquanto registra as distâncias até os objetos de interesse (Buckland 2006).

SELEÇÃO DE MICRO-HABITAT

Quantidades adequadas de recursos utilizáveis são necessárias para manter as populações animais. Como a disponibilidade desses recursos não se dá de maneira uniforme, e a qualidade dos mesmos também varia, os organismos selecionam aqueles que irão proporcionar melhor sucesso reprodutivo e sobrevivência (Garshelis 2000; Manly *et al.* 2002). Os tipos de recursos selecionados variam desde itens alimentares, locais de nidificação, habitat, entre outros (Krebs 1998). Os estudos de seleção de habitat têm longa tradição na ornitologia (Jones 2001) e vem ganhando cada vez mais importância na conservação de

espécies ameaçadas, tanto para tentar prever os efeitos das alterações dos ambientes naturais nas populações (Bibby *et al.* 2000b), como para incorporar informações demográficas com informações ambientais (Caughley 1994), na medida em que fornecem maior entendimento das condições estruturais e físicas do ambiente que elas ocupam, prevendo, por exemplo, possíveis consequências de mudanças no uso da terra (Bibby *et al.* 2000a). Dessa forma, o manejo tanto das espécies quanto de seus ambientes pode ser realizado da maneira adequada (Caughley 1994; Garshelis 2000; Sutherland & Green 2004).

Apesar da longa tradição, as definições dos termos (“seleção”, “uso”, “preferência”, e até mesmo “habitat”) utilizados na literatura são muitas vezes controversas e não objetivas (Jones 2001). Como “habitat” entende-se o “*subconjunto de fatores ambientais físicos que uma espécie necessita para a sobrevivência e reprodução*” (Block & Brennan 1993). O habitat engloba desde aspectos mais amplos (macro-habitat) e que podem determinar a distribuição geográfica da espécie, como fatores que atuam na escala da paisagem, e envolve também aspectos que atuam em escalas mais finas (micro-habitat) dentro de um local onde a espécie ocorre, como os locais utilizados para nidificação, empoleiramento ou forrageamento (Block & Brennan 1993). A definição do termo “seleção de habitat” utilizada nesse projeto segue aquela adotada por Block & Brennan (1993), que diz que seleção de habitat é o comportamento que permite os indivíduos distinguirem os vários componentes disponíveis, resultando no uso desproporcional das condições ambientais que aumentarão sua taxa de sobrevivência e reprodução. O “uso de habitat” seria a maneira em que a espécie usa uma coleção de componentes ambientais para suprir suas necessidades (Block & Brennan 1993) e “preferência de habitat” seria a probabilidade de um recurso ser utilizado caso seja oferecido da mesma maneira que os demais (Johnson 1980).

Existem duas maneiras (desenhos amostrais) principais para se detectar a seleção de habitat. Na primeira delas, locais ocupados pela espécie são comparados com locais não-

utilizados ou com os locais disponíveis. Nesse tipo de desenho amostral os indivíduos não são identificados e os animais estudados fazem parte de uma amostra aleatória da população. Além desse tipo, os estudos podem ser conduzidos identificando cada indivíduo e comparando os locais utilizados por cada um deles com locais não-utilizados ou disponíveis em toda área de estudo (e, portanto, para toda a população). Esse último tipo de desenho amostral é em geral mais custoso, pois, para a grande maioria das espécies, é necessário que haja captura e marcação dos animais para a identificação individual. O primeiro tipo de desenho amostral é menos custoso e é o mais utilizado (Krebs 1998; Manly *et al.* 2002).

DISTRIBUIÇÃO

Conhecer a distribuição geográfica das espécies é uma das questões mais importantes para a conservação dos táxons ameaçados (IUCN 2014). Segundo a IUCN (2014), a distribuição pode ser vista sob duas escalas: a extensão de ocorrência, representada pelo mínimo polígono convexo que abrange todos os registros de ocorrência, e a área de ocupação, que são os locais onde a espécie de fato ocorre dentro da extensão de ocorrência (Peterson *et al.* 2011; IUCN 2014). Um aumento da disponibilidade de registros de ocorrência de espécies observado nas últimas décadas, associado aos avanços nas áreas de sistema de informação geográfica (SIG), estatística, e capacidade de processamento de dados, permitiu o desenvolvimento de uma série de métodos que tentam prever a distribuição dos organismos (Guisan & Zimmermann 2000). O termo correto para se referir a esse conjunto de métodos (modelagem de distribuição, habitat ou nicho, entre outros) ainda é motivo de controvérsia na literatura (Kearney 2006; Franklin & Miller 2009). No entanto, apesar da falta de consenso, um dos termos mais utilizados é “modelagem de nicho” (Pulliam 2000; Peterson 2006; Soberon & Nakamura 2009).

Uma das primeiras menções ao termo “nicho”, feita por Grinnell (1917) referia-se ao espectro de condições climáticas que permite a ocorrência das espécies. Esse tipo de definição leva em consideração as variáveis que não interagem de maneira dinâmica com os organismos (*e.g.* clima, topografia), conhecidas também como variáveis cenopoéticas, e que determinam a distribuição dos táxons em escalas mais amplas (Soberón 2007). Anos mais tarde, Elton (1927) tratou o nicho de uma espécie como sendo seu papel dentro de uma cadeia alimentar, delimitado por variáveis dinâmicas, como interações bióticas (*e.g.* competição, predação) e recursos que a espécie pode consumir, como nutrientes. A abordagem na qual Elton (1927) focou atua numa escala menor, e suas variáveis são conhecidas como não-cenopoéticas (Soberón 2007; Peterson *et al.* 2011). Hutchinson (1957) também explorou o termo e o definiu como sendo um “hiper-volume” de condições que permitem a ocorrência das espécies. Esse autor ainda dividiu o nicho em duas partes: fundamental, aquele em que as variáveis cenopoéticas (principalmente abióticas) são adequadas para o estabelecimento dos organismos e o nicho realizado, que seria uma parte do fundamental onde as variáveis não-cenopoéticas (principalmente bióticas) permitem o estabelecimento de populações viáveis (Peterson *et al.* 2011).

Para a modelagem de nicho segundo a abordagem correlativa, o nicho Grinnelliano é o que apresenta maior relevância, pois leva em consideração as variáveis ambientais ao longo da distribuição das espécies e que atuam em larga escala (Peterson *et al.* 2011). Esses modelos caracterizam o nicho fundamental traçando por meio de algoritmos (*i.e.* funções matemáticas ou conjunto de regras) correlações entre camadas ambientais e pontos de ocorrência e então projetam em mapas de distribuição geográfica as áreas que são ambientalmente adequadas para a ocorrência das espécies (Soberón & Peterson 2005; Elith & Leathwick 2009). Os modelos de nicho têm sido utilizados para diversas finalidades na conservação, dentre elas, as principais incluem auxílio na busca por novas populações (Williams *et al.* 2009), reintrodução

de espécies ameaçadas (Cramer & Portier 2001), avaliação de possíveis impactos das mudanças climáticas (Anderson 2013; Garcia *et al.* 2013), determinação de áreas prioritárias para a conservação (Ortega-Huerta & Peterson 2004), avaliação da perda da biodiversidade (Loiselle *et al.* 2010), avaliação do potencial invasivo de espécies exóticas (Sadeghi *et al.* 2012), entre outras.

A ESPÉCIE

Restrita às Américas e com pico de diversidade no neotrópico, a família Tyrannidae é uma das maiores famílias de aves do hemisfério ocidental e também do Brasil (Remsen *et al.* 2014). Além da enorme diversidade taxonômica, seus representantes ocupam vários tipos de ambientes, de campos abertos, áreas alagadas e grandes centros urbanos até savanas e florestas densas. No entanto, a maioria habita florestas, onde exploram todos os estratos, desde o chão, forrageando na serrapilheira à procura de pequenos artrópodes (*e.g.* *Corythopsis* sp.), até acima do dossel, onde algumas espécies podem ser encontradas capturando insetos em vôo, como *Colonia colonus* (Sick 1997). Isso faz com que apresentem enorme heterogeneidade morfológica, ecológica e comportamental (Sick 1997; Fitzpatrick 2004; Ridgely & Tudor 2004).

Dentre os representantes florestais de pequeno porte, o gênero *Phylloscartes* compreende espécies esguias e em geral de hábitos e vocalização pouco conspícua. Quando pousados, o corpo permanece orientado horizontalmente, com a cauda longa e estreita levemente erguida (Clay *et al.* 1998; Ridgely & Tudor 2004). Alguns autores reconhecem dentro de *Phylloscartes* um grupo distinto, e sugerem que sejam tratados como pertencentes ao gênero *Pogonotriccus* (Sick 1997; Graves 1998; Fitzpatrick 2004; Ridgely & Tudor 2004; Remsen *et al.* 2014). Segundo esses autores, as espécies do gênero *Pogonotriccus* podem ser distinguidas de *Phylloscartes* principalmente por apresentarem a postura do corpo ereta, com

a cauda posicionada verticalmente em relação ao eixo do corpo. Além disso, essas aves possuem diferenças no comportamento de forrageio, permanecendo pousadas por períodos de tempos maiores antes de efetuarem manobras aéreas para capturar suas presas (Fitzpatrick 2004).

Para os adeptos desse sistema de classificação, o gênero *Pogonotriccus* compreende cinco espécies andinas, uma espécie distribuída nos Tepuis Venezuelanos e em parte do extremo norte do Brasil e uma endêmica da Mata Atlântica - *Pogonotriccus eximius* (Ridgely & Tudor 2004). No entanto, estudos realizados com dados morfológicos (Traylor 1977) e moleculares (Tello *et al.* 2009) indicam a relação próxima entre as espécies de *Phylloscartes*, de forma que esses autores não vêem motivos para reconhecer dentro do gênero um grupo distinto. Dessa maneira, o sistema de classificação adotado nesse projeto (Remsen *et al.* 2014) trata todos os representantes do gênero *Pogonotriccus* como pertencentes ao gênero *Phylloscartes*.

O gênero *Phylloscartes* compreende passeriformes pequenos (pesando em média cerca de 8 g) de biologia pouco conhecida da família Tyrannidae (Fitzpatrick 2004; Remsen *et al.* 2014). A maioria de seus representantes é naturalmente rara e apresenta distribuição restrita (Goerck 1997; Clay *et al.* 1998; Fitzpatrick 2004; Ridgely & Tudor 2004). Quatro espécies foram descritas a partir da década de 1980 (Teixeira 1987; Willis & Oniki 1992; Gonzaga & Pacheco 1995; Graves 1998), sendo três endêmicas da Mata Atlântica. Apesar do conhecimento acerca desses táxons ainda ser incipiente, com apenas um tendo sido alvo de estudos ecológicos mais aprofundados (Gussoni 2014), metade do gênero está em alguma categoria de ameaça ou quase ameaça em nível global (BirdLife 2015). Isso demonstra a urgência para que esforços de conservação sejam empregados.

O barbudinho (*Phylloscartes eximius*) é um passeriforme monotípico e endêmico da Mata Atlântica (Parker *et al.* 1996; Fitzpatrick 2004). De píleo acinzentado, possui uma

grande nódoa branca acima do loro e uma faixa negra nas penas que cobrem o ouvido, formando um padrão de coloração na cabeça que é único em toda sua distribuição. Pesando cerca de oito gramas, possui o dorso verde e o ventre amarelo, não apresentando dimorfismo sexual aparente (figura 1; Sick 1997; Develey & Endrigo 2004; Fitzpatrick 2004; Ridgely & Tudor 2004).



Figura 1. Indivíduo de *Phylloscartes eximius*.

É encontrado principalmente no estrato médio da floresta onde forrageia à procura de pequenos insetos que captura por meio de manobras aéreas, sozinho ou aos pares, podendo estar associado aos bandos mistos. Enquanto forrageia vocaliza frequentemente, emitindo um canto que consiste em uma série de notas curtas e agudas seguidas umas das outras por curtos intervalos de tempo, que começa de maneira acelerada e termina abruptamente. Por possuir uma vocalização muito conspícua, pode ser detectado com certa facilidade (observação pessoal; Sick 1997; Clay *et al.* 1998; Fitzpatrick 2004; Ridgely & Tudor 2004). Seu ninho é

do tipo fechado, com formato esférico e abertura lateral, construído principalmente com musgos e teias de aranha (Lombardi *et al.* 2010).

A espécie foi descrita pelo naturalista Coenraad Temminck no ano de 1822, baseado em um indivíduo coletado pelo naturalista Johann Natterer em 1820 na localidade de “Ypanema, Brazil” (figura 2; Pinto 1944), situada no atual município de Iperó, Estado de São Paulo (Paynter & Traylor 1991). A localidade é conhecida também como “Fazenda Ipanema” e na época abrigava a “Real Fábrica de Ferro de São João de Ipanema” (Rezende 2014). Natterer coletou espécimes de diversos grupos taxonômicos durante o período que ficou na Fazenda entre os anos de 1819 e 1822 (Vanzolini 1993). Essa região foi grandemente explorada a partir do século XVII para a extração de minério de ferro, abundante no local e motivo pelo qual a atividade continua até os dias de hoje (IBAMA 2009). Apesar de ainda existir um grande remanescente de Mata Atlântica nas proximidades da localidade tipo (Floresta Nacional de Ipanema, com cerca de 5.300 ha), a espécie não foi registrada nesse fragmento em inventários recentes (Cavarzere *et al. in prep.*; IBAMA 2009).



Figura 2. Prancha feita por Buffon na descrição da espécie, extraído de “*Nouveau recueil de planches coloriées d’oiseaux : pour servir de suite et de complément aux planches enluminées de Buffon, VOL. III.*”

Assim como os demais representantes do gênero, muitas informações básicas a respeito da biologia do *P. eximius* são inexistentes. A espécie distribui-se desde o sudeste do Brasil, onde habita principalmente áreas acima dos 800 m de altitude, até o sul do país e parte do Paraguai e Argentina, onde pode ocorrer em locais de menores altitudes (e.g. 100 m). Apesar da ampla extensão de ocorrência, é registrada pontualmente ao longo dessa vasta região (Fitzpatrick 2004; Silveira 2009). No Estado de São Paulo, onde ocorria em uma extensa área, permaneceu sem ser registrada por um longo período de tempo (Willis & Oniki 1993). No entanto, foi redescoberta na Serra da Cantareira, única região em que é encontrada com frequência no Estado (Develey & Endrigo 2004; Silveira 2009). Por ser endêmica da Mata Atlântica, sofreu enorme perda de habitat e suas populações encontram-se atualmente isoladas nos fragmentos florestais remanescentes (BirdLife 2015).

Todo o conhecimento a respeito dos aspectos ecológicos e da biologia de *P. eximius* são provenientes de observações casuais, de modo que nenhum estudo sistemático tenha sido realizado até então. Apesar de se suspeitar que esteja sofrendo acentuado declínio (BirdLife 2015), fato que o coloca na categoria de “Quase Ameaça” em nível global (BirdLife 2015), além de estar presente nas listas de espécies ameaçadas dos Estados de São Paulo, Santa Catarina e Rio Grande do Sul (Silveira 2009), não há nenhum dado disponível na literatura sobre o seu verdadeiro tamanho populacional e em que densidade ocorre. Em relação à maneira que interage com o ambiente que ocupa, muito pouco se sabe sobre os seus requerimentos básicos de micro-habitat. Enquanto alguns autores afirmam que *P. eximius* necessite de florestas primárias, ou em avançado estágio de regeneração (Silveira 2009), outros sugerem uma grande tolerância a ambientes degradados (Cavarzere *in litt.*; Lowen 1996). O mesmo ocorre com sua distribuição, apesar de possuir uma extensão de ocorrência grande, a espécie é encontrada em pequenas partes desta, possuindo, portanto, uma área de ocupação restrita e distribuição ainda pouco conhecida. Além disso, a espécie ocorre

principalmente em regiões montanhosas, o que possivelmente a torna ainda mais vulnerável pelos efeitos das mudanças climáticas (Sekercioglu *et al.* 2012).

ÁREA DE ESTUDO

A MATA ATLÂNTICA

A Mata Atlântica é o segundo maior domínio florestal da América do Sul, estendendo-se por uma faixa que vai do litoral do nordeste até o litoral sul do Brasil, penetrando no interior do continente ao sul de sua extensão, onde alcança porções mais a oeste do país e parte leste do Paraguai e Argentina (Câmara 2003). Sua grande extensão territorial, associada a uma considerável amplitude altitudinal (0 a 2.800 m) faz com que o domínio fique sujeito a uma enorme variação climática, apresentando diferentes fitofisionomias, sendo um verdadeiro mosaico de biodiversidade (Cunha *et al.* 2013). Suas formações vegetais vão desde as restingas e mangues nas orlas marítimas, seguidas pelas imponentes matas de baixada, passando pelas florestas montanas de porte variável e formações mais secas do interior, incluindo também vegetações campestres (Dean 1996; IBGE 2012).

Essa grande diversidade de ambientes, associada à sua história biogeográfica, faz com que a região possua uma biota riquíssima, sendo um dos domínios florestais com maior número de espécies de aves do mundo (Mittermeier *et al.* 2005; Lima 2013). Além de rica, sua avifauna não está distribuída de forma homogênea. Com diversas áreas de endemismo, mais da metade das espécies é considerada rara (Goerck 1997; Stattersfield *et al.* 1998; Silva *et al.* 2004). No entanto, devido ao seu histórico de ocupação, restam atualmente apenas 12% de sua cobertura vegetal, e suas outrora extensas florestas foram reduzidas em sua maior parte a pequenos fragmentos. Esses se encontram isolados uns dos outros e em diferentes estados de conservação, estando a maioria deles em estágio inicial ou intermediário de regeneração e

muitos ainda são alvos de diversos tipos de manejo que causam alterações na estrutura da vegetação (Dean 1996; Metzger 2009; Ribeiro *et al.* 2009).

A ocupação humana na Mata Atlântica começou há cerca de 11.000 anos (Schmitz 1987) e as 400 gerações de povos pré-históricos que habitaram o domínio causaram alterações consideráveis em suas florestas pristinas, tanto pelas queimadas para a prática da agricultura itinerante e até mesmo com a intenção de caçar animais (Ruthenberg *et al.* 1980), convertendo extensas áreas de florestas em campos abertos (Schmieder 1927), quanto pela dispersão de espécies vegetais de interesse humano (Dean 1996). No entanto, foram nos cinco séculos que se sucederam após a chegada dos primeiros europeus que a Mata Atlântica experimentou grande declínio. Dos diversos ciclos econômicos que ocorreram na região (*e.g.* extração do pau-brasil, plantações de cana-de-açúcar, exploração de ouro) o café foi sem dúvida o mais devastador de todos. Além da substituição de extensas áreas de florestas por monoculturas exóticas que se iniciou no século XVIII, a plantação dos cafezais induziu outros fatores que causaram desmatamento, como o crescimento demográfico, urbanização, industrialização e instalação de ferrovias (Dean 1996).

Na primeira metade do século XX a floresta continuou a experimentar um rápido crescimento da população humana, o que continuou a causar acelerada destruição. Entre 1900 e 1950, a população do Sudeste cresceu de sete para 22 milhões. Uma estimativa de 1947 constatou que no Estado de São Paulo houve uma perda de 50% da vegetação que existia em 1910, e no Paraná essa perda foi de 33% (Dean 1996; Victor *et al.* 2005). Além disso, seu padrão de devastação ocorreu de forma não aleatória, de maneira que as matas mais ao interior do país (onde *P. eximius* ocorre) encontram-se ainda mais fragmentadas quando comparadas à áreas mais próximas do litoral, como a sub-região da Serra do Mar, por exemplo (Silva *et al.* 2004; Ribeiro *et al.* 2009; Loiselle *et al.* 2010). A combinação de alta riqueza e endemismo de espécies, associada à enorme perda e fragmentação de habitat, faz

com que a Mata Atlântica seja uma das áreas de maior prioridade para a conservação da biodiversidade do planeta (Myers *et al.* 2000).

O PARQUE ESTADUAL DA CANTAREIRA

O Parque Estadual da Cantareira (PEC), inserido nas escarpas e reversos da Serra do Mar e da Mantiqueira, que constitui o denominado Planalto Atlântico, é uma Unidade de Conservação de Proteção Integral com cerca de 7.900 ha e abrange parte de quatro municípios da Região Metropolitana de São Paulo (figura 3; Caieiras, Guarulhos, Mairiporã e São Paulo; IF 2009). Constituído das terras que formavam a antiga Reserva da Cantareira, o Parque foi criado em 1965 e sua gestão está atualmente organizada em quatro núcleos: Águas Claras, Cabuçu, Engordador e Pedra Grande (IF 2009). O PEC está situado em uma das áreas mais densamente povoadas do planeta, a Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), e protege boa parte de uma das maiores florestas urbanas do mundo. Devido ao seu enorme valor ambiental e social, foi considerado pela UNESCO em 1994 como uma das áreas núcleo da Reserva da Biosfera do Cinturão Verde da Cidade de São Paulo (Forest & Victor 2000; Ayres 2008). A Serra da Cantareira é responsável pela manutenção de diversos serviços ecossistêmicos para a RMSP, sendo o abastecimento de água o principal deles (Whately & Cunha 2007).

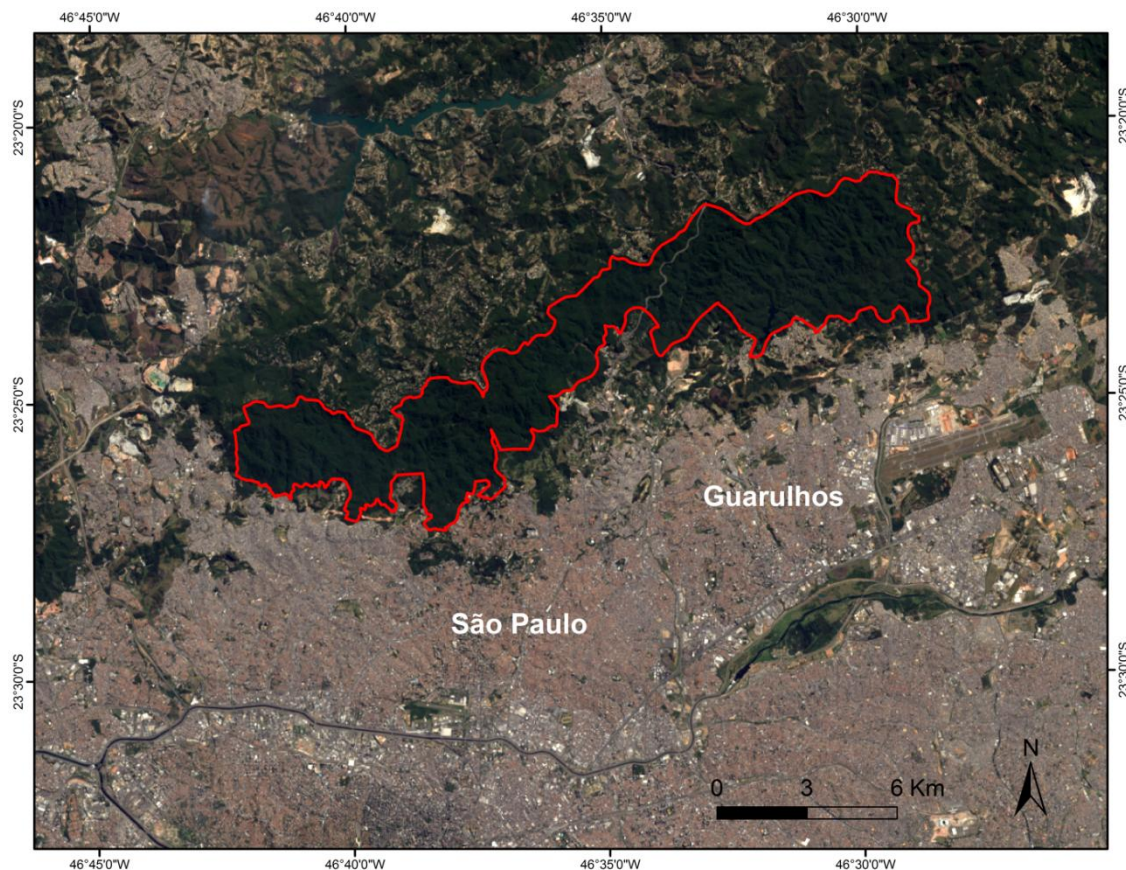


Figura 3. Imagem de satélite (LANDSAT 8) mostrando os limites do Parque Estadual da Cantareira em vermelho e sua localização na Região Metropolitana de São Paulo.

O clima da região é classificado como mesotérmico e úmido com verão chuvoso e inverno seco (CWA de Köppen), com temperatura média de 20°C e precipitação anual de 1.300 mm. Suas altitudes variam entre 775 e 1.250 m, predominando o relevo de montanhas (IF 2009). A principal formação vegetal presente no PEC é a Floresta Ombrófila Densa Montana (IBGE 2012) em bom estado de conservação, provenientes de regeneração natural que data do final do século XIX, com pequenos trechos de floresta considerada primária ou de regeneração anterior a essa época (IF 2009). Árvores dos gêneros *Vochysia*, *Cariniana*, *Ocotea* e *Nectandra* estão entre as mais características do dossel, com alguns trechos apresentando altas densidades de taquaras dos gêneros *Guadua* e *Merostachys* (Bencke *et al.* 2006)

No século XIX a cidade de São Paulo já apresentava problemas no seu abastecimento de água, devido principalmente à má gestão de seus recursos naturais associada ao crescimento desordenado. Dessa maneira, no ano de 1890 o governo da então Província de São Paulo desapropriou várias fazendas existentes na Serra, visando à conservação de suas matas e consequente recuperação de seus mananciais. Devido à grande quantidade de nascentes e córregos na região, era comum encontrar em suas vilas as cantareiras, prateleiras onde ficavam guardados jarros armazenados de água, os cântaros. Esse fato fez com que os tropeiros que passavam por lá atribuíssem tal nome a região (Forest & Victor 2000; Ayres 2008). Alberto Löfgren, um botânico e naturalista sueco conservacionista, chefe da seção de Botânica e Meteorologia da Comissão Geológica e Geográfica no final do século XIX foi um dos maiores críticos da devastação da Mata Atlântica nesse período, e um dos maiores incentivadores da criação da Reserva da Cantareira (Dean 1996; IF 2009).

Apesar de suas matas serem em sua maior parte secundárias e da proximidade com grandes centros urbanos, a avifauna é bastante diversificada, incluindo muitas espécies em algum grau de ameaça ou quase-ameaça global (e.g. *Amadonastur lacernulatus*, *Procnias nudicollis*, *Piculus aurulentus*, *Tinamus solitarius* e o próprio *Phylloscartes eximius*, com algumas delas consideradas comuns (e.g. *T. solitarius*; Tonetti *et al. in prep.*; BirdLife 2015). A avifauna rica (ca. de 250 espécies) e com um grande número de espécies ameaçadas (Tonetti *et al. in prep.*) faz da Serra da Cantareira uma IBA (*Important Bird Areas*) da Mata Atlântica (SP03; Bencke *et al.* 2006). Além da avifauna, o PEC também abriga diversas outras espécies de vertebrados e invertebrados sob risco de extinção, demonstrando sua importância para a conservação da biodiversidade no Estado de São Paulo (IF 2009).

Em relação às suas ameaças, destaca-se a forte ocupação de seu entorno. As florestas situadas nos limites do PEC sofrem com a constante pressão da especulação imobiliária de residências de alto padrão e de moradias irregulares da população de baixa renda, além de

grandes obras de infra-estrutura das cidades do entorno, como a construção de grandes vias, sendo o trecho norte do anel viário metropolitano (Rodoanel) sua principal ameaça (Ayres 2008). Com três vias de fluxo intenso e uma rodovia de grande porte (Fernão Dias, BR116) que cortam o Parque, associadas à enorme quantidade de trilhas e acessos que facilitam a entrada às áreas interiores, suas matas estão grandemente vulneráveis à presença de caçadores e extratores de produtos florestais não-madeireiros, como o palmito (*Euterpe edulis*) e o xaxim (*Dicksonia sellowiana*) que, apesar de muito escassos, ainda podem ser encontrados em alguns locais mais afastados (IF 2009).

OBJETIVOS GERAIS

Tendo em vista os assuntos e métodos brevemente descritos acima, os objetivos gerais desse trabalho foram estimar a densidade, seleção de micro-habitat e distribuição de *Phylloscartes eximius* (Aves: Tyrannidae), visando gerar informações que possam auxiliar em sua conservação.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Pretendeu-se com essa dissertação responder as seguintes perguntas: (1) a espécie ocorre em baixa densidade conforme se acredita? (2) sua densidade é igual entre diferentes áreas? (3) há seleção de alguma característica de micro-habitat? (4) caso haja seleção de micro-habitat, como isso ocorre quando a espécie está associada aos bandos mistos? (5) Como se dá a sua distribuição potencial? (6) paisagens com fragmentos menos conectados são menos adequados à sua ocorrência? (7) as mudanças climáticas poderão afetar de maneira negativa sua área de distribuição potencial? (8) a rede atual de Unidades de Conservação é adequada para garantir a conservação da espécie?

Baseado no conhecimento disponível na literatura sobre a espécie, assim como para as demais espécies do gênero *Phylloscartes* e outros passeriformes insetívoros da Mata Atlântica, é esperado que os resultados indiquem que (1) a espécie ocorre em baixa densidade; (2) sua densidade não é a mesma em toda a área de estudo; (3) há seleção de pelo menos uma característica do micro-habitat; (4) havendo seleção, os elementos selecionados não são os mesmos quando *P. eximius* está associado aos bandos mistos; (5) a distribuição potencial da espécie se encontra extremamente fragmentada; (6) paisagens fragmentadas são menos adequadas à sua ocorrência; (7) as mudanças climáticas poderão ter efeitos negativos em sua distribuição e (8) a rede atual de Unidades de Conservação é insuficiente para garantir sua conservação.

JUSTIFICATIVAS DO ESTUDO

O processo de extinção de espécies é um fenômeno natural e comum no tempo geológico, causado principalmente quando a velocidade de adaptação dos táxons às mudanças (ambientais ou biológicas) é menor do que a velocidade dessas alterações (Begon *et al.* 2005). No entanto, as taxas nas quais esse fenômeno vem ocorrendo após o surgimento dos seres-humanos são de 100 a 1.000 vezes mais elevadas que as taxas naturais, e são, na quase totalidade dos casos, decorrentes de alterações antropogênicas nos ambientes (Pimm *et al.* 1995). Acredita-se desse modo que o planeta esteja passando por um período de sexta extinção em massa (Barnosky *et al.* 2011). Assim, os programas de conservação são empregados para tentar reduzir esse processo de perda definitiva de espécies, e os mesmos ocorrem por meio de quatro fases: (1) pesquisa científica para levantamento de dados biológicos e ecológicos; (2) manejo das populações; (3) envolvimento comunitário por meio de programas de educação ambiental e criação de alternativas econômicas sustentáveis e (4) proteção e restauração dos habitats (Rezende 2014).

Na fase inicial de conservação de um táxon ameaçado, que envolve pesquisas científicas para entender melhor sua biologia e ecologia, quatro aspectos fundamentais devem ser abordados: (1) tamanho populacional e estrutura demográfica; (2) ecologia e comportamento, incluindo o conhecimento de como se dá a interação com o habitat; (3) distribuição geográfica e (4) análises de variabilidade genética da espécie (Rezende 2014). Apesar da maior parte de estudos desse tipo ser realizada com táxons que apresentam risco máximo de extinção (Rezende 2014), muito pouco se sabe sobre as espécies mais comuns, ou que se acredita estar em risco intermediário de ameaça, fazendo com que seus *status* de ameaça sejam muitas vezes subestimados pela falta de conhecimento (Pimm *et al.* 1995; Inger *et al.* 2015). Desse modo, tendo em vista a falta de conhecimento sobre *Phylloscartes eximius*, pretendeu-se com essa dissertação abordar alguns dos principais assuntos relacionados com a fase inicial de qualquer projeto de conservação.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANDERSON, R. P. 2013. A framework for using niche models to estimate impacts of climate change on species distributions. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1297:8-28.
- AYRES, A. C. M. 2008. *O Ciclo da Caapora: A RMSP e o Parque da Cantareira*. São Paulo: Annablume.
- BARNOSKY, A. D.;MATZKE, N.;TOMIYIA, S.;WOGAN, G. O. U.;SWARTZ, B.;QUENTAL, T. B.;MARSHALL, C.;MCGUIRE, J. L.;LINDSEY, E. L.;MAGUIRE, K. C.;MERSEY, B. & FERRER, E. A. 2011. Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? *Nature*, 471:51-58.
- BEGON, M.;TOWNSEND, C. R. & HARPER, J. L. 2005. *Ecology: From Individuals to Ecosystems*. New Jersey: Wiley-Blackwell.
- BENCKE, G. A.;MAURÍCIO, G. N.;DEVELEY, P. F. & GOERCK, J. M. 2006. *Áreas importantes para a conservação das aves no Brasil: parte 1 - estados do domínio da Mata Atlântica*. São Paulo: SAVE Brasil.
- BIBBY, C.;JONES, M. & MARSDEN, S. 2000a. *Expedition Field Techniques: Bird Surveys*. Cambridge: BirdLife International.
- BIBBY, C.;MARSDEN, S. & FIELDING, A. H. 2000b. Bird-Habitat Studies. In: Bibby, C.;Jones, J. & Marsden, S. (Eds.), *Expedition Field Techniques: Bird Surveys* (pp. 137). Cambridge: BirdLife International.
- BIRDLIFE. 2015. IUCN Red List for Birds. BirdLife International Acessado em 13/05/2015. Disponível em: <http://www.birdlife.org>.
- BLOCK, W. & BRENNAN, L. 1993. The habitat concept in ornithology *Current Ornithology*, 11:35-91.
- BUCKLAND, S. T. 2006. Point-transect surveys for Songbirds: Robust methodologies. *The Auk*, 123(2):345-352.
- BUCKLAND, S. T.;ANDERSON, D. R.;BURNHAM, K. P.;LAAKE, J. L.;BORCHERS, D. L. & THOMAS, L. 2001. *Introduction to Distance Sampling: Estimating abundance of biological populations*. Oxford: Oxford University Press.
- BUCKLAND, S. T.;ANDERSON, D. R.;BURNHAM, K. P.;LAAKE, J. L.;BORCHERS, D. L. & THOMAS, L. 2004. *Advanced Distance Sampling: Estimating abundance of biological populations*. New York: Oxford University Press.
- CÂMARA, I. G. 2003. Brief history of conservation in the Atlantic Forest. In: Galindo-Leal, C. & Câmara, I. G. (Eds.), *The Atlantic Forest of South America: Biodiversity Status, Threats and Outlook* (pp. 267-269). Washington: CABS and Island Press.
- CAUGHLEY, G. 1994. Directions in conservation biology. *Journal of Animal Ecology*, 63:215-244.
- CLAY, R. P.;TOBIAS, J. A.;LOWEN, J. C. & BEADLE, D. 1998. Field identification of *Phylloscartes* and *Phyllomyias* tyrannulets in the Atlantic forest region. *Cotinga*, 10:82-95.

- CRAMER, P. C. & PORTIER, K. M. 2001. Modeling Florida panther movements in response to human attributes of the landscape and ecological settings. *Ecological Modelling*, 140(1-2):51-80.
- CUNHA, A. A.;GUEDES, F. B.;PREM, I.;TATAGIBA, F. & CAVALCANTI, R. B. 2013. Espécies, ecossistemas, paisagens e serviços ambientais: uma estratégia espacial integradora para orientar os esforços de conservação e recuperação da biodiversidade na Mata Atlântica. In: Cunha, A. A. & Guedes, F. B. (Eds.), *Mapeamentos para a conservação e recuperação da biodiversidade na Mata Atlântica: em busca de uma estratégia espacial integradora para orientar ações aplicadas*. Brasília: MMA.
- DEAN, W. 1996. *A ferro e fogo: a história de devastação da Mata Atlântica brasileira*. São Paulo: Companhia das letras.
- DEVELEY, P. F. 2006. Métodos para estudos com aves. In: Cullen Jr., L.;Rudran, R. & Valladares-Padua, C. (Eds.), *Métodos de Estudos em Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre* (pp. 652). Curitiba: Editora UFPR.
- DEVELEY, P. F. & ENDRIGO, E. 2004. *Aves da Grande São Paulo: Guia de Campo*. São Paulo: Aves & Fotos Editora.
- ELITH, J. & LEATHWICK, J. R. 2009. Species distribution models: ecological explanation and prediction across space and time. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 40:677-697.
- ELTON, C. S. 1927. *Animal Ecology*. Nova Iorque: The Macmillan Company.
- FITZPATRICK, J. W. 2004. Family Tyrannidae (Tyrant-flycatchers), . In: del Hoyo, J.;Elliot, A. & A., C. D. (Eds.), *Handbook of the Birds of the World* (Vol. 9, Cotingas to Pipits and Wagtails). Barcelona: Lynx Edicions.
- FORBES, S. A. 1907. An ornithological cross-section of Illinois in autumn. *Illinois Natural History Survey Bulletin*, 14:1-8.
- FOREST, M. & VICTOR, M. 2000. *Cantareira: Patrimônio Arquitetônico e Natural*. São Paulo: Imprensa Oficial.
- FRANKLIN, J. & MILLER, J. A. 2009. *Mapping species distributions: Spatial inference and prediction*. Cambridge: Cambridge University Press.
- GARCIA, K.;LASCO, R.;INES, A.;LYON, B. & PULHIN, F. 2013. Predicting geographic distribution and habitat suitability due to climate change of selected threatened forest tree species in the Philippines. *Applied Geography*, 44:12-22.
- GARSHELIS, D. L. 2000. Delusions in Habitat Evaluation: Measuring Use, Selection, and Importance. In: Boitani, L. & Fuller, T. (Eds.), *Research Techniques in Animal Ecology* (pp. 442). Nova Iorque: Columbia University Press.
- GOERCK, J. M. 1997. Patterns of Rarity in the Birds of the Atlantic Forest. *Conservation Biology*, 11(1):112-118.
- GONZAGA, L. P. & PACHECO, J. F. 1995. A new specie of Phylloscartes (Tyrannidae) from the mountains of southern Bahia. Brazil. *Bulletin of the British Ornithologists' Club.*, 115:88-98.
- GRAVES, G. R. 1998. Phylloscartes lanyoni, a new specie of bristle-tyrant (Tyrannidae) from the lower cauca valley of Colombia. *The Wilson Bulletin*, 100(4):529-535.

- GRINNELL, J. 1917. The niche relationships of the California Thrasher. *The Auk*, 34:427-433.
- GUISAN, A. & ZIMMERMANN, N. E. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, 135:39.
- GUSSONI, C. O. A. 2014. *Área de vida e biologia reprodutiva da maria-da-restinga (Phylloscartes kronei) (Aves, Tyrannidae)*. (Tese de doutorado), UNESP, Rio Claro.
- HUTCHINSON, G. E. 1957. Concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology*, 22:415-427.
- IBAMA. 2009. *Plano de Manejo da Floresta Nacional de Ipanema*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente.
- IBGE. 2012. *Manual Técnico da Vegetação Brasileira*. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.
- IF. 2009. *Parque Estadual da Cantareira: Plano de Manejo*. São Paulo: Imprensa Oficial.
- INGER, R.;GREGORY, R.;DUFFY, J. P.;STOTT, I.;VOŘÍŠEK, P. & GASTON, K. J. 2015. Common European birds are declining rapidly while less abundant species' numbers are rising. *Ecol Lett*, 18(1):28-36.
- IUCN. 2014. Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria. Version 11. Prepared by the Standards and Petitions Subcommittee. Acessado em 21/12/2014. Disponível em: <http://www.iucnredlist.org/documents/RedListGuidelines.pdf>.
- JOHNSON, D. H. 1980. The Comparison of Usage and Availability Measurements for Evaluating Resource Preference. *Ecology*, 61(1):65-72.
- JONES, J. 2001. Habitat Selection Studies in Avian Ecology: A critical Review. *The Auk*, 118(2):557-563.
- KEARNEY, M. 2006. Habitat, environment and niche: what are we modelling? *OIKOS*, 115(1):186-190.
- KREBS, C. J. 1998. *Ecological Methodology*. Califórnia: Addison-Welsey.
- LIMA, L. M. 2013. *Aves da Mata Atlântica: riqueza, composição, status, endemismos e conservação*. (Dissertação de Mestrado), Universidade de São Paulo, São Paulo.
- LOISELLE, B. A.;GRAHAM, C. H.;GOERCK, J. M. & RIBEIRO, M. C. 2010. Assessing the impact of deforestation and climate change on the range size and environmental niche of bird species in the Atlantic forests, Brazil. *Journal of Biogeography*, 37(7):1288-1301.
- LOMBARDI, V. T.;FAETTI, R. G.;NETO, S. D.;VASCONCELOS, M. F. & GUSSONI, C. O. A. 2010. Notas sobre a nidificação de aves brasileiras raras e/ou pouco conhecidas. *Cotinga*, 32:131-136.
- LOWEN, J. 1996. *Biological Surveys and Conservation Priorities in Eastern Paraguay: The Final Reports of Projects Canopy '92 and Yacutinea '95*. Oxford: CSB Conservation Publications.
- MACKENZIE, D. I.;NICHOLS, J. D.;LACHMAN, G. B.;DROEGE, S.;ROYLE, J. A. & LANGTIMM, C. 2002. Estimating Site Occupancy Rates When Detection Probabilities are Less than One. *Ecology*, 83(8):2248-2254.

- MACKENZIE, D. I.;NICHOLS, J. D.;ROYLE, J. A.;POLLOCK, K. H.;BAILEY, J. W. & HINES, J. E. 2006. *Occupancy Estimation and Modeling: Inferring Patterns and Dynamics of Species Occurrence* California: Elsevier.
- MANLY, B. F. J.;MCDONALD, L. L.;THOMAS, D. L.;MCDONALD, T. L. & ERICKSON, W. P. 2002. *Resource Selection by Animals: Statistical Design and Analysis for Field Studies* New York: Kluwer Academic Publishers
- METZGER, J. P. 2009. Conservation issues in the Brazilian Atlantic forest. *Biological Conservation*, 142:1138-1140.
- MITTERMEIER, R. A.;GIL, P. R.;HOFFMAN, M.;PILGRIM, J.;BROOKS, T.;MITTERMEIER, C. G.;LAMOUREX, J. & DA FONSECA, G. A. B. 2005. *Hotspot Revisited: Earth's Biologically Richest and Most Endangered Terrestrial Ecoregions*. Chicago: University of Chicago Press.
- MYERS, N.;MITTERMEIER, R. A.;MITTERMEIER, C. G.;DA FONSECA, G. A. B. & KENT, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(24):853-858.
- NEWSON, S. E.;EVANS, K. L.;NOBLE, D. G.;GREENWOOD, J. J. D. & GASTON, K. J. 2008. Use of distance sampling to improve estimates of national population sizes for common and widespread breeding birds in the UK. *Journal of Applied Ecology*, 45(5):1330-1338.
- ORTEGA-HUERTA, M. A. & PETERSON, A. T. 2004. Modelling spatial patterns of biodiversity for conservation prioritization in North-eastern Mexico. *Diversity and Distributions*, 10(1):39-53.
- PARKER, T. A. I.;STOTZ, D. F. & FITZPATRICK, J. W. 1996. Ecological and distributional databases. In: Stotz, D. F.;Fitzpatrick, J. W.;Parker, T. A. I. & Moskovits, D. K. (Eds.), *Neotropical Birds: Ecology and Conservation* (pp. 479). Illinois: University of Chicago Press.
- PAYNTER, R. A. & TRAYLOR, M. A. 1991. *Ornithological Gazetteer of Brazil*. Cambridge: Harvard University.
- PETERSON, A. T. 2006. Uses and Requirements of Ecological Niche Models and Related Distributional Models. *Biodiversity Informatics*, 3:59-72.
- PETERSON, A. T.;SOBERÓN, J.;PEARSON, R. G.;ANDERSON, R. P.;MARTÍNEZ-MEYER, E.;NAKAMURA, M. & ARAÚJO, M. B. 2011. *Ecological Niches and Geographic Distributions*. Oxford: Princeton University Press.
- PIMM, S. L.;RUSSEL, G. J.;GITTLEMAN, J. L. & BROOKS, T. M. 1995. The future of biodiversity. *Science*, 269(5222):347-350.
- PINTO, O. 1944. *Catálogo das Aves do Brasil* (Vol. Pt. 2 Passeriformes). São Paulo: Dept. Zool., Sec. Agricultura, Indústria e Comércio.
- PULLIAM, H. R. 2000. On the relationship between niche and distribution. *Ecol Lett*, 3:349-360.
- REMSEN, J. V.;CADENA, C. D.;JARAMILLO, A.;NORES, M.;PACHECO, J. F.;PÉREZ, J.;ROBBINS, M. B.;STILES, F. G.;STOTZ, D. F. & ZIMMER, K. J. 2014. A classification of the bird species of South America. American Ornithologists' Union. Acessado em 14/12/2014. Disponível em: <http://www.museum.lsu.edu/~Remsen/SACCBaseline.html>.

- REZENDE, G. C. 2014. *Mico-leão-preto: a história de sucesso na conservação de uma espécie ameaçada*. São Paulo: Matrix.
- RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J. & HIROTA, M. M. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, 142:12.
- RIDGELY, R. S. & TUDOR, G. 2004. *Field guide to the songbirds of south America: the passerines*. Austin: University of Texas Press.
- RUTHENBERG, H.; ZANDSTRA, H. G. & COLLINSON, M. P. 1980. *Fariming Systems in the tropics*. Oxford: Clarendon Press.
- SADEGHI, R.; ZARKAMI, R.; SABETRAFTAR, K. & VAN DAMME, P. 2012. Application of classification trees to model the distribution pattern of a new exotic species *Azolla filiculoides* (Lam.) at Selkeh Wildlife Refuge, Anzali wetland, Iran. *Ecological Modelling*, 243(0):8-17.
- SCHMIEDER, O. 1927. The Pampa, a Naturally or Culturally Induced Phenomenon? *University of California Publications in Geography*, 2(8):255-270. SCHMITZ, P. I. 1987. Prehistoric hunters and gatherers of Brazil. *Journal of World Prehistory*, 1(1).
- SEBER, G. A. F. 1986. A Review of Estimating Animal Abundance. *International Biometric Society*, 42(2):25.
- SEKERCIOGLU, C. H.; PRIMACK, R. B. & WORMWORTH, J. 2012. The effects of climate change on tropical birds. *Biological Conservation*, 148:1-18.
- SICK, H. 1997. *Ornitologia brasileira*. Rio de Janeiro: Editora Nova Fronteira.
- SILVA, J. M. C.; SOUSA, M. C. & CASTELLETTI, C. H. M. 2004. Areas of endemism for passerine birds in the Atlantic Forest, South America. *Global Ecology and Biogeography*, 13:85-92.
- SILVEIRA, L. F. 2009. *Phylloscartes eximius* (Temminck, 1822). In: Bressan, P. M.; Kierulff, M. C. M. & Sugieda, A. M. (Eds.), *Fauna Ameaçada de Extinção do Estado de São Paulo: Vertebrados* (pp. 223). São Paulo: Fundação Parque Zoológico de São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente.
- SOBERÓN, J. 2007. Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. *Ecol Lett*, 10:1115-1122.
- SOBERÓN, J. & NAKAMURA, M. 2009. Niches and distributional areas: Concepts, methods and assumptions. *PNAS*, 106:19644-19649.
- SOBERÓN, J. & PETERSON, A. T. 2005. Interpretation of models of fundamental ecological niches and specie's distributional areas. *Biodiversity Informatics*, 2:1-10.
- STATTERSFIELD, A. J.; CROSBY, M. J.; LONG, A. J. & WEGE, D. C. 1998. *Endemic bird areas of the world: priorities for biodiversity conservation*. Cambridge: BirdLife International.
- SUTHERLAND, W. J. 2006. *Ecological Census Techniques: a handbook*. Cambridge: Cambridge University Press.
- SUTHERLAND, W. J. & GREEN, R. E. 2004. Habitat assessment. In: Sutherland, W. J.; Newton, I. & Green, R. E. (Eds.), *Bird Ecology and Conservation: A Handbook of Techniques* (pp. 386). Oxford: Oxford University Press.

- SUTHERLAND, W. J.;NEWTON, I. & GREEN, R. E. 2004. *Bird Ecology and Conservation: A Handbook of Techniques*. Oxford: Oxford University Press.
- TEIXEIRA, D. M. 1987. A new tyrannulet (Phylloscartes) from the northeastern Brazil. *Bulletin of the British Ornithologists'*, 107(1):37-41.
- TELLO, J. G.;MOYLE, R. G.;MARCHESE, D. J. & CRACRAFT, J. 2009. Phylogeny and phylogenetic classification of the tyrant flycatchers, cotinga, manakins, and their allies (Aves: Tyrannides). *Cladistics*, 25:429-466.
- TRAYLOR, M. A. 1977. A Classification of the Tyrant Flycatchers (Tyrannidae). *Bulletin of the Museum of Comparative Zoology*, 148(4):129-183.
- VANZOLINI, P. E. 1993. As viagens de Johann Natterer no Brasil, 1817 - 1835. *Papéis Avulsos de Zoologia*, 38(3):17-60.
- VICTOR, M. A. M.;CAVALLI, A. C.;GUILLAUMON, J. R. & FILHO, R. S. 2005. *Cem Anos de Devastação: revisitada 30 anos depois*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente.
- WHATELY, M. & CUNHA, P. 2007. *Cantareira 2006: um olhar sobre o maior manancial de água da Região Metropolitana de São Paulo*. São Paulo: Instituto Socioambiental
- WILLIAMS, J. N.;SEO, C.;THORNE, J.;NELSON, J. K.;ERWIN, S.;O'BRIEN, J. M. & SCHWARTZ, M. W. 2009. Using species distribution models to predict new occurrences for rare plants. *Diversity and Distributions*, 15(4):565-575.
- WILLIS, E. O. & ONIKI, Y. 1992. A new Phylloscartes (Tyrannidae) from southeastern Brazil. *Bulletin of the British Ornithologists' Club.*, 112(3):158-165.
- WILLIS, E. O. & ONIKI, Y. 1993. New and reconfirmed birds from the state of São Paulo, with notes on disappearing species *Bulletin of the British Ornithologists'*, 133:23-33.

CAPÍTULO I

DENSIDADE

RESUMO

Informações básicas a respeito da biologia dos táxons são escassas, mesmo para os ameaçados de extinção, o que dificulta a elaboração de estratégias de conservação. Dados sobre densidade e tamanho populacional estão entre os mais importantes para a conservação das aves. O barbudinho (*Phylloscartes eximius*) é um passeriforme endêmico da Mata Atlântica e seus principais fatores de ameaça são a perda e fragmentação de habitat. Acredita-se que esteja sob acentuado declínio populacional, fato que o coloca na categoria de “Quase Ameaça” em nível global. No entanto, até o momento, nenhum estudo sistemático que envolvesse sua demografia foi realizado. Dessa maneira, o objetivo desse capítulo foi estimar sua densidade e tamanho populacional no Parque Estadual da Cantareira (PEC), uma importante área de ocorrência da espécie no Estado de São Paulo. Foram estabelecidos 100 pontos fixos dentro de *buffers* de 100 m criados ao redor de todas as trilhas do PEC. Durante as amostragens dos pontos, as distâncias entre o observador e as aves foram medidas ou estimadas e, com auxílio do *software* DISTANCE 6.2, foram criados então modelos estatísticos, ajustando-os às distâncias amostradas. Entre maio e dezembro de 2014 foram obtidas 46 detecções da espécie em 600 pontos, amostrando cada um dos 100 pontos seis vezes cada, o que resultou nos valores estimados de 12,7 indivíduos/km² e abundância de 967 indivíduos no PEC. Esse valor de densidade é considerado baixo quando comparado com outra espécie do gênero (*P. kronei*; 208 indivíduos/km²), assim como outros passeriformes insetívoros da Mata Atlântica. Como estratégia de conservação, sugere-se que sua densidade, assim como estudos que visem conhecer sua estrutura demográfica, seja estimada em outros locais de ocorrência. Deve-se também realizar monitoramentos em longo prazo da espécie.

Palavras-chave: *Phylloscartes eximius*, conservação, pontos fixos, amostragem de distâncias, Mata Atlântica

ABSTRACT

Basic information about the biology of the taxa is scarce, even for endangered ones, which hinders the development of conservation strategies. Data on population density and size are among the most important for the conservation of birds. The Southern Bristle-Tyrant (*Phylloscartes eximius*) is a passerine bird endemic to the Atlantic Forest and its main threat is habitat loss and fragmentation. Its populations are apparently declining, what put it in the “Near Threatened” global threat category. However, up to date, no systematic study involving its demography has been conducted. Thus, the aim of this chapter was to estimate its density and population size at the Cantareira State Park (CSP), a stronghold for the species at São Paulo State. A hundred fixed sampling points were established within 100 m buffers created around all the CSP trails. During sampling, the distance between the observer and the birds were measured or estimated and, with the help of software DISTANCE 6.2, statistical models were created and fitted to the sampled distances. Between May and December 2014, 46 detections of the species were obtained in 600 points, sampling six times each one of the 100 points, this resulted in estimated values of 12.7 individuals/ km² and abundance of 967 individuals in the CSP. This density value is considered low when compared to other species of the genus (*P. kronei*; 208 indivíduos/km²), as well as other insectivorous passerines of the Atlantic Forest. As a conservation strategy, studies on the density and demographic structure of the species should be performed at other places of occurrence, and these information must be associated with long-term monitoring of the species.

Key words: *Phylloscartes eximius*, conservation, point counts, Distance Sampling, Atlantic forest

INTRODUÇÃO

A Mata Atlântica é um dos domínios fitogeográficos com maior número de espécies de aves do planeta (Mittermeier *et al.* 2005; Lima 2013). Além de rica, sua avifauna não está distribuída de forma homogênea. Com diversas áreas de endemismo, mais da metade das espécies é considerada rara (Goerck 1997; Stattersfield *et al.* 1998; Silva *et al.* 2004). No entanto, devido ao seu histórico de exploração desordenada, milhões de hectares de áreas florestadas deram lugar a pastagens, lavouras e centros urbanos (Dean 1996; Pinto *et al.* 2009). Atualmente restam apenas 12% de sua cobertura vegetal original e suas outrora extensas florestas encontram-se reduzidas em sua maior parte a pequenos fragmentos isolados uns dos outros e apenas 9% dos fragmentos encontram-se protegidos em Unidades de Conservação (Ribeiro *et al.* 2009).

Essa grande riqueza e endemismo, associados ao seu atual cenário de devastação, faz com que o domínio seja uma das áreas prioritárias para a conservação das aves (BirdLife 2015b) e da biodiversidade como um todo (Mittermeier *et al.* 2005). No Brasil, cerca de 75% das espécies de aves endêmicas e ameaçadas estão restritas à Mata Atlântica (Marini & Garcia 2005), fazendo com que existam diversas áreas importantes para a conservação do grupo nessa região (IBA – *Important Bird Areas*; Bencke *et al.* 2006). Acredita-se que há um intervalo de tempo entre a perda e fragmentação de habitat e a extinção das aves do domínio (Brooks & Balmford 1996; Brooks *et al.* 1999), permitindo que esforços de conservação possam ser empregados de maneira a evitar essas extinções (Sutherland *et al.* 2004). Processos de extinções locais já foram relatados para aves amazônicas após a fragmentação de contínuos florestais (Ferraz *et al.* 2003).

Apesar do grande número de espécies ameaçadas no planeta, faltam informações básicas a respeito da biologia desses táxons, o que dificulta a elaboração de estratégias de conservação (Gregory *et al.* 2004). Dados sobre densidade ou tamanho populacional estão

entre os mais importantes para a conservação das aves, de maneira que permitem avaliar o impacto da perda de habitat, identificar áreas mais importantes para a conservação, analisar a viabilidade de populações isoladas, determinar o *status* de conservação, além de ter utilidade em diversos estudos de ecologia aplicada (Caughley 1994; Sutherland *et al.* 2004; Buckland *et al.* 2008; Newson *et al.* 2008; IUCN 2014; Rezende 2014). No entanto, esse tipo de informação inexistente para a maioria das espécies, ameaçadas ou não, principalmente na região neotropical (Bibby *et al.* 2000; Develey 2006). A maioria dos estudos envolvendo estimativas populacionais das aves da Mata Atlântica realizada até o momento baseou-se em análises da abundância relativa das espécies (*e.g.* Anjos *et al.* 1997; Anjos & Boçon 1999; Anjos 2004; Anjos *et al.* 2011) com alguns estudos fornecendo estimativas de densidade absoluta (*e.g.* Marsden *et al.* 2000; Marsden *et al.* 2001; Marsden *et al.* 2003; Cabanne *et al.* 2007; Bernardo *et al.* 2011; Alves 2014; Gussoni 2014).

O gênero *Phylloscartes* compreende passeriformes pequenos (pesando em média cerca de 8 g) de biologia pouco conhecida da família Tyrannidae (Fitzpatrick 2004; Remsen *et al.* 2014). A maioria de seus representantes é naturalmente rara e apresenta distribuição restrita (Goerck 1997; Clay *et al.* 1998; Fitzpatrick 2004; Ridgely & Tudor 2004). Quatro espécies foram descritas a partir da década de 1980 (Teixeira 1987; Willis & Oniki 1992; Gonzaga & Pacheco 1995; Graves 1998), sendo três endêmicas da Mata Atlântica. Apesar do conhecimento acerca desses táxons ainda ser incipiente, com apenas um tendo sido alvo de estudos ecológicos mais aprofundados (Gussoni 2014), metade do gênero está em alguma categoria de ameaça ou quase ameaça em nível global (BirdLife 2015c). Isso demonstra a urgência para que esforços de conservação sejam empregados.

O barbudinho (*Phylloscartes eximius*) é uma espécie ainda pouco estudada que está distribuída principalmente por regiões montanhosas da Mata Atlântica, uma das áreas de endemismo de aves do domínio (BirdLife 2015a). Seu principal fator de ameaça é a perda e

fragmentação de habitat e acredita-se que esteja sob acentuado declínio populacional, fato que o coloca na categoria de “Quase Ameaça” em nível global (BirdLife 2015c), além de estar presente nas listas vermelhas de diversos Estados brasileiros (Silveira 2009). No entanto, até o momento, nenhum estudo sistemático que envolvesse a demografia da espécie foi realizado. Apesar de estudos que visam estimar densidade e tamanho populacional serem realizados mais comumente para os táxons que se encontram em risco máximo de extinção, muito pouco se sabe sobre as espécies mais comuns, ou que se acredita estar em risco intermediário de ameaça, fazendo com que seus *status* de ameaça sejam muitas vezes subestimados pela falta de conhecimento (Inger *et al.* 2015). Dessa maneira, o objetivo desse capítulo foi estimar sua densidade e tamanho populacional em uma reserva que apresenta grande importância para a conservação da espécie, o Parque Estadual da Cantareira (Develey & Endrigo 2004; Silveira 2009).

MATERIAL E MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO

Os estudos de campo foram conduzidos no Parque Estadual da Cantareira (PEC; 23°20'54" - 23°27'17" S, 46°28'35" - 46°42'13" O; figura 1), uma Unidade de Conservação de Proteção Integral que abrange parte de quatro municípios do Estado de São Paulo (Caieiras, Guarulhos, Mairiporã e São Paulo). O PEC possui cerca de 7.900 ha, distribuídos por quatro núcleos de forma a facilitar sua gestão (Águas Claras, Cabuçu, Engordador e Pedra Grande; IF 2009). Com altitudes variando entre 775 e 1.250m, a vegetação predominante é a Floresta Ombrófila Densa Montana, que se encontra em avançado estágio de regeneração na maior parte da reserva (IF 2009; IBGE 2012). Situado em uma das áreas mais densamente povoadas do planeta, a Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), o Parque protege boa parte de uma das maiores florestas urbanas do mundo (IF 2009). Apesar

do elevado grau de urbanização no seu entorno, e os impactos decorrentes da proximidade às grandes cidades, causados principalmente por grandes obras de infra-estrutura, sua avifauna é muito diversificada. Possui cerca de 250 espécies (Tonetti *et al. in prep.*), sendo que destas 65 são endêmicas e/ou ameaçadas, fazendo com que seja uma área importante para a conservação das aves segundo a BirdLife International (IBA SP03; Bencke *et al.* 2006). Nesse trabalho os núcleos Águas Claras e Pedra Grande foram considerados a mesma área de estudo devido à continuidade de suas trilhas e extensão territorial relativamente menor desses núcleos em relação aos demais, de maneira que três áreas de estudo foram amostradas: Pedra Grande/Águas Claras, Engordador e Cabuçu (figura 1). Para mais informações sobre a área de estudo veja a introdução geral.

COLETA DE DADOS

Para estimativa da densidade foi utilizada a metodologia de amostragens de distâncias (*Distance Sampling*) por pontos fixos (Buckland *et al.* 2001; Buckland 2006). Nesse tipo de amostragem, invés de percorrer transecções lineares através da área de estudo, o observador permanece imóvel por um período de tempo pré-determinado enquanto mede (ou estima) as distâncias até as aves de interesse (Buckland 2006). Uma série de modelos estatísticos ajusta então funções de detecção para as distâncias amostradas e utiliza essas funções para estimar a densidade da espécie estudada (Buckland *et al.* 2001). Para que os modelos consigam estimar a densidade de maneira adequada algumas premissas devem ser cumpridas, sendo as principais delas: (1) os objetos sobre o ponto devem ser sempre detectados; (2) os objetos são detectados em sua posição inicial; (3) as distâncias entre o observador e os objetos devem ser medidas ou estimadas de maneira correta (Buckland *et al.* 2001).

Em ambientes florestais, onde a maior parte das detecções é auditiva (Brewster & Simons 2009), e em locais de terreno acidentado onde a locomoção é mais difícil, a amostragem por pontos fixos é preferível em relação às transecções lineares (Buckland *et al.* 2001; Anjos *et al.* 2010). Além disso, apresenta maior facilidade na elaboração do desenho amostral, sendo muito utilizada em estudos envolvendo passeriformes de pequeno porte (Marques *et al.* 2007). A amostragem por ponto fixo tem longa tradição na ornitologia, no entanto, da maneira que é realizada tradicionalmente, não fornece dados de densidade absoluta (Rosenstock *et al.* 2002; Vielliard *et al.* 2010). As principais desvantagens da utilização dessa abordagem incluem possível movimentação dos animais com a chegada do observador ao ponto e o gasto de tempo no deslocamento entre os locais de amostragem, fazendo com que alguns indivíduos deixem de ser detectados (Buckland *et al.* 2001).

Com auxílio do *software* ArcGIS 10.2, 100 pontos fixos foram estabelecidos aleatoriamente dentro de *buffers* de 100 m criados ao redor de todas as trilhas disponíveis nos quatro núcleos do PEC, que juntas totalizam 30 km de extensão. O sorteio dos pontos dentro dos *buffers* foi realizado para garantir que os locais de amostragem ficassem situados de maneira aleatória em relação à distribuição da espécie (Buckland *et al.* 2001), e que os mesmos não ficassem restritos às trilhas, permitindo com que diversos tipos de ambientes pudessem ser amostrados (Marques *et al.* 2010). O número de pontos fixos (100) foi bem acima do mínimo recomendado (10-20; Buckland *et al.* 2001; Buckland *et al.* 2009). Esses foram distribuídos pelos núcleos do PEC de maneira proporcional à extensão das trilhas em cada núcleo (tabela 1).

Os pontos fixos eram distantes entre si em, no mínimo, 180 m e em um dia era amostrado um grupo com cerca de sete. Para evitar que os mesmos indivíduos fossem detectados em pontos consecutivos, após uma amostragem o ponto imediatamente mais próximo não era visitado no mesmo dia (Vielliard *et al.* 2010). A sequência de amostragem

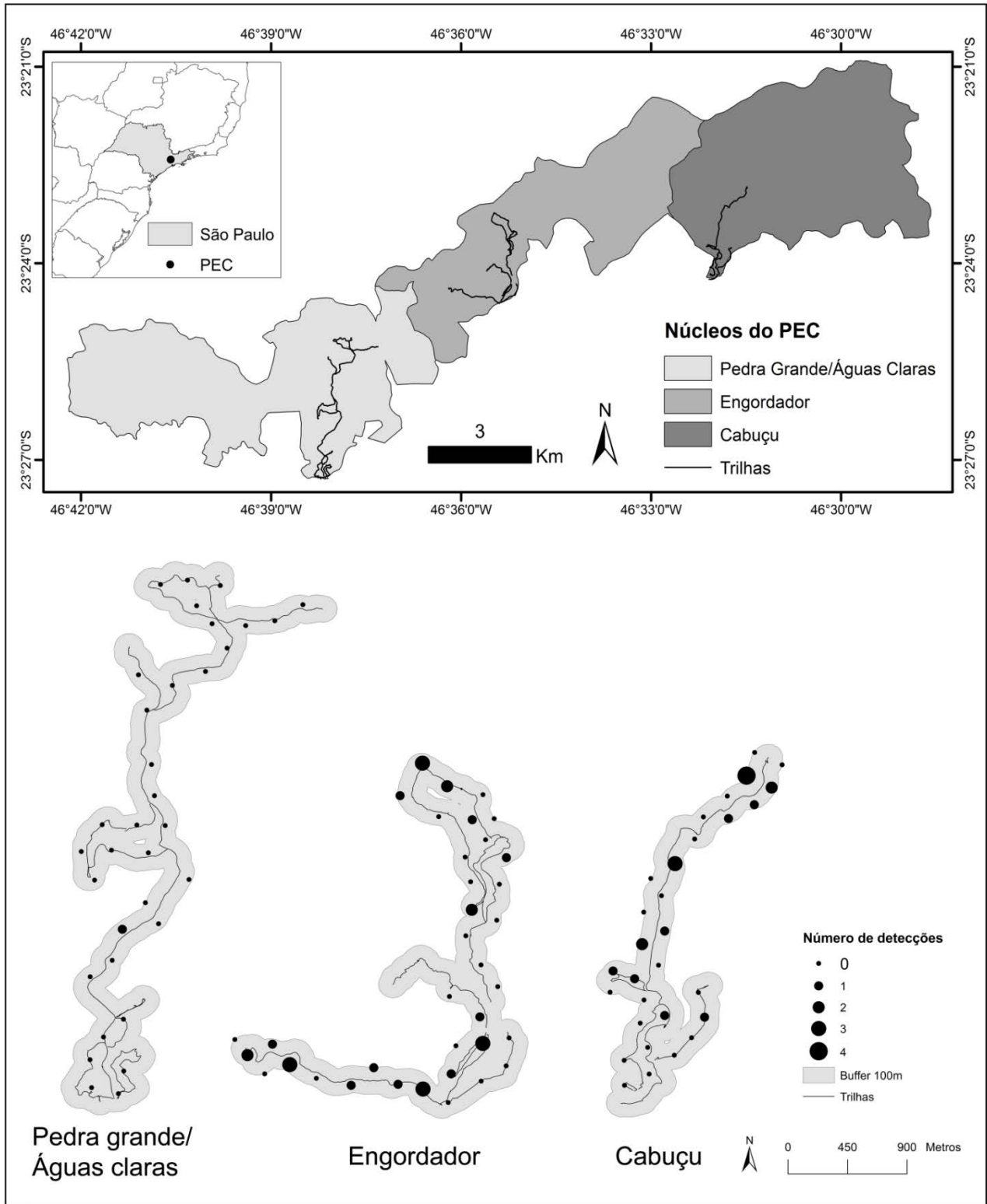


Figura 1. Mapa do Parque Estadual da Cantareira acima e abaixo os *buffers* de 100 m criados ao longo das trilhas. O tamanho dos círculos, que indicam a localização pontos fixos, é proporcional ao número de detecções da espécie em cada ponto.

era determinada previamente de maneira que o deslocamento entre os pontos fixos fosse o mais curto possível, mas, sempre que possível, respeitando o intervalo de distância de um ponto sem visitação entre dois amostrados no mesmo dia. Na amostragem seguinte do mesmo grupo de pontos, a sequencia era invertida para que o mesmo local fosse visitado em diferentes horários. As amostragens eram iniciadas ao amanhecer e perduravam em média por 3 horas, período de maior atividade da espécie na área de estudo (observa o pessoal).

O tempo de amostragem em cada ponto era de dez minutos e quando a espécie era detectada sua distância era medida diretamente com o uso de trena nos casos em que o indivíduo podia ser visualizado. Quando o indivíduo não era visualizado do ponto fixo, o observador se deslocava até o local de onde partia a vocaliza o e com GPS era tomada a coordenada geográfica do local exato onde a ave se encontrava para posterior medi o da distância utilizando o *software* ArcGIS 10.2. Isso pôde ser feito pelo fato da espécie vocalizar de maneira frequente e permanecer no mesmo local por longos períodos de tempo, além de não se movimentar com a presença do observador (observa o pessoal; Fitzpatrick 2004; Lombardi *et al.* 2010). Nos casos em que era notada moviment o dos indivíduos, sua distância era estimada apenas auditivamente a partir da primeira vocaliza o. Assim assumiu-se que a premissa de detectar as aves na posi o inicial não foi quebrada (Buckland *et al.* 2001). Somente um observador realizou as amostragens, o que não gerou viés causado por diferentes observadores, tanto para estimar a curva de detec o, quanto na estimativa correta da distância (Buckland *et al.* 2001). Somado a isso, um período de treino nas estimativas das distâncias foi feito anterior ao início das amostragens. Em dias chuvosos ou de vento forte os trabalhos de campo eram interrompidos pelo fato de essas condi oes climáticas extremas influenciarem a detectabilidade das aves (Anjos *et al.* 2010; Bibby *et al.* 2000).

Após o estabelecimento aleatório dos 100 pontos dentro dos *buffers* de 100 m (figura 1), foi notado que locais com diferentes características (*e.g.* proximidade a corpos d'água,

declividade, estrutura da vegetação, etc.) puderam ser amostrados, e não apenas ambientes ao longo das trilhas (Marques *et al.* 2010), permitindo que extrapolações dos resultados fossem feitas de maneira segura para todo o PEC. Na área de estudo é encontrada apenas um tipo de fito-fisionomia (Floresta Ombrófila Densa), e ainda que ambientes com diferentes estruturas de vegetação, relevo, e outras características micro-ambientais tenham sido amostrados, assumiu-se que as pequenas variações na detectabilidade dos indivíduos, causadas por variações do micro-habitat, não tenham afetado os resultados de forma expressiva devido a uma característica dos modelos conhecida como *pooling robustness* (Burnham *et al.* 2004). Somado a isso, foi constatado que a distância mínima entre os pontos (180m, evitando a amostragem de pontos imediatamente próximos entre si no mesmo dia) foi considerada segura para garantir independência. Apesar de não ser uma das premissas mais importantes do método, garantir a independência dos locais de amostragens é relevante para alcançar resultados de qualidade, mesmo com os modelos possuindo certa tolerância caso isso não seja cumprido (Buckland *et al.* 2001;2004).

ANÁLISE DOS DADOS

Para estimar a densidade foi utilizado o *software* DISTANCE 6.2 (Thomas *et al.* 2010). Durante a fase exploratória, os histogramas das distâncias foram analisados com a intenção de notar possíveis erros durante a coleta de dados (movimentação em resposta ao observador, *outliers*, etc.; Buckland *et al.* 2001). Os seis modelos (função de detecção + expansão de série) considerados mais adequados pela literatura foram ajustados aos dados com truncagem à direita de 5% (tabela 2; Buckland *et al.* 2001). O agrupamento das distâncias em diversos intervalos foi testado, e, para selecionar o(s) modelo(s), foi utilizado o critério de informação de Akaike (AIC; Burnham & Anderson 2002), assim como o *goodness of fit* (GOF) do qui-quadrado para diagnosticar o ajuste dos modelos que eram mais plausíveis

segundo o AIC (Buckland *et al.* 2001). Foi realizada uma média, estimando a variância por *bootstrap* (999 réplicas), para os modelos considerados igualmente plausíveis ($\Delta AIC \leq 2$). A variância foi estimada empiricamente dos dados para os modelos individuais por ser mais adequada (Buckland *et al.* 2001; Burnham & Anderson 2002; Thomas *et al.* 2010). Funções de detecção global foram ajustadas utilizando as detecções de todos os núcleos, e foi realizada também pós-estratificação dos dados para cada área de estudo.

A espécie é mais comumente observada sozinha ou aos pares, e só ocorre em bandos intraespecíficos quando em grupos familiares (observação pessoal; Fitzpatrick 2004; Silveira 2009). Assim, o tamanho do bando em cada detecção foi colocado diretamente na entrada de dados para as análises. Nos casos em que o número de indivíduos não pôde ser observado logo após as detecções, foi utilizado o tamanho médio do grupo. Para estimar o tamanho médio do grupo, em todos os contatos com a espécie, inclusive nos deslocamentos nas trilhas, era anotado o número de indivíduos observados. Para garantir que esse número era registrado corretamente, quando necessário, a técnica de *playback* era empregada de forma a atrair as aves, tornando-as mais conspícuas para a contagem. É importante ressaltar que durante os dez minutos de amostragem dos pontos fixos, nenhum método era utilizado para atrair as aves até o observador, o que enviesaria os resultados (Buckland *et al.* 2001).

RESULTADOS

Cada um dos pontos foi visitado seis vezes no período de maio a dezembro de 2014, resultando, portanto, em um total de 600 amostragens e 100 horas de esforço amostral. Foram obtidas 46 detecções, sendo todas auditivas, e em 80% das vezes a espécie foi registrada nos primeiros 2,5 minutos do ponto, confirmando a informação na literatura de que sua frequência de vocalização é alta (Fitzpatrick 2004). Os modelos foram ajustados com 44 detecções após a truncagem de 5% dos maiores valores de distância. Durante a fase de análise exploratória,

foram feitos diversos tipos de agrupamento dos dados e optou-se por manter as distâncias agrupadas em seis classes de valores iguais por mostrar os melhores ajustes aos modelos. A distância máxima de detecção foi de 90 m (figura 2), e a distância efetivamente amostrada (w) foi de 61,22 m, demonstrando que, apesar de se tratar de um passeriforme pequeno em ambiente florestal, a espécie pode ser detectada por meio de sua vocalização mesmo quando distante do observador. Em vinte detecções os indivíduos estavam aos pares, em duas delas estavam sozinhos e para o restante, em que o número de indivíduos não pôde ser observado, foi utilizado o tamanho médio do grupo (1,716 indivíduos/grupo). Como *P. eximius* não possui dimorfismo sexual aparente, não foi possível estratificar as análises por sexo.

A média dos modelos concorrentes considerados igualmente plausíveis indicou o valor de densidade de 12,7 indivíduos/km² e abundância 967 indivíduos no PEC. Os valores de densidade foram próximos para os núcleos Engordador (21,9 indivíduos/km²) e Cabuçu (17,9 indivíduos/km²) e muito inferior para os núcleos Pedra Grande/Águas Claras (0,8 indivíduos/km²). Os resultados obtidos para cada núcleo, assim como para todo o PEC, podem ser observados na tabela 1 com seus respectivos valores de coeficiente de variação. Apesar do número de detecções relativamente baixo, pode ser notado pelo valor de coeficiente de variação da densidade do modelo médio (C.V. = 24,3%), assim como pelos valores de bondade de ajuste do qui-quadrado (variando de 0,847 a 0,999; tabela 2), que os modelos apresentaram um grau de precisão adequado e bom ajuste (Buckland *et al.* 2001).

Tabela 1. Estimativas de cada uma das três áreas (Cabuçu, Engordador e Pedra Grande/Águas Claras) e globais (*i.e.* em toda área de estudo) geradas pela amostragem de distâncias de *Phylloscartes eximius*. A = área (km²); k = número de pontos; K = número de amostragens; n = número de grupos detectados; p = probabilidade de detecção em porcentagem; TE = taxa de encontro; D = densidade (indivíduos/km²); N = abundância; CV = coeficiente de variação; IC = intervalo de confiança.

Núcleo	A	k	K	n	p	TE (%CV)	TE (95%IC)	D (%CV)	D (95%IC)	N (%CV)	N (95%IC)
Cabuçu	2,66*10 ⁶	30	180	18	8,2	0,1 (0)	0,1 – 0,1	17,9 (24,6)	11 – 29,4	477(24,6)	291 – 781
Engordador	2,13*10 ⁶	36	216	27	13,7	0,12(3,24)	0,11 – 0,13	21,9 (24)	13,6 – 35,2	465(24)	288 – 749
Pedra Grande/Águas Claras	2,83*10 ⁶	34	204	1	0,8	0.004(0)	0,004 – 0,004	0,8 (24,6)	0,5 – 1,4	24(24,62)	15 – 41
Global	7,62*10 ⁶	100	600	46	6,2	0,076	–	12,7 (24,3)	7,9 – 20,4	967(24,3)	600 – 1557

Tabela 2. Estimativas dos modelos (Função de detecção + Expansão de série) concorrentes para todo o Parque Estadual da Cantareira e média (*model averaging*) dos modelos considerados igualmente plausíveis ($\Delta AIC \leq 2$). A variância da média foi estimada por bootstrap (999 réplicas). w = peso do AIC de cada modelo que foi incluído para o cálculo da média dos modelos; GOF = *Goodness of fit*; D = densidade (indivíduos/km²); N = abundância; CV = coeficiente de variação; IC = intervalo de confiança.

Modelo	AIC (ΔAIC)	w	GOF	D (%CV)	D (95% IC)	N (%CV)	N (95% IC)
Uniforme + Polinomial Simples	155,92 (0)	0,37	0,999	12 (21,3)	7,879 – 18,15	911 (21,3)	600 – 1382
Uniforme + Cosseno	157,11 (1,19)	0,2	0,863	15,6 (22,1)	10,164 – 24,101	1192 (22,1)	774 – 1836
Meia-normal + Polinomial hermite	157,14 (1,21)	0,2	0,87	15,4 (26,8)	9,147 – 25,934	1173 (26,8)	697 – 1975
Meia-normal + Cosseno	157,14 (1,21)	0,2	0,87	15,4 (26,8)	9,147 – 25,934	1173 (26,8)	697 – 1975
Taxa-de-risco + Polinomial simples	158,64 (2,72)	–	0,847	10,6 (25,4)	6,466 – 17,383	808 (25,4)	492 – 1324
Taxa-de-risco + Cosseno	158,64 (2,72)	–	0,847	10,6 (25,4)	6,466 – 17,383	808 (25,4)	492 – 1324
Média dos modelos com $\Delta AIC \leq 2$	–	–	–	12,7 (24,3)	7,293 – 20,199	967 (24,3)	556 – 1539

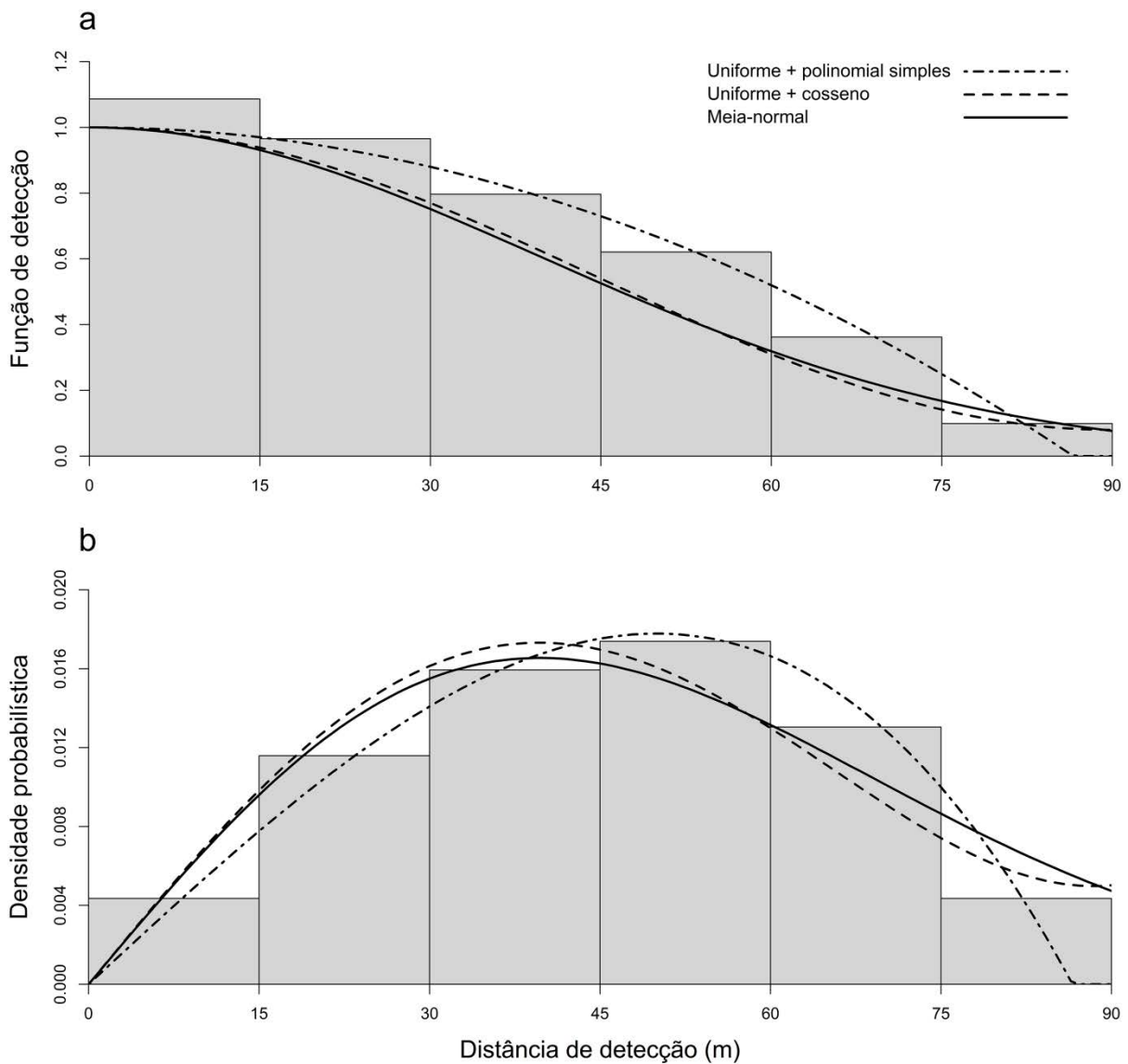


Figura 2. Histogramas após truncagem de 5% dos maiores valores dos dados com seis classes de valores iguais de distância. As curvas correspondem as funções de detecção (a) e função de densidade (b) dos modelos considerados igualmente plausíveis ($\Delta AIC \leq 2$).

DISCUSSÃO

METODOLOGIA

Esse foi o primeiro trabalho que estimou a densidade de uma espécie do gênero por meio de pontos fixos. O valor de C.V. obtido pelo modelo global (24,3%) é menor do que o obtido por outros trabalhos que também utilizaram a metodologia de amostragens de distâncias, tanto em pontos fixos quanto em transecções lineares, em diferentes tipos de

ambientes e com organismos que apresentam diferentes detectabilidades. Utilizando a mesma metodologia empregada nesse trabalho, o valor de CV foi de 22% com 90 detecções para a estimativa da densidade do grimpeiro (*Leptastenura setaria*; Cabanne *et al.* [2007]) e 24% com 104 detecções para o tapaculo-de-colarinho (*Melanopareia torquata*; Kanegae [2009]). Já em estudos que empregaram a amostragem de distância através de transecções lineares, Alves (2014) com 42 detecções do mutum-de-bico-vermelho (*Crax blumenbachii*) obteve valores de CV que variaram de 29,35 a 45,33%, dependendo do modelo ajustado, e Lauriano *et al.* (2014) obtiveram um C.V. de 38,25% em 16 detecções de uma população de golfinho-nariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus*). Além da boa precisão, os altos valores obtidos nos testes diagnósticos (GOF) mostraram que os modelos se ajustaram de forma adequada, refletindo boa qualidade dos dados (Buckland *et al.* 2001; Buckland *et al.* 2009). Isso sugere que o método de amostragem de distâncias por ponto fixo se mostrou robusto na estimativa de densidade de *P. eximius*.

DENSIDADE E ABUNDÂNCIA

O valor de densidade estimada (12,7 indivíduos/km²) é considerado baixo quando comparado com outra espécie do gênero também endêmica da Mata Atlântica e ameaçada de extinção em nível global e, assim como outros passeriformes de pequeno porte que ocorrem no domínio. Gussoni (2014), após determinar o tamanho da área de vida da maria-da-restinga (*Phylloscartes kronei*) por meio do método do mínimo polígono convexo (MPC), estimou sua densidade em 208 indivíduos/km², valor 16 vezes maior que o encontrado nesse trabalho. Hoffmann (2006), também utilizando o MPC para estimar o tamanho da área de vida e densidade do papa-moscas-de-costas-cinzentas (*Polystictus superciliaris*), encontrou o valor de 43,2 indivíduos/km². Em trabalhos que utilizaram a mesma metodologia empregada no presente estudo, Marsden *et al.* (2001) estimou um valor de densidade de 86 indivíduos/km²

para o miudinho (*Myiornis auricularis*) e Cabanne *et al.* (2007) 90 indivíduos/km² para o grimpeiro (*Leptastenura setaria*).

Além de baixa, a densidade entre os núcleos apresentou diferença, principalmente entre os núcleos Pedra Grande/Águas Claras (0,8 indivíduos/km²) em relação aos demais – Cabuçu (17,9 indivíduos/km²) e Engordador (21,9 indivíduos/km²). Diversos contatos com indivíduos da espécie foram feitos no deslocamento pelas trilhas no núcleo Cabuçu e no Engordador. No entanto, nos núcleos Pedra Grande/Águas Claras obteve-se apenas um contato, que aconteceu durante amostragem em um ponto fixo (tabela 1), e nenhuma detecção nos deslocamentos nas trilhas. O fato de *P. eximius* ser extremamente raro nessa área de estudo demonstra que mesmo variações ambientais sutis em uma escala pequena podem causar grandes diferenças na densidade da espécie (capítulo 2). Dessa maneira, extrapolar os resultados encontrados nesse trabalho para outras regiões que possuem variações ambientais ainda maiores e que atuam em escalas mais amplas como, por exemplo, da distribuição, pode não ser adequado. Essa diferença de densidade entre os núcleos do PEC, situados em um mesmo contínuo, ressalta também a importância de que não apenas grandes áreas são necessárias para a conservação da espécie, mas que essas áreas contenham as características que atendam seus requerimentos ecológicos (capítulo 2).

O número de indivíduos estimado para o PEC 967 (556 - 1539) pode ser considerado alarmante, pois, após vários anos sem ter sido registrada no Estado de São Paulo (Willis & Oniki 1993), a Serra da Cantareira é a única região em que a espécie é atualmente encontrada com frequência (capítulo 3; Develey & Endrigo 2004; Silveira 2009). Isso demonstra o acentuado declínio populacional que *P. eximius* sofreu nas últimas décadas e reforça a importância do Parque na conservação da espécie no Estado. Análises de viabilidade populacional (*Population Viability Analysis*; PVA; Beissinger & McCullough 2002) poderão indicar tendências da espécie se manter na área de estudo por longos períodos.

CONSERVAÇÃO

Apesar da falta de estudos para as espécies do gênero *Phylloscartes*, acredita-se que boa parte delas, assim como *P. eximius*, ocorra em baixas densidades, principal fator de ameaça para essas aves (Goerck 1997; BirdLife 2015c). Populações pequenas, comuns para táxons que ocorrem em baixas densidades em ambientes fragmentados, estão mais vulneráveis a extinção. Isso se deve principalmente a perda de variabilidade genética e elevadas taxas de endogamia (Frankham & Ralls 1998; Frankham *et al.* 2002) somadas a efeitos estocásticos (Shaffer 1981; Melbourne & Hastings 2008) de maneira que após atingir um limiar mínimo essas populações dificilmente serão viáveis por longos períodos de tempo (Lande 1988). Apesar de não existir um consenso sobre qual o tamanho mínimo necessário para que uma população seja viável por um longo período de tempo, devido principalmente ao contexto ambiental do local que habita e história de vida dos indivíduos (Shaffer 1981; Flather *et al.* 2011), alguns autores sugerem que esse número seja da ordem de milhares de indivíduos para a maioria dos táxons, superior ao número estimado para *P. eximius* no PEC neste trabalho (Traill *et al.* 2009).

Outras três Unidades de Conservação na serra da Cantareira e contínuas ao PEC foram recentemente criadas, os Parques Estaduais de Itaberaba e Itapetinga e o Monumento Natural Estadual da Pedra Grande. Essas três UCs juntas totalizam uma área de cerca de 29.000 ha e fazem parte do corredor florestal Cantareira-Mantiqueira (Mazzei 2007; FF 2010). Além de registros recentes da espécie terem sido feitos em uma dessas reservas (MNE da Pedra Grande) e em áreas bem próximas a essas reservas, as mesmas são ambientalmente adequadas para sua ocorrência (capítulo 3). Ainda que essas novas UCs não formem um contínuo florestal e suas situações fundiárias não estejam regularizadas, elas englobam fragmentos florestais de tamanho expressivo e com elevado grau de conectividade entre si, além de

possuírem grandes trechos de floresta em avançado estágio de regeneração, o que as torna de alta importância para a conservação da espécie no Estado (FF 2010).

Somados a esses grandes remanescentes florestais na região (PE da Cantareira, Itaberaba e Itapetinga e MNE da Pedra Grande), existem diversos outros fragmentos de tamanho menor no entorno dessas Unidades de Conservação, e é sabido que a espécie ocorre em paisagens fragmentadas ao longo de sua distribuição (capítulo 2). Assim, buscas por populações de *P. eximius* nesses locais são necessárias, assim como estudos que visam estimar sua densidade, caso novas populações sejam encontradas. Além disso, estudos que tentem entender a ocorrência da espécie em paisagens com diferentes graus de conectividade funcional também são necessários (Uezu *et al.* 2005). A conectividade funcional é definida como a capacidade da paisagem facilitar ou dificultar o fluxo dos indivíduos através dos fragmentos (Taylor *et al.* 1993; Tischendorf & Fahrig 2000; Uezu *et al.* 2005), estando, portanto, diretamente relacionada com a capacidade de dispersão dos organismos (Vasudev *et al.* 2015). Desse modo, medidas de conservação devem ser tomadas para as populações de paisagens pouco conectadas e com baixo número de indivíduos.

Apesar de *P. eximius* ser considerado raro ou incomum (Fitzpatrick 2004; Ridgely & Tudor 2004), o mesmo possui uma ampla distribuição geográfica, ocorrendo desde o sul de Minas Gerais até o norte do Rio Grande do Sul e parte do Paraguai e Argentina, ocupando, portanto, locais que apresentam tipos de vegetação diferentes da encontrada no PEC (Floresta Ombrófila Densa; IF 2009), como a Floresta Ombrófila Mista e Matas Estacionais (IBGE 2012). Somado a isso, apesar de em determinadas regiões a espécie ocorrer principalmente em grandes contínuos florestais, como no sul do Brasil, e parte do Paraguai e Argentina, em outras áreas, como no Estado de Minas Gerais, *P. eximius* pode ser encontrado em paisagens fragmentadas (capítulo 3), onde não existe nenhuma informação a respeito de sua densidade. Além das diferenças físicas dos ambientes, aspectos bióticos como diferenças na estrutura da

comunidade de seus predadores, presas e competidores podem fazer com que outros parâmetros populacionais (*e.g.* mortalidade e fecundidade) variem (Sibley 2009). Assim, sugere-se que estudos desse tipo sejam realizados em locais ao longo de toda sua distribuição para que a densidade absoluta da espécie possa ser estimada com maior precisão.

A estrutura demográfica de *P. eximius*, e não apenas o número de indivíduos, deve ser melhor compreendida. Estudos demográficos podem, por exemplo, fornecer estimativas do número de indivíduos que são reprodutivamente maduros, composição etária, proporção sexual, entre outros (Negro 2011; Rezende 2014). Esses dois tipos de informação (número de indivíduos e estrutura demográfica), junto com monitoramentos em longo prazo, podem ajudar a entender melhor a dinâmica das populações, auxiliando grandemente na sua conservação e determinar seu verdadeiro grau de ameaça (IUCN 2014; Pacífico *et al.* 2014).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALVES, F. 2014. *Densidade populacional e seleção de habitat pelo mutum-dosudeste Crax blumenbachii na Reserva Natural Vale, Linhares, Espírito Santo*. (Dissertação de Mestrado), Universidade de São Paulo, São Paulo.
- ANJOS, L. D. 2004. Species richness and relative abundance of birds in natural and anthropogenic fragments of Brazilian Atlantic forest. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 76:429-434.
- ANJOS, L. D. & BOÇON, R. 1999. Bird communities in natural forest patches in southern Brazil. *Wilson Bulletin*, 111(3):397-414.
- ANJOS, L. D.; COLLINS, C. D.; HOLT, R. D.; VOLPATO, G. H.; MENDONÇA, L. B.; LOPES, E. V.; BOÇON, R.; BISHEIMER, M. V.; SERAFINI, P. P. & CARVALHO, J. 2011. Bird species abundance-occupancy patterns and sensitivity to forest fragmentation: Implications for conservation in the Brazilian Atlantic forest. *Biological Conservation*, 144:2213-2223.
- ANJOS, L. D.; SCHUCHMANN, K.-L. & BERNDT, R. 1997. Avifaunal composition, species richness, and status in the Tibagi river basin, Parana State, Southern Brazil. *Ornitologia Neotropical*, 8:173-201.
- ANJOS, L. D.; VOLPATO, G. H.; MENDONÇA, L. B.; SERAFINI, P. P.; LOPES, E. V.; BOÇON, R.; DA SILVA, E. S. & BISHEIMER, M. V. 2010. Técnicas de levantamento quantitativo de aves em ambiente florestal; uma análise comparativa baseada em dados empíricos. In: Von Matter, S.; Straube, F. C.; Accordi, I. A.; Piacentini, V. Q. & Cândido Jr., J. F. (Eds.), *Ornitologia e Conservação: Ciência Aplicada, Técnicas de Pesquisa e Levantamento* (pp. 63-76). Rio de Janeiro: Technical Books.
- BENCKE, G. A.; MAURÍCIO, G. N.; DEVELEY, P. F. & GOERCK, J. M. 2006. *Áreas importantes para a conservação das aves no Brasil: parte 1 - estados do domínio da Mata Atlântica*. São Paulo: SAVE Brasil.
- BERNARDO, C. S. S.; RUBIM, P.; BUENO, R. S.; BEGOTTI, R. A.; MEIRELLES, F.; DONATTI, C. I.; DENZIN, C.; STEFFLER, C. E.; MARQUES, R. M.; BOVENDORP, R. S.; GOBBO, S. K. & GALETTI, M. 2011. Density Estimates of the Black-Fronted Piping Guan in the Brazilian Atlantic Rainforest. *The Wilson Journal of Ornithology*, 123(4):690-698.
- BIBBY, C.; JONES, M. & MARSDEN, S. 2000. *Expedition Field Techniques: Bird Surveys*. Cambridge: BirdLife International.
- BIRDLIFE. 2015a. Endemic Bird Area factsheet: Atlantic forest mountains Acessado em 20/01/2015. Disponível em: <http://www.birdlife.org>.
- BIRDLIFE. 2015b. Important Bird Areas factsheet. Acessado em 14/04/2015. Disponível em: <http://www.birdlife.org>.
- BIRDLIFE. 2015c. IUCN Red List for Birds. BirdLife International Acessado em 13/05/2015. Disponível em: <http://www.birdlife.org>.
- BREWSTER, J. P. & SIMONS, T. R. 2009. Testing the importance of auditory detections in avian point counts. *Journal of Field Ornithology*, 80(2):178-183.
- BROOKS, T. & BALMFORD, A. 1996. Atlantic forest extinctions. *Nature*, 380:115.

- BROOKS, T.; TOBIAS, J. A. & BALMFORD, A. 1999. Deforestation and bird extinctions in the Atlantic Forest. *Animal Conservation*, 2:211-222.
- BUCKLAND, S. T. 2006. Point-transect surveys for Songbirds: Robust methodologies. *The Auk*, 123(2):345-352.
- BUCKLAND, S. T.; ANDERSON, D. R.; BURNHAM, K. P.; LAAKE, J. L.; BORCHERS, D. L. & THOMAS, L. 2001. *Introduction to Distance Sampling: Estimating abundance of biological populations*. Oxford: Oxford University Press.
- BUCKLAND, S. T.; ANDERSON, D. R.; BURNHAM, K. P.; LAAKE, J. L.; BORCHERS, D. L. & THOMAS, L. 2004. *Advanced Distance Sampling: Estimating abundance of biological populations*. New York: Oxford University Press.
- BUCKLAND, S. T.; MARSDEN, S. J. & GREEN, R. E. 2008. Estimating bird abundance: making methods work. *Bird Conservation International*, 18(SupplementS1):91-108.
- BUCKLAND, S. T.; RUSSEL, R. E.; DICKSON, B. G.; SAAB, V. A.; GORMAN, D. N. & BLOCK, W. 2009. Analysing designed experiments in distance sampling. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics*, 14(10-14):10.
- BURNHAM, K. P. & ANDERSON, D. R. 2002. *Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach*. Nova York: Springer.
- BURNHAM, K. P.; BUCKLAND, S. T.; LAAKE, J. L.; BORCHERS, D. L.; MARQUES, T. A.; BISHOP, J. R. B. & THOMAS, L. 2004. Further topics in distance sampling. In: Buckland, S. T.; Anderson, D. R.; Burnham, K. P.; Laake, J. L.; Borchers, D. L. & Thomas, L. (Eds.), *Advanced Distance Sampling: Estimating abundance of biological populations* (pp. 416). Oxford: Oxford University Press.
- CABANNE, G. S.; ZURITA, G. A.; SEIPKE, S. H. & BELLOCQ, M. I. 2007. Range expansion, density and conservation of the Araucaria Tit-spinetail *Leptasthenura setaria* (Furnariidae) in Argentina: the role of araucaria *Araucaria angustifolia* (Araucariaceae) plantations. *Bird Conservation International*, 17:341-350.
- CAUGHLEY, G. 1994. Directions in conservation biology. *Journal of Animal Ecology*, 63:215-244.
- CLAY, R. P.; TOBIAS, J. A.; LOWEN, J. C. & BEADLE, D. 1998. Field identification of *Phylloscartes* and *Phyllomyias* tyrannulets in the Atlantic forest region. *Cotinga*, 10:82-95.
- DEAN, W. 1996. *A ferro e fogo: a história de devastação da Mata Atlântica brasileira*. São Paulo: Companhia das letras.
- DEVELEY, P. F. 2006. Métodos para estudos com aves. In: Cullen Jr., L.; Rudran, R. & Valladares-Padua, C. (Eds.), *Métodos de Estudos em Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre* (pp. 652). Curitiba: Editora UFPR.
- DEVELEY, P. F. & ENDRIGO, E. 2004. *Aves da Grande São Paulo: Guia de Campo*. São Paulo: Aves & Fotos Editora.
- FERRAZ, G.; RUSSEL, G. J.; STOUFFER, P. C.; BIERREGAARD, R. O.; PIMM, S. L. & LOVEJOY, T. 2003. Rates of species loss from Amazonian forest fragments. *PNAS*, 100(24):14069-14074.

- FF. 2010. *Criação de Sistema de Áreas Protegidas do Contínuo da Cantareira: Serras do Itaberaba e Itapetinga*. São Paulo: Imprensa Oficial do Estado de São Paulo.
- FITZPATRICK, J. W. 2004. Family Tyrannidae (Tyrant-flycatchers). In: del Hoyo, J.; Elliot, A. & A., C. D. (Eds.), *Handbook of the Birds of the World* (Vol. 9, Cotingas to Pipits and Wagtails). Barcelona: Lynx Edicions.
- FLATHER, C. H.; HAYWARD, G. D.; BEISSINGER, S. R. & STEPHENS, P. A. 2011. Minimum viable populations: is there a 'magic number' for conservation practitioners? *Trends in Ecology and Evolution*, 26(6):307-317.
- FRANKHAM, R.; BALLOU, J. D. & BRISCOE, D. A. 2002. *Introduction to Conservation Genetics*. Cambridge: Cambridge University Press.
- FRANKHAM, R. & RALLS, C. 1998. Inbreeding leads to extinction *Nature*, 392:441-443.
- GOERCK, J. M. 1997. Patterns of Rarity in the Birds of the Atlantic Forest. *Conservation Biology*, 11(1):112-118.
- GONZAGA, L. P. & PACHECO, J. F. 1995. A new specie of Phylloscartes (Tyrannidae) from the mountains of southern Bahia. Brazil. *Bulletin of the British Ornithologists' Club.*, 115:88-98.
- GRAVES, G. R. 1998. Phylloscartes lanyoni, a new specie of bristle-tyrant (Tyrannidae) from the lower cauca valley of Colombia. *The Wilson Bulletin*, 100(4):529-535.
- GREGORY, R. D.; GIBBONS, D. W. & DONALD, P. F. 2004. Bird census and survey techniques. In: Sutherland, W. J.; Newton, I. & Green, R. E. (Eds.), *Bird Ecology and Conservation: A Handbook of Techniques*. Oxford: Oxford University Press.
- GUSSONI, C. O. A. 2014. *Área de vida e biologia reprodutiva da maria-da-restinga (Phylloscartes kronei) (Aves, Tyrannidae)*. (Tese de doutorado), UNESP, Rio Claro.
- HOFFMANN, D. 2006. *Biologia de Polystictus superciliaris Wied, 1831 (Aves, Tyrannidae) em área de canga no sudeste do Brasil*. (Dissertação de Mestrado), Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.
- IBGE. 2012. *Manual Técnico da Vegetação Brasileira*. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.
- IF. 2009. *Parque Estadual da Cantareira: Plano de Manejo*. São Paulo: Imprensa Oficial.
- INGER, R.; GREGORY, R.; DUFFY, J. P.; STOTT, I.; VOŘÍŠEK, P. & GASTON, K. J. 2015. Common European birds are declining rapidly while less abundant species' numbers are rising. *Ecol Lett*, 18(1):28-36.
- IUCN. 2014. Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria. Version 11. Prepared by the Standards and Petitions Subcommittee. Acessado em 21/12/2014. Disponível em: <http://www.iucnredlist.org/documents/RedListGuidelines.pdf>.
- KANEGAE, M. F. 2009. *Tamanho populacional, seleção de habitat, e área de vida de algumas aves endêmicas e ameaçadas na Estação Ecológica de Itirapina, São Paulo*. (Tese de doutorado), Universidade de São Paulo, São Paulo.
- LANDE, R. 1988. Genetics and demography in biological conservation. *Science*, 241(4872):1455-1460.

- LAURIANO, G.;PIERANTONIO, N.;DONOVAN, G. & PANIGADA, S. 2014. Abundance and distribution of *Tursiops truncatus* in the Western Mediterranean Sea: An assessment towards the Marine Strategy Framework Directive requirements. *Marine Environmental Research*, 100:86-93.
- LIMA, L. M. 2013. *Aves da Mata Atlântica: riqueza, composição, status, endemismos e conservação*. (Dissertação de Mestrado), Universidade de São Paulo, São Paulo.
- LOMBARDI, V. T.;FAETTI, R. G.;NETO, S. D.;VASCONCELOS, M. F. & GUSSONI, C. O. A. 2010. Notas sobre a nidificação de aves brasileiras raras e/ou pouco conhecidas. *Cotinga*, 32:131-136.
- MARINI, M. A. & GARCIA, F. I. 2005. Conservação de aves no Brasil *Megadiversidade* (Vol. 1, pp. 95-102). Belo Horizonte: Conservação Internacional.
- MARQUES, T. A.;BUCKLAND, S. T.;BORCHERS, D. L.;TOSH, D. & McDONALD, R. A. 2010. Point Transect Sampling Along Linear Features. *Biometrics*, 66:1247-1255.
- MARQUES, T. A.;THOMAS, L.;FANCY, S. G. & BUCKLAND, S. T. 2007. Improving Estimates of Bird Density Using Multiple-Covariate Distance Sampling. *The Auk*, 124(4):1229-1242.
- MARSDEN, S.;WHIFFIN, M. & GALETTI, M. 2001. Bird diversity and abundance in forest fragments and *Eucalyptus* plantations around an Atlantic forest reserve, Brazil. *Biodiversity and Conservation*, 10:737-750.
- MARSDEN, S.;WHIFFIN, M.;SADGROVE, L. & GUIMARÃES JR., P. R. 2000. Parrot population and habitat use in and around two lowland Atlantic forest reserves, Brazil. *Biological Conservation*, 96:209-216.
- MARSDEN, S.;WHIFFIN, M.;SADGROVE, L. & GUIMARÃES JR., P. R. 2003. Bird community composition and species abundance on two inshore islands in the Atlantic forest region of Brazil. *Ararajuba*, 11(2):181-187.
- MAZZEI, K. 2007. *Corredores de Fauna na Região da Cantareira: Evidências Geográficas*. (Tese de doutorado), Universidade de São Paulo, São Paulo.
- MELBOURNE, B. A. & HASTINGS, A. 2008. Extinctions risk depends strongly on factors contributing to stochasticity *Nature*, 454:100-103.
- MITTERMEIER, R. A.;GIL, P. R.;HOFFMAN, M.;PILGRIM, J.;BROOKS, T.;MITTERMEIER, C. G.;LAMOUREX, J. & DA FONSECA, G. A. B. 2005. *Hotspot Revisited: Earth's Biologically Richest and Most Endangered Terrestrial Ecoregions*. Chicago: University of Chicago Press.
- NEGRO, J. J. 2011. The ghost fraction of populations: a taxon-dependent problem. *Animal Conservation*, 14:338-339.
- NEWSON, S. E.;EVANS, K. L.;NOBLE, D. G.;GREENWOOD, J. J. D. & GASTON, K. J. 2008. Use of distance sampling to improve estimates of national population sizes for common and widespread breeding birds in the UK. *Journal of Applied Ecology*, 45(5):1330-1338.
- PACÍFICO, E. C.;BARBOSA, E. A.;FILADELFO, T.;OLIVEIRA, K. G.;SILVEIRA, L. F. & TELLA, J. L. 2014. Breeding to non-breeding population ratio and breeding performance of the globally Endangered Lear's Macaw *Anodorhynchus leari*: conservation and monitoring implications. *Bird Conservation International*, 24(4):466-476.

- PINTO, L. P.;HIROTA, M.;CALMON, M.;RODRIGUES, R. R. & ROCHA, R. 2009. Introdução. In: R., R. R.;Brancalion, P. H. S. & Isernhagen, I. (Eds.), *Pacto pela restauração da Mata Atlântica* (pp. 256). São Paulo: Instituto BioAtlântica.
- REMSEN, J. V.;CADENA, C. D.;JARAMILLO, A.;NORES, M.;PACHECO, J. F.;PÉREZ, J.;ROBBINS, M. B.;STILES, F. G.;STOTZ, D. F. & ZIMMER, K. J. 2014. A classification of the bird species of South America. American Ornithologists' Union. Acessado em 14/12/2014. Disponível em: <http://www.museum.lsu.edu/~Remsen/SACCBaseline.html>.
- REZENDE, G. C. 2014. *Mico-leão-preto: a história de sucesso na conservação de uma espécie ameaçada*. São Paulo: Matrix.
- RIBEIRO, M. C.;METZGER, J. P.;MARTENSEN, A. C.;PONZONI, F. J. & 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(6):1141-1153.
- RIDGELY, R. S. & TUDOR, G. 2004. *Field guide to the songbirds of south America: the passerines*. Austin: University of Texas Press.
- ROSENSTOCK, S. S.;ANDERSON, D. R.;GIESEN, K. M.;LEUKERING, T. & CARTER, M. F. 2002. Landbird counting techniques: Current practices and an alternative *The Auk*, 119:46-53.
- SHAFFER, M. L. 1981. Minimum Population Sizes for Species Conservation. *BioScience*, 31(2):131-134.
- SIBLEY, D. A. 2009. *The Sibley Guide to Bird Life and Behaviour*. New York.
- SILVA, J. M. C.;SOUSA, M. C. & CASTELLETTI, C. H. M. 2004. Areas of endemism for passerine birds in the Atlantic Forest, South America. *Global Ecology and Biogeography*, 13:85-92.
- SILVEIRA, L. F. 2009. *Phylloscartes eximius* (Temminck, 1822). In: Bressan, P. M.;Kierulff, M. C. M. & Sugieda, A. M. (Eds.), *Fauna Ameaçada de Extinção do Estado de São Paulo: Vertebrados* (pp. 223). São Paulo: Fundação Parque Zoológico de São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente.
- STATTERSFIELD, A. J.;CROSBY, M. J.;LONG, A. J. & WEGE, D. C. 1998. *Endemic bird areas of the world: priorities for biodiversity conservation*. Cambridge: BirdLife International.
- SUTHERLAND, W. J.;NEWTON, I. & GREEN, R. E. 2004. *Bird Ecology and Conservation: A Handbook of Techniques*. Oxford: Oxford University Press.
- TAYLOR, P. D.;FAHRIG, L.;HENEIN, K. & MERRIAM, G. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *OIKOS*, 68(3):571-573.
- TEIXEIRA, D. M. 1987. A new tyrannulet (*Phylloscartes*) from the northeastern Brazil. *Bulletin of the British Ornithologists'*, 107(1):37-41.
- THOMAS, L.;BUCKLAND, S. T.;REXSTAD, E. A.;LAAKE, J. L.;STRINDBERG, S.;HEDLEY, S. L.;BISHOP, J. R. B.;MARQUES, T. A. & BURNHAM, K. P. 2010. Distance Software: design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. *Journal of Applied Ecology*, 47:5-13.

- TISCHENDORF, L. & FAHRIG, L. 2000. On the usage and measurement of landscape connectivity. *OIKOS*, 90:7-19.
- TRAILL, L. W.;BROOK, B. W.;FRANKHAM, R. R. & BRADSHAW, C. J. A. 2009. Pragmatic population viability targets in a rapidly changing world *Biological Conservation*, 143:28-34.
- UEZU, A.;METZGER, J. P. & VIELLIARD, J. M. E. 2005. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. *Biological Conservation*, 123:507-518.
- VASUDEV, D.;FLETCHER JR, R. J.;GOSWAMI, V. R. & KRISHNADAS, M. 2015. From dispersal constraints to landscape connectivity: lessons from species distribution modeling. *Ecography*, 38:1-11.
- VIELLIARD, J. M. E.;ALMEIDA, M. E. D. C.;ANJOS, L. D. & SILVA, W. R. 2010. Levantamento quantitativo por pontos de escuta e o Índice Pontual de Abundância (IPA). In: Von Matter, S.;Straube, F. C.;Accordi, I. A.;Piacentini, V. Q. & Cândido Jr., J. F. (Eds.), *Ornitologia e Conservação: Ciência Aplicada, Técnicas de Pesquisa e Levantamento* (pp. 516). Rio de Janeiro: Technical Books.
- WILLIS, E. O. & ONIKI, Y. 1992. A new Phylloscartes (Tyrannidae) from southeastern Brazil. *Bulletin of the British Ornithologists' Club.*, 112(3):158-165.
- WILLIS, E. O. & ONIKI, Y. 1993. New and reconfirmed birds from the state of São Paulo, with notes on disappearing species *Bulletin of the British Ornithologists'*, 133:23-33.

CAPÍTULO II

SELEÇÃO DE MICRO-HABITAT

RESUMO

Os estudos de seleção de habitat podem indicar os requerimentos físicos exatos necessários para o estabelecimento das aves, gerando conhecimento básico para qualquer estratégia de conservação. Apesar disso, esse tipo de informação é inexistente para a maioria das espécies, mesmo as ameaçadas de extinção. O barbudinho (*Phylloscartes eximius*) é um passeriforme endêmico da Mata Atlântica e considerado como “Quase Ameaçado” em nível global. Os indivíduos são encontrados principalmente aos pares ou sozinhos, podendo se associar aos bandos mistos. Muito pouco se sabe sobre como *P. eximius* se relaciona com o ambiente que ocupa. Assim, o objetivo desse capítulo foi analisar se há seleção de alguma característica de micro-habitat por parte da espécie. Foram estabelecidas parcelas circulares com cinco metros de raio no Parque Estadual da Cantareira com o centro correspondendo aos locais onde os indivíduos foram observados forrageando e também em pontos aleatórios. Quinze variáveis de micro-habitat foram medidas nessas parcelas e foram utilizados GLM para modelar a probabilidade de determinada parcela ser ocupada pela espécie, seguidas por análises de partição hierárquica. Os resultados apontaram que a presença de corpos d’água e ambientes de baixada foram as características selecionadas de maneira mais contundente e que há certa tolerância em relação à variação na estrutura da vegetação. Quando presente em bandos mistos, a seleção de habitat se dá de maneira diferente, indicando plasticidade ecológica por parte da espécie. Como estratégia de conservação sugere-se verificar a presença de vegetação em ambientes próximos a corpos d’água em locais de manejo ou reintrodução, e focar também nas espécies nucleares dos bandos mistos e seus habitats preferidos.

Palavras chave: Seleção de micro-habitat, *Phylloscartes eximius*, conservação, partição hierárquica, Mata Atlântica

ABSTRACT

Habitat selection studies may indicate the exact physical requirements needed for the establishment of birds, generating basic knowledge for any conservation strategy. Nevertheless, this kind of information is lacking for most species, even the endangered ones. The Southern Bristle-Tyrant (*Phylloscartes eximius*) is a passerine bird endemic to the Atlantic Forest and under the “Near Threatened” global threat category. Individuals are found mostly in pairs, alone or associated to mixed-species flocks. Very little is known about how *P. eximius* is related to the environment it occupies. Then, the aim of this chapter was to analyze if there is selection of any microhabitat characteristic by the species. Circular plots with five meter radius were established at Cantareira State Park with the center corresponding to the locations where individuals were observed foraging and also at random points. Fifteen microhabitat variables were measured on these plots and GLM were used to model the probability of a plot be occupied by the species, followed by Hierarchical Partitioning Analysis. Results showed that the presence of bodies of water and lowland environments were the features positively selected, and that there is a certain tolerance to variation in vegetation structure. When associated to mixed-species flocks, habitat selection occurs differently, indicating ecological plasticity by the species. As a conservation strategy it is suggested to guarantee the presence of vegetation in places near bodies of water in management or reintroduction sites, and also focus on the nuclear species of mixed-species flocks and their preferred habitats.

Key words: Microhabitat selection, *Phylloscartes eximius*, conservation, hierarchical partitioning, Atlantic forest

INTRODUÇÃO

As alterações por causas antropogênicas representam as maiores mudanças nos ambientes naturais, ainda que as consequências ecológicas para a maioria das espécies não sejam totalmente compreendidas (Foley *et al.* 2005; Roger *et al.* 2007). O manejo de populações naturais para a conservação de táxons ameaçados geralmente acarreta no manejo de habitats, o que pressupõe entendimento dos requerimentos biológicos da espécie alvo (Garshelis 2000; Sutherland & Green 2004). Os estudos de seleção de habitat têm longa tradição na ornitologia (Jones 2001) e vem ganhando cada vez mais importância, tanto para tentar prever os efeitos das alterações ambientais sobre os táxons (Bibby *et al.* 2000), como para relacionar informações demográficas com informações ambientais (Caughley 1994), gerando, portanto, conhecimento básico para qualquer estratégia de conservação (Sutherland & Green 2004; Rezende 2014). Ainda que o termo “habitat” tenha um significado amplo (veja Hall *et al.* 1997 para uma revisão), a maior parte de estudos desse tipo objetivam entender como a ocorrência das aves está relacionada com elementos da estrutura da vegetação (Cody 1981).

Apesar da importância da paisagem em estudos de seleção de habitat, um grande número de trabalhos atua apenas nessa escala, tendendo a ignorar fatores relacionados ao micro-habitat (Hansbauer *et al.* 2010b). No entanto, em paisagens fragmentadas, as populações podem estar confinadas à locais de baixa qualidade ambiental devido principalmente à restrição de movimentação, estando, dessa maneira, fadadas à extinção (Battin 2004). Esse efeito (conhecido como armadilha ecológica) é menos frequente em habitats contínuos e pouco alterados (Battin 2004; mas veja Purcell & Verner 1998; Misenhelter & Rotenberry 2000). Assim, estudos de seleção de micro-habitat em locais que apresentam bom estado de conservação podem indicar os requerimentos ambientais exatos que são necessários para o estabelecimento das aves, fornecendo, por exemplo, pistas de quais

características devem ser restauradas em áreas degradadas, ou quais locais seriam mais adequados para possíveis reintroduções (Smallwood 2001). Apesar de sua importância para a conservação, esse tipo de conhecimento é inexistente para a maioria das aves, mesmo as ameaçadas de extinção (Sutherland & Green 2004).

Estudos realizados nos neotrópicos envolvendo aves insetívoras florestais de pequeno porte têm revelado que esse grupo é sensível à alterações nos seus micro-habitats causadas pelo efeito do corte seletivo (Aleixo 1999; Bicknell & Peres 2010), conversões de áreas naturais em plantações (Barlow *et al.* 2007), substituição de florestas primárias por secundárias (Stratford & Stouffer 2013) e alterações do micro-habitat causadas pela fragmentação (Willis 1979; Hansbauer *et al.* 2010c). Acredita-se que esses organismos estejam fortemente associados às características da estrutura da vegetação e topografia e, caso elementos chaves estejam ausentes, eles evitarão esses locais (Stratford & Robinson 2005; Stratford & Stouffer 2013).

Dentre as aves insetívoras de pequeno porte, o gênero *Phylloscartes* compreende passeriformes de biologia pouco conhecida da família Tyrannidae (Fitzpatrick 2004; Remsen *et al.* 2014). A maioria de seus representantes é naturalmente rara e apresenta distribuição restrita (Goerck 1997; Clay *et al.* 1998; Fitzpatrick 2004; Ridgely & Tudor 2004). Quatro espécies foram descritas a partir da década de 1980 (Teixeira 1987; Willis & Oniki 1992; Gonzaga & Pacheco 1995; Graves 1998), sendo três endêmicas da Mata Atlântica. E apesar do conhecimento a cerca desses táxons ainda ser incipiente, com apenas um tendo sido alvo de estudos ecológicos mais aprofundados (Gussoni 2014), metade do gênero está em alguma categoria de ameaça ou quase ameaça em nível global (BirdLife 2015). Isso demonstra a urgência para que esforços de conservação sejam empregados.

O barbudinho (*Phylloscartes eximius*) é endêmico da Mata Atlântica (Parker *et al.* 1996), onde forrageia à procura de pequenos insetos no estrato médio da floresta. Os

indivíduos são encontrados principalmente aos pares ou sozinhos, podendo se associar aos bandos mistos. Conforme sugerido por (Stotz 1993), os bandos mistos são associações entre duas ou mais espécies se movendo na mesma direção durante pelo menos cinco minutos sem a concentração de recursos externos. Em aves insetívoras esses grupos são organizados em espécies nucleares (ou líder); espécies regulares, que são frequentemente encontradas nessas associações; e espécies irregulares, que apenas de maneira ocasional participam dos bandos (Munn & Terborgh 1979). As espécies nucleares são importantes em manter a coesão do grupo e possuem como característica mais notável grande frequência na emissão de vocalização, atuando como sentinelas ao alertar a presença de predadores para as demais espécies que as seguem (Munn & Terborgh 1979; Stotz 1993).

Acredita-se que *P. eximius* esteja sob forte declínio populacional, fato que o coloca na categoria de “Quase Ameaça” em nível global (BirdLife 2015), além de estar presente nas listas de espécies ameaçadas de diversos Estados brasileiros (Silveira 2009). Assim como as outras espécies do gênero, muito pouco se sabe sobre como *P. eximius* se relaciona com o ambiente que ocupa. Apesar de possuir uma grande extensão de ocorrência (distribuindo-se do sul de Minas Gerais até o norte do Rio Grande do Sul e por parte do Paraguai e Argentina; capítulo 3), seu ambiente, a Mata Atlântica, foi severamente devastado. Atualmente restam cerca de 12% de sua cobertura vegetal original e suas outrora extensas florestas encontram-se reduzidas a pequenos fragmentos (Ribeiro *et al.* 2009), sendo esse seu principal fator de ameaça (BirdLife 2015). Além da perda e fragmentação de habitat, os remanescentes florestais de Mata Atlântica encontram-se em diferentes estados de conservação, estando a maioria deles em estágio inicial ou intermediário de regeneração e muitos ainda são alvos de diversos tipos de manejo que causam alterações na estrutura da vegetação (Dean 1996; Metzger 2009; Ribeiro *et al.* 2009).

Assim, os objetivos desse capítulo foram (1) analisar se há seleção de algum elemento do micro-habitat pela espécie e (2) constatar se a seleção desses elementos, caso exista, é a mesma quando *P. eximius* está associado aos bandos mistos. Pelo fato de quando em bandos mistos os indivíduos estão utilizando locais que foram, até certo ponto, selecionados pelas aves que atuam como líderes desses bandos, apenas os locais em que a espécie se encontrava sozinha ou em grupos intraespecíficos foram levados em consideração para verificar a seleção de micro-habitat. No entanto, locais onde *P. eximius* forrageava em bandos mistos também foram comparados com locais aleatórios na área de estudo com a finalidade de analisar o uso do habitat pela espécie quando nesse tipo de associação. Pretendeu-se assim entender melhor seus requerimentos ecológicos, gerando conhecimento que possa auxiliar na conservação da espécie e de seus locais de ocorrência.

MATERIAL E MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO E COLETA DOS DADOS

Os estudos de campo foram conduzidos no Parque Estadual da Cantareira (PEC; 23°20'54" - 23°27'17" S, 46°28'35" - 46°42'13" O; figura 1), uma Unidade de Conservação de Proteção Integral que abrange parte de quatro municípios do Estado de São Paulo (Caieiras, Guarulhos, Mairiporã e São Paulo). O PEC possui cerca de 7.900 ha, distribuídos por quatro núcleos de forma a facilitar sua gestão (Águas Claras, Cabuçu, Engordador e Pedra Grande; IF 2009). Com altitudes variando entre 775 e 1.250 m, a vegetação predominante é a Floresta Ombrófila Densa Montana, que se encontra em avançado estágio de regeneração na maior parte da reserva (IF 2009; IBGE 2012). Situado em uma das áreas mais densamente povoadas do planeta, a Região Metropolitana de São Paulo (RMSP), o Parque protege boa parte de uma das maiores florestas urbanas do mundo (IF 2009). Apesar do elevado grau de urbanização no seu entorno, e dos impactos decorrentes da proximidade às

grandes cidades, causados principalmente por grandes obras de infra-estrutura, sua avifauna é muito diversificada. Possui cerca de 250 espécies (Tonetti *et al. in prep.*), sendo que destas 65 são endêmicas e/ou ameaçadas, fazendo com que seja uma área importante para a conservação das aves segundo a BirdLife International (IBA SP03; Bencke *et al.* 2006). Nesse trabalho os núcleos Águas Claras e Pedra Grande foram considerados a mesma área de estudo devido à continuidade de suas trilhas e extensão territorial relativamente menor desses núcleos em relação aos demais, de maneira que três áreas de estudo foram amostradas: Pedra Grande/Águas Claras, Engordador e Cabuçu (figura 1). Para mais informações sobre a área de estudo veja a introdução geral.

Para estimar a densidade da espécie (capítulo 1), 100 pontos fixos foram estabelecidos aleatoriamente dentro de *buffers* de 100 m criados em volta de todas as trilhas disponíveis nos quatro núcleos do parque, que juntas totalizam 30 km de extensão (figura 1). A geração dos *buffers* e o estabelecimento aleatório dos pontos foi feita com auxílio do *software* ArcGIS 10.2. Esse procedimento foi realizado para garantir que os locais de amostragem se situassem de maneira aleatória em relação à distribuição da espécie (Buckland *et al.* 2001) e não ficassem restritos às trilhas (Marques *et al.* 2010), o que enviesaria os resultados. Os pontos eram distantes entre si em, no mínimo, 180 m e em um dia era amostrado um grupo com cerca de sete. Para evitar que os mesmos indivíduos fossem detectados em pontos consecutivos, após uma amostragem o ponto imediatamente mais próximo não era visitado no mesmo dia (Vielliard *et al.* 2010). A sequência de amostragem era determinada previamente de maneira que o deslocamento entre os pontos fixos fosse o mais curto possível, mas, sempre que possível, respeitando o intervalo de distância de um ponto sem visitação entre dois amostrados no mesmo dia. Na amostragem seguinte do mesmo grupo de pontos, a sequência era invertida para que o mesmo local fosse visitado em diferentes horários.

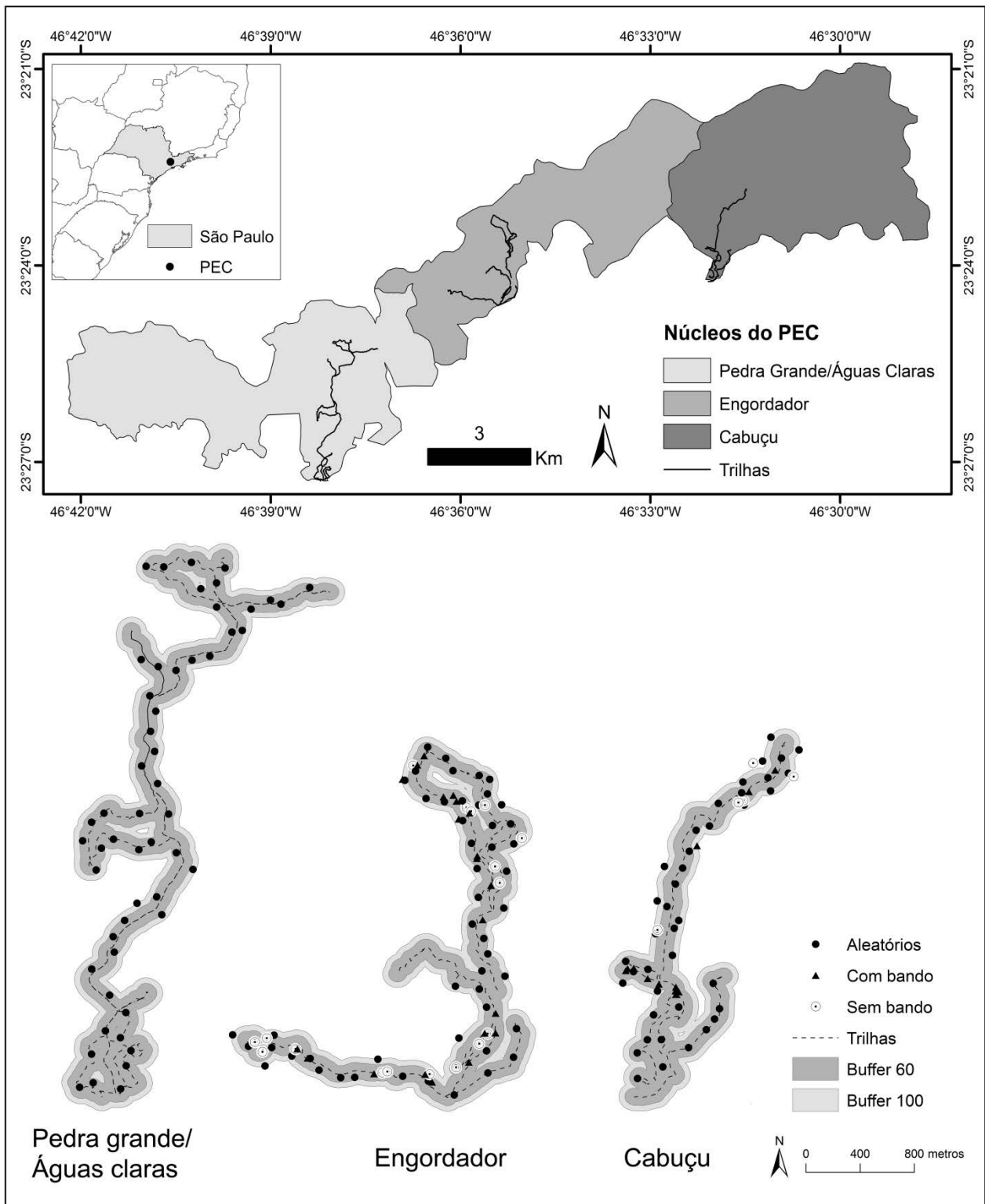


Figura 1. Mapa do Parque Estadual da Cantareira acima e abaixo detalhes das trilhas, *buffers* e locais onde foram estabelecidas as parcelas aleatórias (Aleatórios), onde a espécie estava associada aos bandos mistos (Com bando) e quando os indivíduos se encontravam sozinhos ou aos pares (Sem bando).

As amostragens eram iniciadas ao amanhecer e perduravam em média por 3 horas, período de maior atividade da espécie na área de estudo (observação pessoal). O tempo em cada ponto era de 10 minutos e quando a espécie era detectada o observador se deslocava até o local de onde partia a vocalização e marcava com uma fita de sinalização o local exato onde o(s) indivíduo(s) se encontrava(m), além de tomar as coordenadas geográficas com auxílio de um GPS. Somada as detecções feitas durante as amostragens nos pontos fixos, espécimes detectados durante os deslocamentos pelas trilhas também eram levados em consideração. Os locais eram marcados apenas para os indivíduos que estavam forrageando; detecções de indivíduos em deslocamento foram descartadas. Pelo fato de a espécie ocorrer em baixa densidade na área de estudo (capítulo 1), locais de forrageamento marcados consecutivamente possuíam a distância mínima de 200 m e intervalo de tempo sempre maior que 10 minutos. Isso reduziu o problema da pseudo-replicação e correlação espacial dos pontos (Hurlbert 1984; Griffith 2003).

MICRO-HABITAT

Para verificar se havia seleção de micro-habitat por parte de *P. eximius*, foi empregado o desenho amostral genérico que corresponde ao *Design I* sugerido por Manly et al. (2002). Nesse tipo de desenho amostral os indivíduos não são identificados e correspondem a uma amostra aleatória da população. Os locais onde os animais são detectados são então comparados com locais de ausência da espécie na área de estudo. Porém, afirmar que certo local não é utilizado por determinado organismo pode ser inviável (Gu & Swihart 2004; Mackenzie 2006). Assim, outra abordagem do mesmo tipo de desenho amostral é comparar locais de detecção da espécie com locais aleatórios na área de estudo (Krebs 1998; Manly et al. 2002). Esse segundo tipo de abordagem foi utilizado nesse projeto. Devido ao fato de a vegetação presente em todo o PEC ser do mesmo tipo (Floresta Ombrófila Densa Montana; IF

2009), acredita-se que os ambientes ao longo da área de estudo não variaram de forma suficiente para afetar de maneira significativa a probabilidade de detecção da espécie (Mackenzie 2006). Assim, foi assumido que todos os indivíduos possuíam probabilidade similar de serem detectados.

Foram estabelecidas parcelas circulares com raio de cinco metros ($\sim 78,5 \text{ m}^2$) e com o centro correspondendo aos locais exatos onde os indivíduos eram observados forrageando e também parcelas em pontos aleatórias. As variáveis medidas dentro de cada parcela (tabela 1) foram escolhidas por apresentar potencial relevância biológica para a espécie, e a escolha foi baseada em conhecimentos próprios e em informações disponíveis na literatura (Bibby *et al.* 2000). O DAP (diâmetro à altura do peito) de todas as árvores dentro das parcelas que apresentaram essa medida igual ou superior a 5 cm era medido com uma fita diamétrica e suas respectivas alturas eram estimadas visualmente. Essas variáveis (DAP e altura) são as maiores determinantes na estrutura da vegetação, apresentando grande influência na ocorrência das aves (Cody 1981). As espécies arbóreas não foram identificadas pelo fato de o PEC possuir grande riqueza (394 espécies) e devido à dificuldade em identificá-las (IF 2009). As árvores foram divididas em três classes de tamanho segundo os valores de DAP. As de menor porte, chamadas aqui em diante de árvores de classe I, possuíam DAP entre 5 e 12,5 cm, as de porte intermediário (classe II) apresentavam DAP entre 12,5 e 25 cm e as de maior porte (classe III) apresentavam essa medida acima de 25 cm. A separação em classes de tamanho foi feita para constatar se há seleção de locais com árvores de diferentes portes (Alves 2014; Laurance *et al.* 2000).

A quantidade de lianas em cada parcela foi estimada visualmente e classificada seguindo uma escala que variava de zero a três, com zero correspondendo à ausência total e três aos locais com maior quantidade dessas plantas. Essas quantidades tinham, portanto, caráter comparativo ao longo da área de estudo. A presença desses elementos da vegetação foi

Tabela 1. Valores das variáveis ambientais em parcelas aleatórias e em parcelas onde *P. eximius* estava sozinho ou aos pares (ausente de bando misto) e também quando detectado acompanhando bandos mistos. DAP = diâmetro à altura do peito (cm); I = árvores da classe I; II = árvores da classe II; III = árvores da classe III Altura = altura dos indivíduos (m); Abundância = número de indivíduos; Oclusão do dossel = estimada por um densiômetro esférico côncavo (Jennings *et al.* 1999); Lianas = quantidade desses elementos estimada visualmente; Declividade = declividade das parcelas; Ambiente = tipo de ambiente em que se situavam as parcelas; Altitude = altitude (m); Água = presença (1) ou ausência (0) de corpos d'água em um raio de 30 m do centro da parcela.

Variável	Parcelas aleatórias	Locais sem bando misto	Locais com bando misto
	Média ± Desvio padrão	Média ± Desvio padrão	Média ± Desvio padrão
DAP I	7,462 ± 0,827	8,093 ± 1,354	7,878 ± 0,838
Altura I	6,911 ± 1,359	6,386 ± 1,294	6,498 ± 1,316
Abundância I	8,949 ± 4,033	7,142 ± 4,198	7,212 ± 2,825
DAP II	16,59 ± 13,87	17,788 ± 2,317	17,657 ± 2,211
Altura II	11,783 ± 4,056	11,085 ± 2,533	11,037 ± 2,112
Abundância II	3,159 ± 2,033	2,952 ± 1,961	3,151 ± 1,716
DAP III	27,002 ± 17,336	35,426 ± 17,457	28,219 ± 15,468
Altura III	14,805 ± 9,881	15,055 ± 7,654	13,898 ± 7,829
Abundância III	1,131 ± 1,073	1,333 ± 0,856	1,181 ± 0,882
Oclusão do dossel	6,549 ± 2,729	6,895 ± 2,021	7,569 ± 2,699
Lianas	1,474 ± 1,217	2,095 ± 1,135	1,818 ± 1,157
Declividade	1,604 ± 0,718	1,238 ± 0,436	1,424 ± 0,708
Ambiente	2,086 ± 0,696	1,285 ± 0,56	1,454 ± 0,665
Altitude	915 ± 91	882 ± 32	858 ± 48
Água	0,064 ± 0,246	0,571 ± 0,507	0,272 ± 0,452

estimada por criarem micro-ambientes que influenciam a disponibilidade de insetos, podendo, conseqüentemente, afetar a abundância de certas espécies de aves (Cestari & Pizo 2008). No centro da parcela, a oclusão do dossel (*i.e.* proporção do céu coberta por vegetação visto por um único ponto [Jennings *et al.* 1999]) foi medida com auxílio de um densiômetro esférico côncavo. Essa medida foi tomada por estar relacionada com a incidência de luz solar que penetra no sub-bosque (Jennings *et al.* 1999) e afeta a produtividade de plantas que por sua vez influencia a abundância de insetos, podendo favorecer aves insetívoras (Banks-Leite & Cintra 2008).

A declividade dos locais onde se situavam as parcelas foi estimada de maneira categórica e seguia a escala de um a três, com um correspondendo aos locais planos, ou quase planos, e três aos locais mais íngremes. O tipo de ambiente foi categorizado e representado da seguinte maneira: 1 – correspondia às baixadas, entre morros; 2 – aos locais situados nas encostas e 3 – topos de morros. A altitude de cada parcela foi obtida por meio do modelo digital de elevação gerado pelos dados obtidos do SRTM (*Shuttle Radar Topography Mission*) e disponível para *download* no site do projeto Topodata, do Instituto Nacional de Pesquisa Espaciais (INPE; Valeriano 2015). Os dados foram extraídos do modelo em um ambiente de Sistema de Informação Geográfica (SIG), com auxílio do *software* ArcGIS 10.2. Todas essas medidas de relevo foram tomadas por estarem diretamente relacionadas com propriedades do solo, afetando a estrutura e comunidade de plantas, podendo influenciar a ocorrência das aves (Cintra & Cancelli 2008). A presença ou ausência de corpos d'água (riachos e/ou pequenos lagos) num raio de 30 m do centro das parcelas era anotada. Os locais mais próximos a corpos d'água apresentam maior umidade e possuem maior abundância de artrópodes, podendo ser preferidos pelas espécies que se alimentam de insetos (Develey & Peres 2000).

ANÁLISE DOS DADOS

Para testar a multicolinearidade (*i.e.* variáveis correlacionadas entre si) foi construída uma matriz de auto-correlação no *software* R com auxílio do pacote *stats* (R-Core-Team 2015a) onde se retirou as variáveis com coeficiente de correlação de Pearson maior que 0,65 em módulo (Zuur *et al.* 2010). Ainda para evitar o problema da multicolinearidade foi calculado o fator de inflação da variância (*Variance Inflation Factor*; VIF) com todas as variáveis, e as que apresentaram VIF maior que o limiar de três foram descartadas (Zuur *et al.* 2010). O VIF foi calculado com auxílio do *software* R (R-Core-Team 2015b) e o código utilizado foi retirado do material complementar disponibilizado por Zuur *et al.* (2010).

Modelos lineares generalizados (*Generalized Linear Models*; GLM) com a função de ligação *logit* e distribuição binomial foram utilizados para modelar a probabilidade de determinada parcela ser ocupada pela espécie (representada pelo número 1) ou ser uma parcela aleatória (0). A seleção das variáveis foi feita por meio do procedimento de seleção tipo *stepwise*, seguindo o critério de informação de Akaike (AIC). Para levar em consideração a auto-correlação espacial das parcelas, foram incluídos nos modelos um termo espacial utilizando um polinômio de terceiro grau das coordenadas geográficas em UTM (Borcard *et al.* 2011; Alves 2014).

Apesar dos GLM serem muito utilizados na biologia da conservação para modelar a ocorrência de espécies ameaçadas em função de características do ambiente, esse método, assim como todos os outros tipos de regressão, é muito sensível aos efeitos da multicolinearidade dos dados, mesmo quando esses passam por algum tipo de tratamento para reduzir o problema. Uma das soluções para evitar resultados espúrios gerados pelos GLM é utilizar análises de partição hierárquica (PH), que fornecem a contribuição de cada variável resposta para os resultados observados quando estas se encontram de duas maneiras: independente das demais (I) e junta com todas as variáveis utilizadas (J). As variáveis com

maiores valores de contribuição independente em porcentagem (I%) são mais prováveis de estarem determinando a ocorrência da espécie e possuem, portanto, maior relevância (Chevan & Sutherland 1991; Mac-Nally 2000;2002). Quando as variáveis mais importantes segundo a seleção de modelos pelo procedimento de seleção tipo *stepwise* não estão de acordo com as variáveis selecionadas pela PH, os resultados da seleção *stepwise* devem ser revistos e deve-se selecionar as variáveis apontadas pela PH (Mac-Nally 2000; Brambilla *et al.* 2006).

Dada sua utilidade em complementar as análises de regressão e pelo desenvolvimento de *softwares* livres com grande capacidade de processamento de dados, seu uso experimentou um grande aumento nos últimos anos em estudos que resultam em tomadas de decisões para ações de conservação (Olea *et al.* 2010). O pacote “*hier.part*” (Walsh & Mac Nally 2013) foi utilizado no *software* R (R-Core-Team 2015b) para as análises de PH com as variáveis selecionadas pelos GLM, incluindo o termo espacial, utilizando regressão logística e os valores da estatística G baseado nos valores de *log likelihood* para diagnosticar o ajuste dos modelos. A significância da contribuição independente de cada variável foi avaliada por testes de randomizações, com 999 réplicas (Mac-Nally 2002).

As análises foram feitas separadamente para os locais onde os indivíduos foram encontrados forrageando sozinhos ou aos pares e para os locais onde estavam forrageando seguindo bandos mistos. Pelo fato de na área de estudo Pedra Grande/Águas Claras não ter sido estabelecida nenhuma parcela com a presença da espécie (figura 1; veja em resultados) devido sua raridade nessa área de estudo (capítulo 1), foram realizadas dois tipos de análises: excluindo as parcelas aleatórias medidas na região Pedra Grande e incluindo as parcelas aleatórias das três áreas, uma vez que a área Pedra Grande/Águas Claras podia não ser informativa. Os resultados das duas análises foram então comparados com a intenção de verificar se havia diferenças nas características de micro-habitat selecionadas.

RESULTADOS

Um total de 199 parcelas foi amostrado (figura 1), sendo 145 aleatórias e o restante (54) correspondente aos locais onde os indivíduos foram detectados forrageando sozinho (8), aos pares (13), ou seguindo bandos mistos (33). Dentre as parcelas aleatórias, 100 corresponderam aos mesmos locais dos pontos fixos (sorteados aleatoriamente dentro de *buffers* de 100 m ao longo de todas as trilhas do PEC) e 45 foram sorteadas aleatoriamente dentro de *buffers* de 60 m ao longo de todas as trilhas (figura 1). Essas últimas foram estabelecidas com a intenção de caracterizar melhor a vegetação do PEC nas áreas mais próximas às trilhas, amostradas mais intensamente durante o deslocamento entre os pontos. O valor de 60 m foi determinado por ter sido o valor da distância efetivamente amostrada da espécie segundo as curvas de detecção geradas no *software* DISTANCE 6.2 (capítulo 1; Buckland *et al.* 2001; Thomas *et al.* 2010).

O coeficiente de correlação de Pearson apresentou valor em módulo maior que 0,65 entre o DAP e altura das árvores da classe II e III quando *P. eximius* não estava associado aos bandos mistos, e entre o DAP e altura das árvores da classe III quando a espécie se encontrava nesse tipo de associação. Dessa maneira, apenas as medidas de DAP das árvores dessas classes (II e III) e nos tipos de associações em que as mesmas se mostraram relacionadas com a altura (II e III com *P. eximius* não associados aos bandos mistos e III quando associado) foram retiradas das análises. Após o descarte dessas medidas de DAP, foi calculado o fator de inflação da variância (VIF) e nenhuma variável foi retirada nessa segunda etapa em ambas as situações (associado ou não aos bandos mistos), pois não apresentaram valor maior que três (Zuur *et al.* 2010). A PH deve ser aplicada com cautela quando mais de nove variáveis são utilizadas, pois, nessa situação, os resultados podem apresentar inconsistências (Olea *et al.* 2010). Entretanto, em ambas as análises (associações ou não associações em bandos mistos),

Tabela 2. Resultados finais dos GLM com seleção tipo *stepwise* e da PH. E = estimativa; E.P. = erro padrão; I = contribuição independente; J = contribuição em conjunto; **I%** contribuição total em porcentagem; Z = valor do Z para o teste de PH usando 999 randomizações, $p < 0,05$; I = árvores da classe I; II = árvores da classe II; DAP = diâmetro à altura do peito; Altura = altura dos indivíduos arbóreos; Abundância = número de árvores por parcela; Ambiente = tipo de ambiente; Água = presença de corpos d'água em um raio de 30 m do centro da parcela; Altitude = altitude em relação ao nível do mar da parcela.

	Não associado aos bandos mistos						Associado aos bandos mistos					
	Regressão Stepwise		Partição hierárquica (PH)				Regressão Stepwise		Partição hierárquica (PH)			
	E	E.P.	I	J	I%	Z	E	E.P.	I	J	I%	Z
Intercepto	-7,13	3,77	–	–	–	–	1,79	4,64	–	–	–	–
Termo espacial	3,57	1,96	2,04	0,26	7,6	2,18	7,69	2,16	5,62	-1,53	16,3	7,84
DAP I	0,35	0,13	4,24	-0,44	15,9	4,99	0,45	0,13	5,22	-1,92	15,1	6,52
Altura I	-0,64	0,28	2,14	-0,72	8	2,08	-0,4	0,2	1,55	-0,28	4,5	1,57
Abundância I	–	–	–	–	–	–	-0,17	0,06	3,07	-0,16	8,9	3,8
DAP II	–	–	–	–	–	–	0,08	0,03	2,26	-1,17	6,6	2,53
Altura II	0,16	0,11	0,44	-0,15	1,7	-0,09	–	–	–	–	–	–
Altura III	–	–	–	–	–	–	0,09	0,03	1,04	-0,91	3	0,66
Ambiente	-1,41	0,56	7,97	4,59	29,8	8,69	-1,58	0,44	9,27	-1,53	26,9	11,16
Água	2,42	0,73	9,91	4,61	37	11,5	–	–	–	–	–	–
Altitude	–	–	–	–	–	–	-0,01	0,005	6,3	0,29	18,6	7,93
Desvio padrão nulo	124,4 em 159 graus de liberdade						168,1 em 171 graus de liberdade					
Desvio padrão residual	77,8 em 153 graus de liberdade						99,2 em 163 graus de liberdade					

menos que nove foram selecionadas pelos GLM, e a importância de todas foi confirmada pela PH (tabela 4).

Quando sozinho ou aos pares, as características ambientais que influenciaram na ocorrência da espécie foram a presença de corpos d'água (37% de importância individual), tipo de ambiente (29,8%), DAP das árvores da classe I (15,9%), altura das árvores da classe I (8%) e altura das árvores da classe II (1,7%). As variáveis presença de corpos d'água e tipo de ambiente, que apresentaram maiores importâncias individuais, estavam positivamente e negativamente relacionadas com a ocorrência de *P. eximius* respectivamente (tabela 2 e figura 2), indicando, portanto, que a espécie seleciona locais mais úmidos e em ambientes de baixada, entre os morros.

Os bandos mistos em que *P. eximius* estava presente selecionaram o tipo de ambiente (26,9% de importância individual), altitude (18,6%), DAP das árvores de classe I (15,1%), abundância das árvores de classe I (8,9%), DAP das árvores de classe II (6,6%), altura das árvores de classe I (4,5%), altura das árvores de classe III (3%). O tipo de ambiente também se encontrava negativamente relacionado com a ocorrência da espécie nesse tipo de associação (figura 3). A presença de corpos d'água, que apresentou maior importância individual nas situações em que a espécie não estava associada aos bandos mistos, não influenciou a ocorrência dos bandos mistos segundo os modelos. A importância de todas as variáveis apontadas pelos GLM foi confirmada pelas análises de PH e os resultados de ambas as análises podem ser vistos na tabela 2.

Os resultados obtidos nas análises em que as parcelas aleatórias da área Pedra Grande/Águas Claras foram excluídas não mostraram grandes diferenças em relação em às análises com as parcelas aleatórias amostradas nas três áreas, de modo que as características de micro-habitat mais importantes para a ocorrência de *P. eximius* e dos bandos mistos foram apontadas por ambas. Na área Pedra Grande/Águas Claras foram medidas 53 parcelas

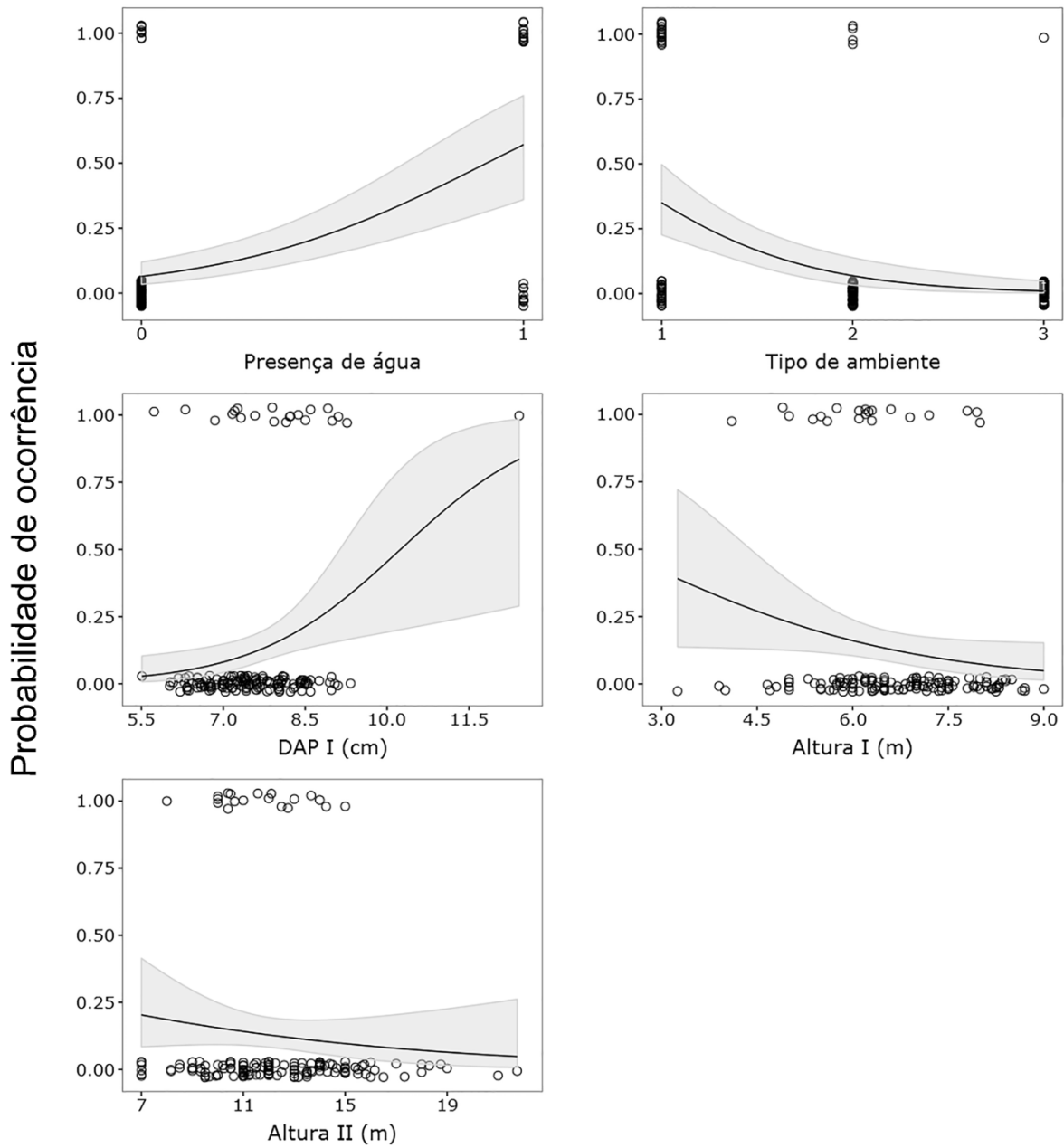


Figura 2. Relação entre a ocorrência de *Phylloscartes eximius* quando não-associado aos bandos e as variáveis ambientais que determinaram sua ocorrência segundo os modelos. Os círculos representam os locais de presença da espécie (acima nos gráficos) e os locais aleatórios na área de estudo (abaixo). A linha de regressão está representada pelos intervalos de confiança (95%) em cinza.

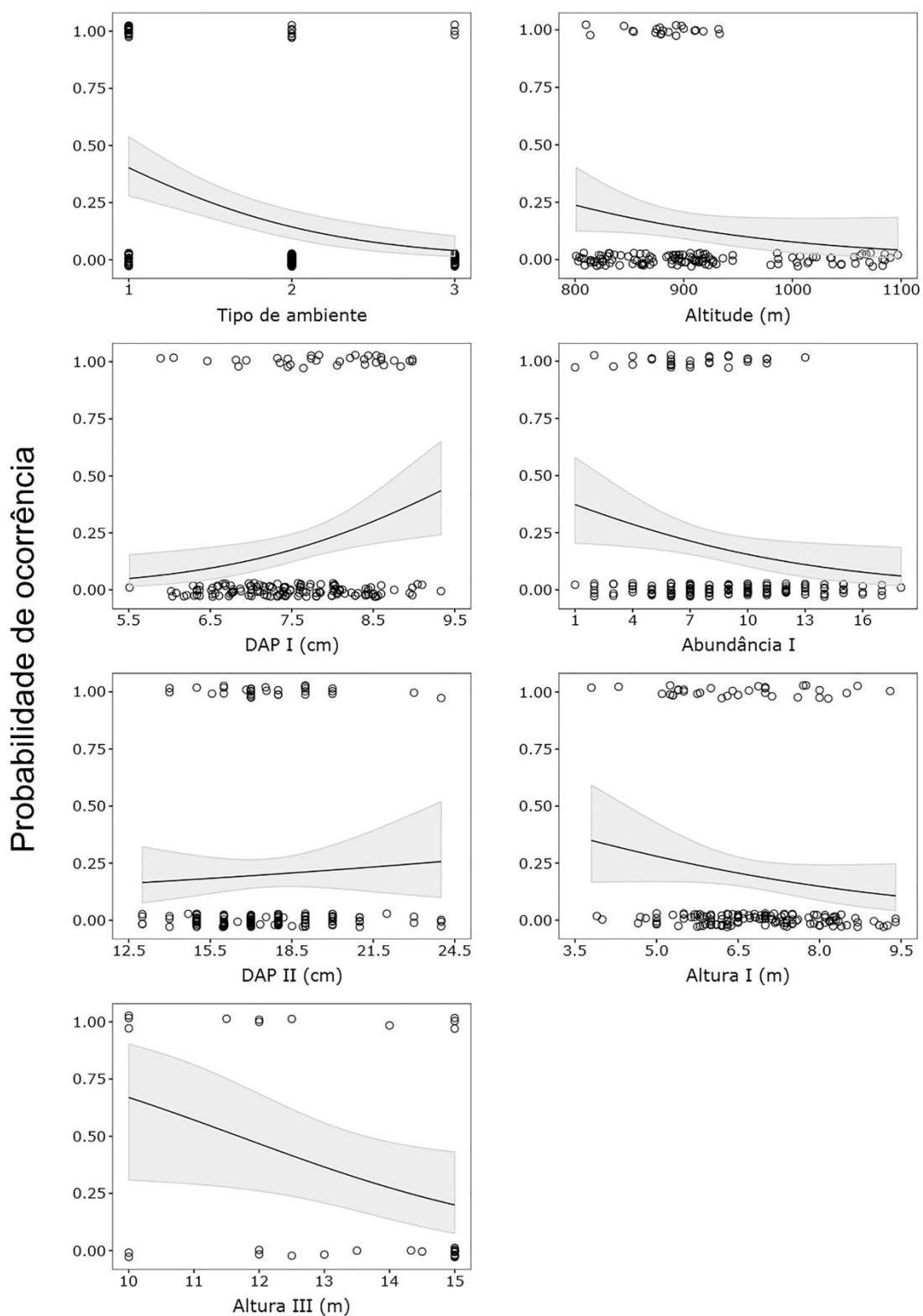


Figura 3. Relação entre a ocorrência de *Phylloscartes eximius* quando associado aos bandos e as variáveis ambientais que determinaram sua ocorrência segundo os modelos. Os círculos representam os locais de presença da espécie (acima nos gráficos) e os locais aleatórios na área de estudo (abaixo). A linha de regressão está representada pelos intervalos de confiança (95%) em cinza.

aleatórias. Apesar de dois indivíduos em um bando misto terem sido registrados nessa área, isso ocorreu durante a amostragem de um ponto fixo (capítulo 1) e nenhuma marcação foi feita por ter sido empregada a técnica de *playback* logo após a detecção. Isso causou deslocamento dessas aves em direção ao observador, motivo pelo qual a distância foi estimada por meio da vocalização antes da reprodução da vocalização por meio de equipamento sonoro. No entanto, esse registro pôde confirmar que essa área de estudo estava disponível para a espécie, permitindo que suas parcelas aleatórias fossem utilizadas nas análises (Krebs 1998; Manly *et al.* 2002).

DISCUSSÃO

SELEÇÃO DE MICRO-HABITAT

Nesse capítulo é apresentado o primeiro estudo de seleção de habitat por uma espécie de *Phylloscartes*. As demais informações disponíveis para o gênero vêm de observações casuais, sem que algum estudo fosse realizado de maneira sistemática até então. Os GLM se apresentaram como uma boa metodologia para os objetivos, com as análises de PH confirmando a significância de todas as variáveis apontadas.

As análises apontaram que *P. eximius* seleciona locais onde há corpos d'água, corroborando o que foi observado em campo em outro local onde a espécie foi registrada, um fragmento florestal no município de Caxambu, Minas Gerais (observação pessoal), e em outro local na Serra da Cantareira, mas fora dos limites do parque (Cavarzere *in litt.*). Apesar de ter selecionado locais próximos a corpos d'água de maneira tão contundente quando sozinha ou aos pares, a espécie não pode ser considerada exclusiva desses ambientes, pois quando presente em bandos mistos a variável não foi apontada pelos modelos (tabela 4).

A seleção de locais próximos a corpos d'água por parte da espécie não tinha sido relatada na literatura até então. Em outras espécies do gênero esse tipo de preferência já foi

citada, como em *P. paulista*. Essa espécie é frequentemente encontrada em bandos mistos, inclusive em bandos onde *P. eximius* também está associado, e sua preferência por ambientes próximos a corpos d'água foi relatada por meio de observações casuais (Bodrati & Cockle 2006; Collar 1992). No entanto, essas informações devem ser interpretadas com cautela por serem provenientes de observações casuais e também pelo fato de que *P. eximius* pode, na verdade pertencer a um gênero distinto que *P. paulista*, o gênero *Pogonotriccus* (ver introdução geral; Fitzpatrick 2004).

Em ambas as situações, presença ou não em bandos mistos, o tipo de ambiente apresentou grande importância para sua ocorrência e indicou que os locais de baixada eram preferidos. Apesar dessa variável não ter se mostrado correlacionada com nenhuma outra durante a análise exploratória inicial, e apesar do uso da PH para evitar problemas desse tipo, acredita-se que isso pode ter sido observado pelo fato de ambientes de baixada estar relacionada com a presença de corpos d'água. Nem todos os ambientes de baixada, que estão entre os morros, possuem corpos d'água, mas em poucas situações (*e.g.* cachoeiras e riachos com grande correnteza) a presença de corpos d'água pôde ser notada em locais de encosta ou topos de morro.

Em relação à estrutura da vegetação, alguns autores (Fontana & Bencke 2003; Fitzpatrick 2004; Esquivel *et al.* 2007) notaram, por meio de observações ocasionais, que *P. eximius* ocupa tanto florestas maduras quanto áreas degradadas e locais próximos a clareiras e bordas. Outros autores (Lowen 1996; Ridgely & Tudor 2004; Smith *et al.* 2006; Esquivel *et al.* 2007) sugerem uma possível preferência por locais mais abertos e com árvores mais baixas ou próximos a bordas. Almeida (1979) relata ainda sua presença dentro de uma área de plantação de *Pinus* sp de cerca de 13.500 ha. Porém esses indivíduos estavam em um pequeno trecho (2,26 ha) de vegetação nativa dentro da plantação. Segundo esses autores, é possível concluir, portanto, que *P. eximius* apresenta tolerância a locais alterados e que matriz de

monocultura silvicultural apresenta certa permeabilidade para a espécie. Em contrapartida, Silveira (2009) afirma que a espécie habita florestas primárias ou em avançado estágio de regeneração.

Os resultados encontrados nesse trabalho indicam relação positiva entre o DAP das árvores da classe I e negativa com a altura dessas mesmas árvores. As árvores da classe I se encontravam nos estratos mais baixos da floresta, e suas alturas menores e com maiores DAPs podem indicar locais mais alterados, onde a incidência de luz é maior (Bibby *et al.* 2000). Apesar disso, foi encontrada uma relação positiva, apesar de não muito forte (1,7% de influência individual), entre a presença da espécie e a altura das árvores de porte intermediário (classe II), uma característica de locais de floresta mais madura (Bibby *et al.* 2000). A ausência de seleção pelos demais elementos da vegetação (altura das árvores da classe III, presença de lianas e oclusão do dossel) sugere que *P. eximius* possui certa tolerância em relação à estrutura da florestal, ocorrendo em locais com diferentes graus de oclusão de dossel, quantidade de lianas e que possuem árvores de diversos tamanhos e com abundância variável.

Apesar de os resultados não demonstrarem que a espécie seja exclusiva de florestas maduras, a área de estudo onde foi realizado o presente trabalho é, na verdade, um mosaico com trechos de florestas bem preservadas entremeadas por locais alterados e de vegetação de menor porte (observação pessoal). Portanto, não é possível afirmar se áreas inteiramente formadas por vegetações secundárias em estágio inicial, ou até mesmo intermediário de regeneração podem manter populações viáveis por longos períodos de tempo. É necessário investigar como ocorre a interação da espécie com ambientes em contínuos florestais em escalas mais amplas que o micro-habitat. Estudos de seleção de habitat utilizando imagens de satélite podem se mostrar úteis no sentido de relacionar a presença e quantidade de trechos de floresta madura na área de estudo com a ocorrência da espécie (Wang *et al.* 2010). Uma

técnica de sensoriamento remoto (LIDAR – *light detection and ranging*) tem se mostrado especialmente útil na medição de variáveis de estrutura de vegetação e quantidade de biomassa em estudos de seleção de habitat por aves em ambientes florestais (Goetz *et al.* 2007).

BANDOS MISTOS

A associação em grupos inter-específicos ocorre em diferentes vertebrados, principalmente aves e mamíferos, e acredita-se que as principais vantagens para os indivíduos presentes nesses grupos sejam o aumento na capacidade de encontrar recursos e proteção contra predadores (Terborgh 1990). O comportamento de forragear sozinho ou aos pares podendo acompanhar bandos mistos em determinadas ocasiões é relatado para todas as espécies que formam o grupo dentro de *Phylloscartes* reconhecido por alguns autores como gênero *Pogonotriccus*, incluindo a estudada nesse trabalho (ver introdução geral; Fitzpatrick 2004). E a associação em bandos mistos na região da Mata Atlântica de outros *Phylloscartes* que não são consideradas como pertencentes ao gênero *Pogonotriccus*, segundo os autores que adotam essa classificação, é conhecida há muito tempo (David 1946).

Diferente de regiões temperadas, onde as aves insetívoras se associam aos bandos mistos apenas durante o inverno (Thiollay 1988), nas regiões tropicais esses bandos persistem durante todo o ano, apesar de sua composição poder variar ao longo das estações devido à disponibilidade desse recurso alimentar (Develey & Peres 2000). Na área de estudo, *P. eximius* pôde ser observado nos bandos mistos durante todo período de amostragem (maio a dezembro) e, apesar de algumas informações na literatura afirmarem que é membro infrequente de bandos mistos (Develey & Endrigo 2004; Silveira 2009), a maioria das detecções (61,11%) ocorreu quando presente nesses grupos.

Conforme era esperado, a seleção de habitat por parte de *P. eximius* diferiu da seleção dos bandos mistos onde a espécie se encontrava, e acredita-se que isso tenha ocorrido principalmente pelo fato de a espécie apenas acompanhar esse tipo de associação, não desempenhando papel de espécie nuclear (observação pessoal; Stotz 1993; Develey & Endrigo 2004; Silveira 2009). Algumas aves detectadas nos bandos mistos em que *P. eximius* estava associado no PEC e que são consideradas como nucleares na região da Mata Atlântica, responsáveis, portanto, em manter a coesão do grupo, foram o limpa-folha-de-testa-baia (*Philydor rufum*), pula-pula (*Basileuterus culicivorus*), tiê-de-topete (*Trichothraupis melanops*), e tiê-do-mato-grosso (*Habia rubica*; Develey & Peres 2000; Maldonado-Coelho & Marini 2000;2003;2004a). O fato de os bandos mistos terem selecionado mais variáveis (7, veja as variáveis na tabela 2) que *P. eximius* sozinho ou em grupos intraespecíficos (5) sugere maior especialização desses grupos. Além disso, algumas características selecionadas em um tipo de associação não foram selecionadas quando em outro tipo, indicando plasticidade ecológica por parte de *P. eximius*.

CONSERVAÇÃO

A importância da vegetação nas margens de rios para passeriformes insetívoros da Mata Atlântica já foi relatada por Anjos *et al.* (2007) em uma Unidade de Conservação (Parque Estadual Mata dos Godoy) onde *P. eximius* também ocorre (capítulo 3). Somado a isso, diversas aves ameaçadas dependem da vegetação existente nas margens de corpos d'água (Develey & Pongiluppi 2010; Metzger 2010). Apesar da importância desses ambientes para a conservação da biodiversidade ser reconhecida, mudanças recentes na legislação ambiental brasileira (Lei Federal nº 12.651, de 25/05/2012), exigem que a faixa mínima obrigatória de vegetação que os donos de propriedades de pequeno porte devem manter na beira de corpos d'água é de apenas cinco metros. Esse trabalho não avaliou a largura

necessária nas margens de corpos d'água para manter populações viáveis de *P. eximius*, no entanto, um estudo realizado com as aves da Mata Atlântica paulista indicou que a largura mínima dos corredores florestais necessária para abrigar uma comunidade de aves semelhante a áreas de contínuos florestais é de 100 m (Candia-Gallardo 2010). Assim, acredita-se que essa faixa mínima de vegetação (cinco metros) exigida pela legislação nas propriedades pequenas, que são maioria na Mata Atlântica (IR 2009), é insuficiente para a manutenção de populações viáveis de *P. eximius*.

Apesar de serem escassos na ornitologia (Martín *et al.* 2010), estudos que visam entender como os recursos são selecionados pelas espécies quando estas se encontram associadas a bandos inter e intraespecíficos são importantes para conhecer os requerimentos ecológicos em diferentes situações. Efeitos positivos da seleção de habitat diferenciada quando em bandos mistos já foi relatada para aves na escolha dos locais de forrageamento (Martín *et al.* 2010) e de nidificação (Slagsvold 1980). Estudos realizados em paisagens fragmentadas da Mata Atlântica na região do Estado de Minas Gerais (Maldonado-Coelho & Marini 2000;2003;2004b), uma das regiões de distribuição potencial de *P. eximius* (capítulo 3), indicam que o tamanho, forma e estágio sucessional dos fragmentos podem influenciar na composição e coesão dos bandos interespecíficos de passeriformes insetívoros. Quanto menor o tamanho do fragmento e mais inicial o estágio de regeneração florestal, menor o número de espécies e mais instáveis são as associações. Esses estudos sugerem que os planos de conservação devem focar também nas espécies nucleares e seus habitats preferidos.

Como estratégia de conservação, sugere-se que os corpos d'água nos locais de ocorrência da espécie sejam preservados, assim como a vegetação em suas margens, e em situações de possível manejo ou re-introdução, que a presença desses elementos seja verificada assim como sua qualidade. Apesar de as variáveis medidas nesse estudo terem sido aquelas em que se supõe afetar a ocorrência da espécie, em estudos futuros outras variáveis, e

de mais difícil medição, podem revelar relações importantes, como a disponibilidade de insetos nos locais de amostragem (Develey & Peres 2000). Uma vez que *P. eximius* ocorre em diferentes fitofisionomias, (e.g. Floresta Ombrófila Densa, Mista e Mata Estacional) não é recomendado que os resultados aqui encontrados sejam extrapolados para locais em que a vegetação difira grandemente da vegetação do PEC (Floresta Ombrófila Densa) e sugere-se que trabalhos desse tipo sejam realizados nesses outros biomas.

Por fim, apesar da importância de estudos de seleção de micro-habitat (Smallwood 2001), sabe-se que conservação das aves depende sobretudo do manejo da paisagem, uma vez que essa escala influencia na dinâmica de meta-populações (Opdam *et al.* 1995). Para exemplificar como a espécie pode interagir com o ambiente de maneira diferenciada dependendo da paisagem, Fontana & Bencke (2003) relatam que, ao sul de sua distribuição, no Estado do Rio Grande do Sul, a espécie só é encontrada em remanescentes florestais de grande porte (> 700 ha). Porém, em outras regiões mais ao norte, como no sul do Estado de Minas Gerais, *P. eximius* ocupa fragmentos menores (observação pessoal; capítulo 3). Assim, estudos que associem métricas da paisagem com informações de micro-habitat são necessários para entender como *P. eximius* seleciona o habitat em diferentes escalas para que diferentes tipos de manejos possam ser empregados. Estudos desse tipo já realizados com passeriformes na Mata Atlântica (Hansbauer *et al.* 2010a; Hansbauer *et al.* 2010c), demonstraram que essas duas escalas podem estar de certa maneira ligadas, o que traz consequências para ações de conservação.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALEIXO, A. 1999. Effects of Selective Logging on a Bird Community in the Brazilian Atlantic Forest. *The Condor*, 101:537-548.
- ALMEIDA, A. F. 1979. Influência do Tipo de Vegetação nas Populações de Aves em uma Floresta Implantada de Pinnus spp, na Região de Agudos, SP. *IPEF*(18):59-77.
- ALVES, F. 2014. *Densidade populacional e seleção de habitat pelo mutum-dosudeste Crax blumenbachii na Reserva Natural Vale, Linhares, Espírito Santo*. (Dissertação de Mestrado), Universidade de São Paulo, São Paulo.
- ANJOS, L. D.;VOLPATO, G. H.;LOPES, E. V.;SERAFINI, P. P.;POLETO, F. & ALEIXO, A. 2007. The importance of riparian forest for the maintenance of bird species richness in an Atlantic Forest remnant,southern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 24(4):1078-1086.
- BANKS-LEITE, C. & CINTRA, R. 2008. The Heterogeneity of Amazonian Treefall Gaps and Bird Community Composition. *Ecotropica*, 14:1-12.
- BARLOW, J.;MESTRE, L. A. M.;GARDNER, T. A. & PERES, C. A. 2007. The value of primary, secondary and plantations forests for Amazonian birds. *Biological Conservation*, 136:212-231.
- BATTIN, J. 2004. When Good Animals Love Bad Habitats: Ecological Traps and the Conservation of Animal Populations. *Conservation Biology*, 18(6):1482-1491.
- BIBBY, C.;MARSDEN, S. & FIELDING, A. H. 2000. Bird-Habitat Studies. In: Bibby, C.;Jones, J. & Marsden, S. (Eds.), *Expedition Field Techniques: Bird Surveys* (pp. 137). Cambridge: BirdLife International.
- BICKNELL, J. & PERES, C. A. 2010. Vertebrate population responses to reduced-impact logging in a neotropical forest. *Forest Ecology and Management*, 259:2267-2275.
- BIRDLIFE. 2015. IUCN Red List for Birds. BirdLife International Acessado em 13/05/2015. Disponível em: <http://www.birdlife.org>.
- BODRATI, A. & COCKLE, K. 2006. Habitat, Distribution, and Conservation of Atlantic Forest Birds in Argentina: Notes on Nine Rare or Threatened Species. *Ornitologia Neotropical*, 17:243-258.
- BORCARD, D.;GILLET, F. & LEGENDRE, P. 2011. *Numerical Ecology With R*. New York: Springer.
- BRAMBILLA, M.;RUBOLINI, D. & GUIDALI, F. 2006. Factors affecting breeding habitat selection in a cliff-nesting peregrine *Falco peregrinus* population. *Journal of Ornithology*, 147:428-436.
- BUCKLAND, S. T.;ANDERSON, D. R.;BURNHAM, K. P.;LAAKE, J. L.;BORCHERS, D. L. & THOMAS, L. 2001. *Introduction to Distance Sampling: Estimating abundance of biological populations*. Oxford: Oxford University Press.
- CANDIA-GALLARDO, C. 2010. *O valor de corredores florestais para a conservação de aves em paisagens fragmentadas*. (Dissertação de Mestrado), Universidade de São Paulo, São Paulo.

- CAUGHLEY, G. 1994. Directions in conservation biology. *Journal of Animal Ecology*, 63:215-244.
- CESTARI, C. & PIZO, M. A. 2008. Utilization of epiphytes by birds in a Brazilian Atlantic Forest. *Ornitologia Neotropical*, 19(1):97-107.
- CHEVAN, A. & SUTHERLAND, M. 1991. Hierarchical Partitioning. *The American Statistician*, 45(2):90-97.
- CINTRA, R. & CANCELLI, J. 2008. Effects of forest heterogeneity on occurrence and abundance of the scale-backed bird, *Hylophylax poecillinotus* (Aves: Thamnophilidae), in the Amazon Forest. *Revista Brasileira de Zoologia*, 24(4):630-640.
- CLAY, R. P.; TOBIAS, J. A.; LOWEN, J. C. & BEADLE, D. 1998. Field identification of *Phylloscartes* and *Phyllomyias* tyrannulets in the Atlantic forest region. *Cotinga*, 10:82-95.
- CODY, M. L. 1981. Hbaitat Selection in Birds: The Role of Vegetation Structure, Competitors and Productivity *BioScience*, 31(2):107-114.
- COLLAR, N. J. 1992. *Threatened Birds of the Americas: The ICBP/IUCN Red Data Book* (Vol. 2): Smithsonian Institution Press.
- DAVID, E. D. 1946. A Seasonal Analysis of Mixed Flocks of Birds in Brazil. *Ecology*, 27(2):168-181.
- DEAN, W. 1996. *A ferro e fogo: a história de devastação da Mata Atlântica brasileira*. São Paulo: Companhia das letras.
- DEVELEY, P. F. & ENDRIGO, E. 2004. *Aves da Grande São Paulo: Guia de Campo*. São Paulo: Aves & Fotos Editora.
- DEVELEY, P. F. & PERES, C. A. 2000. Resource seasonability and the structure of mixed species bird flocks in a costal Atlantic forest of southeastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, 16:33-53.
- DEVELEY, P. F. & PONGILUPPI, T. 2010. Impactos potenciais na avifauna decorrentes das alterações propostas para o Código Florestal Brasileiro. *Biota Neotropica*, 10(4):43-46.
- ESQUIVEL, A.; VELÁZQUEZ, M. C.; BODRATI, A.; FRAGA, R.; DEL CASTILHO, H.; KLAVINS, J.; CLAY, R. P.; MADROÑO, A. & PERIS, S. J. 2007. Status of the avifauna of San Rafael National Park, one of the last large fragments of Atlantic Forest in Paraguay. *Bird Conservation International*, 17:301-317.
- FITZPATRICK, J. W. 2004. Family Tyrannidae (Tyrant-flycatchers), . In: del Hoyo, J.; Elliot, A. & A., C. D. (Eds.), *Handbook of the Birds of the World* (Vol. 9, Cotingas to Pipits and Wagtails). Barcelona: Lynx Edicions.
- FOLEY, J. A.; DEFRIES, R.; ASNER, G. P.; BARFORD, C.; BONAN, G.; CARPENTER, S. R.; CHAPIN, F. S.; COE, M. T.; DAILY, G. C.; GIBBS, H. K.; HELKOWISK, J. H.; HOLLOWAY, T.; HOWARD, E. A.; KUCHARIK, C. J.; MONFREDA, C.; PATZ, J. A.; PRENTICE, I. C.; RAMANKUTTY, N. & SNYDER, P. K. 2005. Global Consequences of Land Use. *Science*, 309:570-575.
- FONTANA, C. S. & BENCKE, G. A. 2003. *Livro Vermelho da Fauna Ameaçada de Extinção do Rio Grande do Sul*. Porto Alegre: EDIPUCRS.

- GARSHELIS, D. L. 2000. Delusions in Habitat Evaluation: Measuring Use, Selection, and Importance. In: Boitani, L. & Fuller, T. (Eds.), *Research Techniques in Animal Ecology* (pp. 442). Nova Iorque: Columbia University Press.
- GOERCK, J. M. 1997. Patterns of Rarity in the Birds of the Atlantic Forest. *Conservation Biology*, 11(1):112-118.
- GOETZ, S.;STEIMBERG, D.;DUBAYAH, R. & BLAIR, B. 2007. Laser remote sensing of canopy habitat heterogeneity as a predictor of bird species richness in an eastern temperate forest, USA. *Remote Sensing and Environment*, 108:254-263.
- GONZAGA, L. P. & PACHECO, J. F. 1995. A new specie of Phylloscartes (Tyrannidae) from the mountains of southern Bahia. Brazil. *Bulletin of the British Ornithologists' Club.*, 115:88-98.
- GRAVES, G. R. 1998. Phylloscartes lanyoni, a new specie of bristle-tyrant (Tyrannidae) from the lower cauca valley of Colombia. *The Wilson Bulletin*, 100(4):529-535.
- GRIFFITH, D. A. 2003. *Spatial Autocorrelation and Spatial Filtering*. New York: Springer.
- GU, W. & SWIHART, R. K. 2004. Absent or undetected? Effects of non-detection of species occurrence on wildlife-habitat models. *Biological Conservation*, 116(2):195-203.
- GUSSONI, C. O. A. 2014. *Área de vida e biologia reprodutiva da maria-da-restinga (Phylloscartes kronei) (Aves, Tyrannidae)*. (Tese de doutorado), UNESP, Rio Claro.
- HALL, L. S.;KRAUSMAN, P. R. & MORRISON, M. L. 1997. The habitat concept and a plea for standard terminology. *Wildlife Society Bulletin*, 25(1):173-183.
- HANSBAUER, M. M.;STORCH, I.;KNAUER, F.;PILZ, S.;KÜCHENHOFF, H.;VÉGVÁRI, Z.;PIMENTEL, R. G. & METZGER, J. P. 2010a. Landscape perception by forest understory birds in the Atlantic Rainforest: black-and-white versus shades of grey. *Landscape Ecology*, 25:407-417.
- HANSBAUER, M. M.;VÉGVÁRI, Z.;STORCH, I.;BORNTAEGER, R.;HETTICH, U.;PIMENTEL, R. G. & METZGER, J. P. 2010c. Microhabitat Selection of three Forest Understory Birds in the Brazilian Atlantic Rainforest. *Biotropica*, 42(3):355-367.
- HURLBERT, S. H. 1984. Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. *Ecological Monographs*, 54(2):187-211.
- IF. 2009. *Parque Estadual da Cantareira: Plano de Manejo*. São Paulo: Imprensa Oficial.
- IR. 2009. *Propriedades rurais na Mata Atlântica: conservação ambiental e produção florestal*: MMA, Ministério do Meio Ambiente.
- JENNINGS, S. B.;BROWN, N. D. & SHEIL, D. 1999. Assessing forest canopies and understory illumination: canopy closure, canopy cover and other measures. *Forestry*, 72(15):59-73.
- JONES, J. 2001. Habitat Selection Studies in Avian Ecology: A critical Review. *The Auk*, 118(2):557-563.
- KREBS, C. J. 1998. *Ecological Methodology*. Califórnia: Addison-Welsey.
- LAURANCE, W. F.;DELAMÔNICA, P.;LAURANCE, S. G.;VASCONCELOS, H. L. & LOVEJOY, T. E. 2000. Rainforest fragmentation kill big trees. *Nature*, 404:836.

- LOWEN, J. 1996. *Biological Surveys and Conservation Priorities in Eastern Paraguay: The Final Reports of Projects Canopy '92 and Yacutinea '95*. Oxford: CSB Conservation Publications.
- MAC-NALLY, R. 2000. Regression and model-building in conservation biology, biogeography and ecology: The distinction between – and reconciliation of – „predictive“ and „explanatory“ models. *Biodiversity and Conservation*, 9:655-670.
- MAC-NALLY, R. 2002. Multiple regression and inference in ecology and conservation biology: further comments on identifying important predictor variables. *Biodiversity and Conservation*, 11:1397-1400.
- MACKENZIE, D. I. 2006. Modeling the Probability of Resource Use: The Effect of, and dealing with, Detecting a Specie Imperfectly *Journal of Wildlife Management*, 70(2):367-374.
- MALDONADO-COELHO, M. & MARINI, M. Â. 2000. Effects of Forest Fragment Size and Successional Stage on Mixed-Species Bird Flocks in Southeastern Brazil. *The Condor*, 102:585-593.
- MALDONADO-COELHO, M. & MARINI, M. Â. 2003. Composição de Bandos Mistos de Aves em Fragmentos de Mata Atlântica no Sudeste do Brasil. *Papéis Avulsos de Zoologia*, 43(3):31-53.
- MALDONADO-COELHO, M. & MARINI, M. Â. 2004b. Mixed-species bird flocks from Brazilian Atlantic forest: the effects of forest fragmentation and seasonality on their size, richness and stability. *Biological Conservation*, 116:19-26.
- MANLY, B. F. J.;MCDONALD, L. L.;THOMAS, D. L.;MCDONALD, T. L. & ERICKSON, W. P. 2002. *Resource Selction by Animals: Statistical Design and Analysis for Field Studies* New York: Kluwer Academic Publishers
- MARQUES, T. A.;BUCKLAND, S. T.;BORCHERS, D. L.;TOSH, D. & MCDONALD, R. A. 2010. Point Transect Sampling Along Linear Features. *Biometrics*, 66:1247-1255.
- MARTÍN, C. A.;CASAS, F.;MOUGEOT, F.;GARCÍA, J. T. & VIÑUELA, J. 2010. Positive interactions between vulnerable species in agrarian pseudo-steppes: habitat use by pin-tailed sandgrouse depends on its association with the little bustard. *Animal Conservation*:1-7.
- METZGER, J. P. 2009. Conservation issues in the Brazilian Atlantic forest. *Biological Conservation*, 142:1138-1140.
- METZGER, J. P. 2010. O Código Florestal tem base científica? *Natureza & Conservação*, 8(1):1-5.
- MISENHELTER, M. D. & ROTENBERRY, J. T. 2000. Choices and consequences of habitat occupancy and nest site selection in Sage Sparrows. *Ecology*, 81:2892-2901.
- MUNN, C. A. & TERBORGH, J. W. 1979. Multi-species Territoriality in Neotropical Foraging Flocks. *The Condor*, 81:338-346.
- OLEA, P. P.;MATEO-TOMÁS, P. & DE FRUTOS, Á. 2010. Estimating and Modelling Bias of the Hierarchical Partitioning Public-Domain Software: Implications in Environmental Management and Conservation. *PLoS ONE*, 5(7):1-7.

- OPDAM, P.;FOPPEN, R.;REIJNEN, R. & SCHOTMAN, A. 1995. The landscape ecological approach in bird conservation: Integrating the metapopulation concept into spatial planning. *Ibis*, 137:139-146.
- PARKER, T. A. I.;STOTZ, D. F. & FITZPATRICK, J. W. 1996. Ecological and distributional databases. In: Stotz, D. F.;Fitzpatrick, J. W.;Parker, T. A. I. & Moskovits, D. K. (Eds.), *Neotropical Birds: Ecology and Conservation* (pp. 479). Illinois: University of Chicago Press.
- PURCELL, K. L. & VERNER, J. 1998. Density and reproductive success of California Towhees. *Conservation Biology*, 12:484-491.
- R-CORE-TEAM a. 2015. R: A language and environment for statistical computing. Acessado em 15/05/2015. Disponível em: <http://www.R-project.org/>.
- R-CORE-TEAM b. 2015. Package stats. Acessado em 15/05/2015. Disponível em: <http://www.R-project.org/>.
- REMSEN, J. V.;CADENA, C. D.;JARAMILLO, A.;NORES, M.;PACHECO, J. F.;PÉREZ, J.;ROBBINS, M. B.;STILES, F. G.;STOTZ, D. F. & ZIMMER, K. J. 2014. A classification of the bird species of South America. American Ornithologists' Union. Acessado em 14/12/2014. Disponível em: <http://www.museum.lsu.edu/~Remsen/SACCBaseline.html>.
- REZENDE, G. C. 2014. *Mico-leão-preto: a história de sucesso na conservação de uma espécie ameaçada*. São Paulo: Matrix.
- RIBEIRO, M. C.;METZGER, J. P.;MARTENSEN, A. C.;PONZONI, F. J. & 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(6):1141-1153.
- RIDGELY, R. S. & TUDOR, G. 2004. *Field guide to the songbirds of south America: the passerines*. Austin: University of Texas Press.
- ROGER, E.;LAFFAN, S. W. & RAMP, D. 2007. Habitat selection by the common wombat (*Vombatus ursinus*) in disturbed environments: Implications for the conservation of a „common“ species. *Biological Conservation*, 137(3):437-448.
- SILVEIRA, L. F. 2009. *Phylloscartes eximius* (Temminck, 1822). In: Bressan, P. M.;Kierulff, M. C. M. & Sugieda, A. M. (Eds.), *Fauna Ameaçada de Extinção do Estado de São Paulo: Vertebrados* (pp. 223). São Paulo: Fundação Parque Zoológico de São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente.
- SLAGSVOLD, T. 1980. Habitat selection in birdsHabitat Selection in Birds: On the Presence of Other Bird Species with Special Regard to *Turdus pilaris*. *Journal of Animal Ecology*, 49(2):523-535.
- SMALLWOOD, K. S. 2001. Linking Habitat Restoration to Meaningful Units of Animal Demography. *Restoration Ecology*, 9(3):253-260.
- SMITH, P.;DEL CASTILHO, H.;BANKOVICS, A.;HANSEN, L. & WAINWRIGHT, B. 2006. An Avifaunal Inventory of San Rafael “National Park” Departamento Itapúa, Southern Paraguay. *FAUNA Paraguay Technical Publication*, 3:1-12.
- STOTZ, D. F. 1993. Geographic Variation in Species Composition of Mixed Species Flocks in Lowland Humid Forests in Brazil. *Papéis Avulsos de Zoologia*, 38(4):61-75.

- STRATFORD, J. A. & ROBINSON, W. D. 2005. Gulliver travels to the fragmented tropics: geographic variation in mechanisms of avian extinction. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 3:85-91.
- STRATFORD, J. A. & STOUFFER, P. C. 2013. Microhabitat associations of terrestrial insectivorous birds in Amazonian rainforest and second-growth forests. *Journal of Field Ornithology*, 84(1):1-11.
- SUTHERLAND, W. J. & GREEN, R. E. 2004. Habitat assessment. In: Sutherland, W. J.; Newton, I. & Green, R. E. (Eds.), *Bird Ecology and Conservation: A Handbook of Techniques* (pp. 386). Oxford: Oxford University Press.
- TEIXEIRA, D. M. 1987. A new tyrannulet (Phylloscartes) from the northeastern Brazil. *Bulletin of the British Ornithologists'*, 107(1):37-41.
- TERBORGH, J. 1990. Mixed flocks and polyspecific associations: costs and benefits of mixed groups to birds and monkeys. *American Journal of Primatology*, 21:87-99.
- THIOLLAY, J. M. 1988. Comparative foraging success of insectivorous birds in tropical and temperate forest: ecological implications. *OIKOS*, 53:17-29.
- THOMAS, L.;BUCKLAND, S. T.;REXSTAD, E. A.;LAAKE, J. L.;STRINDBERG, S.;HEDLEY, S. L.;BISHOP, J. R. B.;MARQUES, T. A. & BURNHAM, K. P. 2010. Distance Software: design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. *Journal of Applied Ecology*, 47:5-13.
- VALERIANO, M. M. 2015. TOPODATA: Banco de Dados Geomorfométricos do Brasil. Acessado em 20/01/2015. Disponível em: <http://www.dsri.inpe.br/topodata>.
- VIELLIARD, J. M. E.;ALMEIDA, M. E. D. C.;ANJOS, L. D. & SILVA, W. R. 2010. Levantamento quantitativo por pontos de escuta e o Índice Pontual de Abundância (IPA). In: Von Matter, S.;Straube, F. C.;Accordi, I. A.;Piacentini, V. Q. & Cândido Jr., J. F. (Eds.), *Ornitologia e Conservação: Ciência Aplicada, Técnicas de Pesquisa e Levantamento* (pp. 516). Rio de Janeiro: Technical Books.
- WALSH, C. & MAC NALLY, R. 2013. hier.part: Hierarchical Partitioning. Acessado em 21/12/2014. Disponível em: <http://CRAN.R-project.org/package=hier.part>.
- WANG, K.;FRANKLIN, S. E.;GUO, X. & CATTET, M. 2010. Remote Sensing of Ecology, Biodiversity and Conservation: A Review from the Perspective of Remote Sensing Specialists. *sensors*, 10:9647-9665.
- WILLIS, E. O. 1979. The Composition of Avian Communities in Remanescent Woodlots in Southern Brazil. *Papéis Avulsos de Zoologia*, 33(1):1-24.
- WILLIS, E. O. & ONIKI, Y. 1992. A new Phylloscartes (Tyrannidae) from southeastern Brazil. *Bulletin of the British Ornithologists' Club.*, 112(3):158-165.
- ZUUR, A. F.;LENO, E. N. & ELPHICK, C. S. 2010. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology and Evolution*, 1:3-13.

CAPÍTULO III

DISTRIBUIÇÃO

RESUMO

O conhecimento incompleto sobre como a biodiversidade se distribui pelo planeta é um dos maiores impedimentos para o planejamento de ações de conservação. Esse tipo de conhecimento existe de forma incipiente mesmo para a maioria das espécies ameaçadas, e em especial nas regiões neotropicais, como a Mata Atlântica. O barbudinho (*Phylloscartes eximius*) é um passeriforme endêmico deste domínio considerado como “Quase Ameaçado” e de biologia e distribuição ainda pouco conhecidas. A principal ameaça à espécie é a perda e fragmentação de habitat. Somado a isso, por ocorrer em regiões de altitudes elevadas, as mudanças climáticas podem apresentar um fator de ameaça adicional. Dessa maneira, o objetivo desse capítulo foi estudar sua distribuição, analisando os efeitos das mudanças climáticas e estimar o quão representadas por Unidades de Conservação de Proteção Integral estão suas distribuições potencial atual e futura. Para isso pontos de ocorrência da espécie e camadas ambientais de três tipos (relevo, bioclimáticas e paisagem) foram utilizados para gerar modelos de nicho por meio de oito diferentes algoritmos no pacote biomod2, no *software* R, projetando as áreas adequadas para a ocorrência da espécie em cenários climáticos atuais e futuros. A distribuição potencial atual da espécie encontra-se extremamente fragmentada e sujeita à perda de cerca de 40% com as mudanças climáticas, além de um possível deslocamento para regiões de altitudes mais elevadas. A rede de Unidades de Conservação atual é insuficiente para garantir a conservação da espécie. Como estratégia de conservação, sugere-se que os mapas gerados sejam utilizados em buscas por novas populações e que mais áreas de ocorrência da espécie sejam protegidas.

Palavras chave: Modelagem de nicho, projeção combinada, biomod2, mudanças climáticas, Mata Atlântica, Unidades de Conservação

ABSTRACT

The incomplete knowledge of how biodiversity is distributed across the planet is one of the biggest impediments to planning conservation actions. This knowledge exists in an incipient way even for the most endangered species, and especially in Neotropical regions such as in the Atlantic Forest. The Southern Bristle-Tyrant (*Phylloscartes eximius*) is a poorly known passerine treated as “Near Threatened”, especially due to the loss and fragmentation of its habitat. By occurring in areas of high altitude, climate change may present an additional threat. Thus, the aim of this chapter was to study its distribution, analyzing the effects of climate change and estimating how represented by strictly protected conservation areas are its current and future potential distributions. For this, occurrence points of the species and three kinds of environmental layers (relief, bioclimatic and landscape) were used to generate niche models through eight different algorithms in the biomod2 package in the R software, projecting the appropriate areas on current and future climate scenarios. The current potential distribution of the species is extremely fragmented with a potential loss of about 40% caused by climate change, as well as a possible shift to higher altitudes regions. The network of current protected areas is insufficient to ensure its preservation. As a conservation strategy, it is suggested that the maps generated be used in new population searches and more areas of occurrence of the species be protected.

Key words: Niche modeling, ensemble forecasting, biomod2, climate change, Atlantic forest, protected areas

INTRODUÇÃO

O conhecimento incompleto sobre como a biodiversidade se distribui pelo planeta, chamado de “déficit de Wallace” em referência a Alfred Russel Wallace, um dos primeiros naturalistas a se interessar pelo estudo da distribuição geográfica dos organismos, é um dos maiores impedimentos para o planejamento de ações de conservação (Lomolino 2004). Esse tipo de conhecimento existe de forma incipiente mesmo para a maioria das espécies ameaçadas de extinção, e em especial no neotrópico (Raven & Wilson 1992; Whittaker *et al.* 2005). Os modelos de nicho (ou de distribuição) podem ser utilizados com a finalidade de gerar mapas de probabilidade de ocorrência, guiando buscas por populações desconhecidas e aumentando assim o entendimento sobre a distribuição dos táxons (Guisan *et al.* 2006; Franklin & Miller 2009; Williams *et al.* 2009; Peterson *et al.* 2011; Del-Rio *et al.* 2015). Além disso, esses mapas podem ser empregados em programas de reintrodução (Cramer & Portier 2001), avaliação do impacto das mudanças climáticas na distribuição dos organismos (Anderson 2013) e determinação de áreas prioritárias para conservação (Ortega-Huerta & Peterson 2004)

Dentre as regiões neotropicais com elevado número de espécies endêmicas, ameaçadas e com distribuições ainda pouco conhecidas, destaca-se a Mata Atlântica, o segundo maior domínio florestal da América do Sul (Câmara 2003). Por possuir uma grande diversidade de formações vegetais, é um verdadeiro mosaico de biodiversidade, e uma das áreas com maior número de aves do planeta (Mittermeier *et al.* 2005; Lima 2013). Além de rica, sua avifauna não está distribuída de forma homogênea. Com diversas áreas de endemismo, mais da metade das espécies é considerada rara (Goerck 1997; Stattersfield *et al.* 1998; Silva *et al.* 2004). Apesar de sua diversidade, devido seu histórico de ocupação (Dean 1996), restam atualmente apenas 12% de sua cobertura vegetal (Ribeiro *et al.* 2009). Desse modo, a proteção de suas florestas é fundamental para evitar a extinção de diversos táxons. Somente

9,3% dos remanescentes florestais encontra-se em Unidades de Conservação de Proteção Integral (Ribeiro *et al.* 2009), o que não é suficiente para garantir a proteção das aves ameaçadas (Rodrigues *et al.* 2004a; Giorgi *et al.* 2014). Essa combinação de grande riqueza e endemismo de espécies, associada a elevados níveis de devastação, faz com que a Mata Atlântica seja considerada uma das áreas prioritárias para a conservação das aves (Bencke *et al.* 2006).

No Brasil, cerca de 75% das aves endêmicas e ameaçadas estão restritas à Mata Atlântica (Marini & Garcia 2005). Apesar disso, muitas dessas espécies ainda são pouco conhecidas, como o barbudinho (*Phylloscartes eximius*), um passeriforme de pequeno porte (ca. de 8 g) da família Tyrannidae (Fitzpatrick 2004; Ridgely & Tudor 2004; Remsen *et al.* 2014). *P. eximius* distribui-se desde parte do sudeste do Brasil, onde habita principalmente áreas acima dos 800 m de altitude, até o sul do país e parte do Paraguai e Argentina, onde pode ocorrer em locais menos elevados (e.g. 100 m). Apesar da ampla extensão de ocorrência, é registrado pontualmente ao longo dessa vasta região (Fitzpatrick 2004; Silveira 2009b). Como diversos aspectos da sua biologia, sua distribuição também foi pouco estudada. Para demonstrar como o conhecimento sobre sua distribuição ainda é incipiente, no Estado de São Paulo onde ocorria inicialmente em uma extensa área, permaneceu sem ser registrado por um longo período de tempo (Willis & Oniki 1993). Anos mais tarde foi redescoberto no Parque Estadual da Cantareira, situado na Região Metropolitana de São Paulo, uma das áreas mais densamente povoadas do planeta (Develey & Endrigo 2004; IF 2009; Silveira 2009b).

O *P. eximius* ocorre em baixas densidades (capítulo 1) e acredita-se que esteja sob acentuado declínio populacional, fato que o coloca na categoria de “Quase Ameaça” em nível global (BirdLife 2015c), além de estar presente nas listas vermelhas dos Estados de São Paulo, Santa Catarina e Rio Grande do Sul (Silveira 2009b). Sua principal ameaça é a perda e fragmentação de habitat (BirdLife 2015c). Somado a isso, por ocorrer em regiões de altitudes

elevadas em boa parte de sua distribuição, as mudanças climáticas causadas pelo acúmulo de gases gerados por atividades antropogênicas e liberados na atmosfera, podem ser um risco de ameaça futura adicional.

O aquecimento global está afetando a distribuição das aves de diversas maneiras (Crick 2004), e para as espécies restritas a regiões montanhosas seus efeitos podem ser ainda mais severos. Conforme as temperaturas aumentam, os animais são forçados a se deslocar para locais de altitudes mais elevadas e de clima mais ameno, reduzindo suas distribuições potenciais drasticamente (Pounds *et al.* 1999; Sekercioglu *et al.* 2012). Apesar de muito suscetíveis aos efeitos das mudanças climáticas (Sekercioglu *et al.* 2012) poucos estudos foram realizados até o momento com as aves tropicais (Harris *et al.* 2011). Desse modo, os modelos de nicho têm um papel fundamental, fornecendo pistas de quais populações serão mais afetadas, além de mostrar quais locais serão mais propícios para a ocupação futura e indicar possíveis rotas que poderão ser utilizadas durante as mudanças na distribuição (Anderson 2013). Um estudo realizado com aves endêmicas da Mata Atlântica (Loiselle *et al.* 2010) mostrou que a fragmentação associada às mudanças climáticas pode reduzir drasticamente suas distribuições.

Como estratégia de conservação de *P. eximius* são sugeridos estudos que visem conhecer melhor seus aspectos ecológicos e áreas de ocorrência (Silveira 2009b; BirdLife 2015c). Além disso, entender como o aquecimento global poderá afetar sua distribuição também é de alta importância. Dessa maneira os objetivos desse capítulo foram (1) gerar mapas de distribuição potencial que indiquem os locais mais adequados para sua presença, o que poderá guiar buscas por novas populações e auxiliar possíveis programas de reintrodução, (2) analisar os impactos das mudanças climáticas em sua distribuição e (3) estimar o quanto representadas por Unidades de Conservação de Proteção Integral estão suas distribuições potencial atual e futura.

MATERIAL & MÉTODOS

MODELAGEM DE NICHOS

A modelagem de nicho segundo a abordagem correlativa traça, por meio de algoritmos (*i.e.* funções matemáticas ou conjunto de regras), relações entre pontos de ocorrência de espécies e camadas ambientais, caracterizando, portanto, o nicho Grinnelliano (ou seja, o espectro de condições climáticas que permite a ocorrência das espécies [Grinnell 1917]). Após essa caracterização, são projetados então, em mapas de distribuição geográfica, os locais que apresentam adequabilidade ambiental e que correspondem às áreas de distribuição potencial (Austin 2002; Peterson *et al.* 2011). Apesar de a técnica já ter recebido críticas (Warren 2012), a geração de resultados satisfatórios depende da obtenção de dados de qualidade (pontos de ocorrência [Phillips *et al.* 2009] e variáveis preditoras [Pearson 2007]), do bom uso dos diferentes algoritmos disponíveis (Li & Wang 2013), além do cumprimento de uma série de etapas. Essas etapas incluem a escolha dos limites da área de estudo (Barve *et al.* 2011), adoção de um limite de corte (*threshold*; Liu *et al.* 2005) e validação pós-modelagem (Allouche *et al.* 2006). É importante ressaltar que a interpretação crítica dos resultados é parte fundamental do processo de modelagem e exige conhecimento dos conceitos aplicados (Soberon & Peterson 2005).

PONTOS DE OCORRÊNCIA

Os pontos de ocorrência foram obtidos por diferentes fontes: banco de dados online dos sítios na internet WikiAves (www.wikiaves.com.br; WikiAves 2015b) e Xeno-Canto (www.xeno-canto.org; Xeno-Canto 2015b), registros pessoais dos próprios autores, registros pessoais fornecidos por observadores de aves experientes, a maioria deles ornitólogos, dados disponíveis na literatura especializada e em coleções ornitológicas de museus de história natural. Apenas registros onde se sabia a localidade exata foram utilizados. Nos casos em que

os mesmos não eram acompanhados por essa informação (ou a localização eram áreas muito amplas, como municípios), os autores foram contatados, evitando assim erros de georreferenciamento. Nas situações em que não se obteve resposta do autor, os registros foram descartados, assim como registros duvidosos e que não apresentavam material testemunho que pudesse comprovar sua autenticidade (*e.g.* foto, gravação de vocalização e coleta de espécime). Os pontos foram sobrepostos em mapas de alta resolução para verificar se a localidade era coerente com o tipo de ambiente que a espécie ocupa (floresta). Apenas registros realizados há menos de vinte anos foram utilizados na geração dos modelos, evitando dessa maneira modelar nichos ocupados pela espécie no passado, mas que tenham sido perdidos devido às extinções locais (Peterson *et al.* 2011)

Por questões logísticas, os locais escolhidos para amostrar a biodiversidade possuem, em sua maior parte, características que facilitam seu acesso. Assim, os pontos de ocorrência disponíveis geralmente apresentam-se em grupos de locais próximos entre si, além de seguir determinados padrões, como proximidade à rodovias e centros urbanos, o que gera viés nos resultados de estudos de modelagem, caso não seja realizada uma filtragem desses dados. Para garantir a independência dos pontos e reduzir o problema da auto-correlação espacial (Veloz 2009; Hijmans 2012; Boria *et al.* 2014), os registros foram filtrados utilizando a ferramenta *SDMtoolbox* disponível para uso no *software* ArcGIS 10.2 (Brown 2014). Para a filtragem, na primeira etapa, os locais próximos em menos de 10 km foram excluídos de maneira aleatória. Na segunda etapa, um mapa de heterogeneidade ambiental foi criado por meio de Análises de Componentes Principais (*Principal Component Analysis*; PCA), gerado a partir das variáveis bioclimáticas que foram selecionadas (veja as variáveis em resultados). Esse mapa apresentou regiões que são climaticamente equivalentes, de forma que os pontos que se encontravam próximos entre si em, no mínimo, 50 km, e que se situavam dentro de uma região climática do mesmo tipo, foram removidos (Brown 2014).

VARIÁVEIS PREDITORAS

Três tipos de variáveis preditoras foram utilizados: camadas bioclimáticas (BIOs) e uma de relevo (altitude), ambas obtidas do sítio na internet WorldClim (www.worldclim.org; Hijmans *et al.* 2005), somadas a uma variável de paisagem (conectividade funcional dos fragmentos de Mata Atlântica), desenvolvida pelo Laboratório de Ecologia Espacial e Conservação (LEEC) do Departamento de Ecologia da UNESP de Rio Claro. A variável de paisagem foi gerada por meio de três camadas: densidade humana, distância às rodovias e porcentagem de cobertura vegetal. O arquivo resultante foi um *raster* no formato .asc contendo todos fragmentos florestais de Mata Atlântica brasileira com valores de conectividade funcional para cada pixel que correspondia à floresta. O mapa de vegetação utilizado para a geração desse *raster* foi produzido pela fundação SOS Mata Atlântica em parceria com o Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), baseado nos remanescentes do ano de 2005. Nesse trabalho foi levado em consideração que os fragmentos próximos entre si em até 200 m estão conectados. Para maiores detalhes sobre essa variável veja (Ribeiro *et al.* 2009; Jorge *et al.* 2013).

Para selecionar as variáveis bioclimáticas, os valores das 19 disponíveis foram extraídos em um ambiente de Sistema de Informação Geográfica (com auxílio do *software* ArcGIS 10.2) para todos os pontos de ocorrência obtidos. Uma Análise de Componentes Principais (PCA) foi então realizada com esses valores no *software* R utilizando a função `prcomp()` do pacote *stats* (R-Core-Team 2015). Após esse procedimento, foram utilizadas as camadas que correspondiam aos eixos da PCA responsáveis por 95% da variação contida nos dados (Manel *et al.* 2001; Peterson *et al.* 2007; Peterson *et al.* 2011). Esse procedimento foi realizado para evitar o uso de variáveis correlacionadas entre si.

ALGORITMO

Diversos tipos de algoritmos são utilizados atualmente, de modo que não há um que seja ideal para todos os objetivos (Marmion *et al.* 2009; Li & Wang 2013). Para reduzir o problema da variação inerente aos diferentes tipos de algoritmos disponíveis, uma técnica bastante utilizada atualmente é a chamada projeção combinada (ou “*ensemble forecasting*”). Nessa técnica os modelos, que podem corresponder a diferentes réplicas geradas por diferentes algoritmos, são utilizados para a criação de um mapa de consenso final (Araújo & New 2007).

Os algoritmos utilizados nesse projeto foram os mais comuns utilizados na literatura e os mesmos escolhidos por (Lu *et al.* 2012): *Artificial Neural Networks*, (ANN; Ripley 2008), *Random Forest* (RF; Breiman 2001), *Generalized Boosting Models* (GBM; Ridgeway 1999), e máxima entropia (MAXENT; Phillips *et al.* 2006), como métodos de máquina de aprendizagem; *Classification Tree Analysis* (CTA; Breiman 1984) e *Flexible Discriminant Analysis* (FDA; Hastie *et al.* 1994), como algoritmos de classificação; e *Generalized Linear Models* (GLM; McCullagh & Nelder 1989) e *Generalized Additive Models* (GAM; Hastie & Tibshirani 1986) como métodos de regressão. Dez réplicas de cada um dos oito algoritmos empregados foram geradas no pacote biomod2 (Thuiller *et al.* 2014), no *software* R (R-Core-Team 2015), resultando, portanto, em 80 modelos. Somente as réplicas individuais que apresentaram valor de TSS (*True Skill Statistic*) acima de 0,4 (valor que indica que o modelo é considerado “adequado”; Beauregard & de Blois 2014) foram utilizadas para a geração do mapa consensual final, empregando a estratégia de média ponderada segundo os valores do TSS, uma das mais robustas disponíveis (Marmion *et al.* 2009).

ÁREA DE ESTUDO

Muitos trabalhos que utilizam a modelagem de nicho não reconhecem a importância do tamanho da área de estudo, empregando, na maioria dos casos, limites políticos ou qualquer outro tipo de delimitação arbitrária sem justificativas claras. Muitos nem ao menos explicitam o polígono utilizado para a geração dos modelos. No entanto, a escolha adequada da área de estudo é crucial para atingir resultados de qualidade (Peterson *et al.* 2011). Caso a área seja muito grande, ou muito pequena, os resultados podem ser enviesados, principalmente nas situações em que pontos de ausência verdadeira não estejam disponíveis (Anderson & Raza 2010; Barve *et al.* 2011; Peterson *et al.* 2011). De maneira geral, o polígono deve compreender os limites da distribuição geográfica da espécie (Barve *et al.* 2011; Peterson *et al.* 2011). Para a determinação da área de estudo foi gerado um *buffer* com 20% da área do mínimo polígono convexo dos pontos de ocorrência (Barve *et al.* 2011) com auxílio do *software* ArcGIS 10.2 e então foram retiradas as regiões que não correspondiam às áreas de Mata Atlântica brasileira, pelo fato de a camada de paisagem ter sido gerada apenas para os fragmentos em território brasileiro (Ribeiro *et al.* 2009; Jorge *et al.* 2013). O polígono resultante pode ser visto na figura 1.

LIMITE DE CORTE

Como resultado final, muitos algoritmos fornecem um mapa em que os pixels possuem valores contínuos de adequabilidade ambiental, ou de probabilidade de ocorrência da espécie. No entanto, em planos de conservação, mapas do tipo presença/ausência possuem maior utilidade prática que probabilidade de ocorrência ou adequabilidade. Dessa maneira, um limite de corte (ou *threshold*) é necessário para que os pixels sejam considerados como adequados acima de um determinado valor, ou inadequados abaixo dele, resultando em um mapa binário (Liu *et al.* 2005).

Primeiramente foi empregado o valor de limiar obtido pela adequabilidade média dos pixels, por ser uma das técnicas mais indicadas (Liu *et al.* 2005). No entanto, esse limite de corte apresentou uma área de previsão muito ampla, de forma que se procurou utilizar um

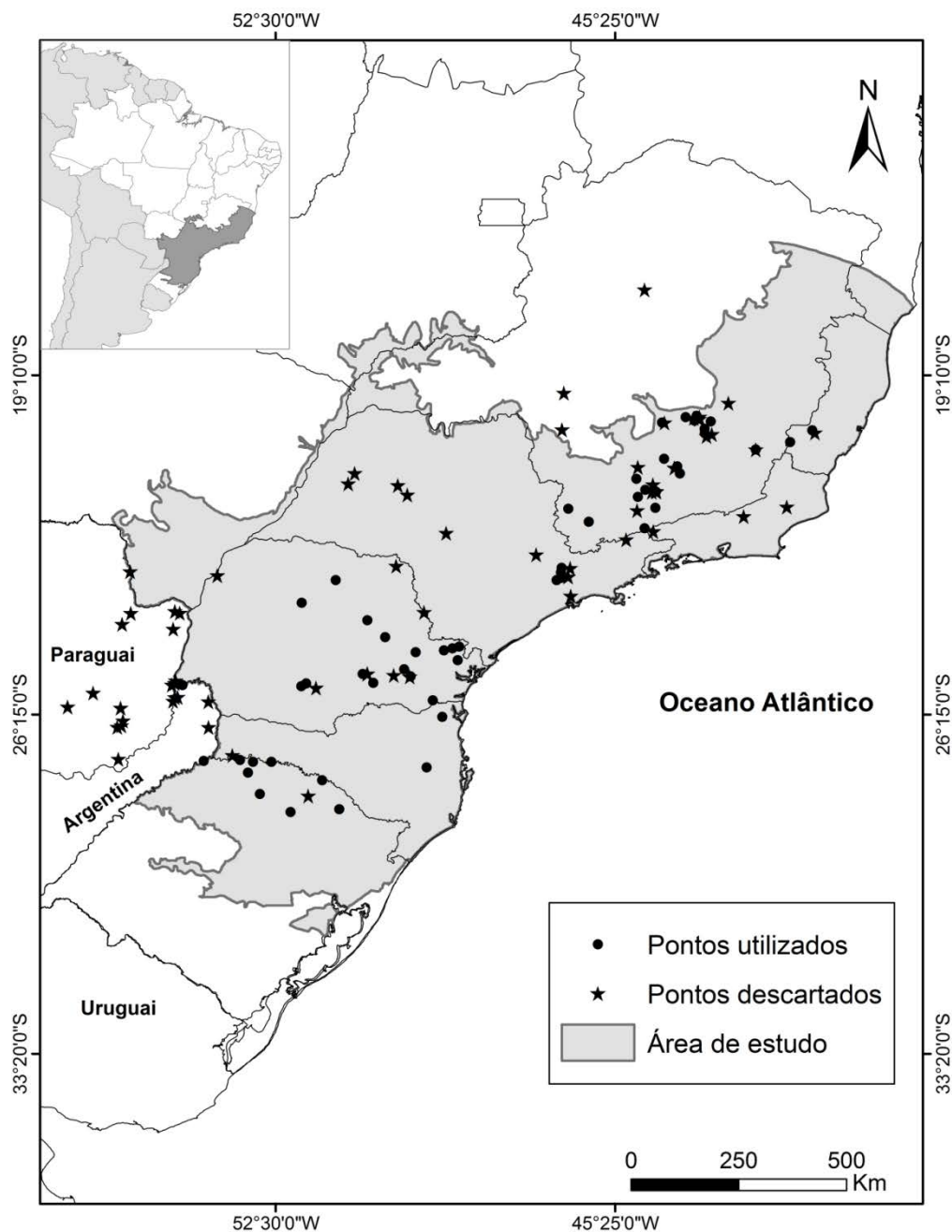


Figura 1. Área de estudo com todos os pontos obtidos. Pontos utilizados = registros utilizados para geração dos modelos; Pontos descartados = pontos fora da área de estudo, registros com mais de 20 anos e pontos descartados após filtragem para redução da auto-correlação espacial.

threshold que fornecesse uma previsão mais conservativa, tendo em vista que, dentre os objetivos do presente estudo, pretendeu-se gerar mapas para guiar buscas por populações desconhecidas e indicar áreas mais adequadas para possíveis reintroduções, de forma que erros de comissão (ver erro de comissão abaixo em “validação”) deveriam ser evitados (Peterson *et al.* 2011). Assim, o limite de corte escolhido foi aquele em que o TSS apresentasse valor máximo segundo os dados da matriz de confusão, por ter apresentado uma área de distribuição potencial menor e mais realista (Allouche *et al.* 2006; Jones *et al.* 2010; Beaugard & de Blois 2014).

VALIDAÇÃO

Após projetar os dados do espaço ambiental para o espaço geográfico é necessário avaliar a qualidade dos modelos. Para essas avaliações, dados baseados em dois tipos de erros da chamada “matriz de confusão” (Phillips *et al.* 2006) são utilizados: erro de comissão e erro de omissão. O erro de comissão ocorre quando o modelo prevê a ocorrência da espécie em uma região em que ela não ocorre e omissão corresponde à locais onde os modelos indicam como inadequados onde de fato ela ocorre (veja mais em discussão; Peterson *et al.* 2011).

Quando locais de ausência verdadeira são inexistentes (o que acontece para a maioria dos casos), uma das alternativas utilizadas para a criação da matriz de confusão e validação dos modelos é utilizar os pontos de *background*, que são sorteados de maneira aleatória (ou de acordo com alguma regra matemática) pela área de estudo para caracterizar ambientalmente a região. É aconselhável que os pontos de presença utilizados na validação não sejam os mesmos empregados na geração, ou “calibração”, dos modelos e, além disso, que os mesmos contenham certa independência entre si. Foram sorteados de maneira totalmente aleatória 10.000 pontos de *background* na área de estudo, por se mostrar uma estratégia adequada no uso de diversos algoritmos (Barbet-Massin *et al.* 2012). Por não haver duas amostras

independentes de registros de ocorrência da espécie, os pontos foram separados em 70% para “treino”, ou seja, para construir os modelos de fato, e o restante para “teste”, para a validação, seguindo a estratégia *cross validation* (Pearce & Ferrier 2000; Peterson *et al.* 2011). Essa proporção da separação dos dados seguiu (Huberty 1994), que elaborou a seguinte fórmula: $1 / (1 + \sqrt{p} - 1)$, onde p é o número de variáveis preditoras do modelo. O valor resultante (70% treino, 30% teste) coincidiu com o sugerido por (Pearson 2007).

Para a validação foi utilizado o TSS como teste dependente de valor de limite de corte, um substituto do Kappa. O TSS é mais indicado em relação ao Kappa por não sofrer influência da prevalência do organismo estudado (Allouche *et al.* 2006). Como teste que não necessita do estabelecimento de um valor de *threshold* foi utilizado o AUC (*Area Under the Curve*; Hanley & McNeil 1982). Apesar de haver certa polêmica a respeito do uso do AUC (Lobo *et al.* 2008), ele foi empregado por ainda ser muito utilizado na modelagem de nicho, permitindo com que comparações com outros estudos possam ser realizadas (Giannini *et al.* 2012).

MUDANÇAS CLIMÁTICAS

Para avaliar os impactos das mudanças climáticas na distribuição das espécies, os modelos de nicho são “treinados” em ambientes climáticos atuais e projetados em cenários criados por modelos de condições futuras. Pelo fato das emissões dos gases causadores do efeito estufa estarem relacionadas principalmente com o crescimento da população humana, atividades econômicas, tipo de matriz energética, padrões do uso da terra e políticas de mudanças climáticas, diferentes cenários são simulados, variando desde os mais otimistas, em que as emissões são reduzidas, até os pessimistas, com grande quantidade de gases lançados na atmosfera (IPCC 2014). Acredita-se que os mais pessimistas, por serem mais realistas, devem ser utilizados em estudos de modelagem (Beaumont *et al.* 2008). O cenário utilizado

foi o A2 (RCP 8,5), que prevê um planeta com elevado crescimento populacional e econômico, com grandes emissões de gases do efeito estufa, projetado para o ano de 2070 (IPCC 2014).

Diferentes modelos que simulam mudanças climáticas estão disponíveis, e a técnica de projeção combinada para gerar mapas de consenso também é utilizada para reduzir a incerteza inerente a cada um deles (Thuiller 2004; Araújo *et al.* 2005b). Foram utilizados quatro diferentes modelos de mudanças climáticas: CCSM 4 (Vertenstein *et al.* 2014); GFDL 2 (Gnanadesikan *et al.* 2006); HadGEM 2 (The HadGEM Team 2011) e MIROC 5 (Watanabe *et al.* 2011). Pelo fato de a validação de distribuições futuras ser, em quase todos os casos, impossível (Araújo *et al.* 2005a), a estratégia para a geração do mapa de consenso foi a média simples dos 320 modelos gerados (dez réplicas de cada um dos oito algoritmos, projetadas em cada um dos quatro modelos de mudanças climáticas). A média simples dos mapas resultantes, assim como a média ponderada, é uma das estratégias mais adequadas (Marmion *et al.* 2009).

As áreas de distribuição potencial futura e atual da espécie foram comparadas. Para constatar possíveis deslocamentos da espécie ao longo da área de estudo, o centróide de ambas as distribuições (atual e futura) foi calculado com auxílio da ferramenta *SDMtoolbox* no *software* ArcGIS 10.2. Além disso, os valores da altitude de todos os pixels de ambos os mapas (atual e futuro) foram extraídos com auxílio do pacote *raster* (Hijmans 2014) no *software* R. Os valores foram então comparados com a finalidade de notar se poderá haver mudanças significativas em sua distribuição altitudinal, como é previsto para espécies que ocupam regiões montanhosas (Sekercioglu *et al.* 2012).

REPRESENTAÇÃO EM UNIDADES DE CONSERVAÇÃO

A representação em Unidades de Conservação é definida como a quantidade de área de distribuição potencial dentro das reservas, uma medida muito utilizada na conservação (Rodrigues *et al.* 2004b; Marini *et al.* 2010b). Para avaliar o quão representadas por reservas estão as distribuições atual e futura da espécie, foi utilizada a abordagem recomendada por (Rodrigues *et al.* 2004a), que sugere que táxons que possuem áreas de distribuição pequenas (1.000 km² ou menor) necessitam que 100% de suas áreas de distribuição estejam protegidas, e espécies que se distribuem por áreas maiores (250.000 km² ou maior) precisam de, no mínimo, 10% de sua área de distribuição protegida. Para táxons que possuem distribuição maior que 1.000 km² e menor que 250.000 km², a área mínima compreendida por Unidades de Conservação deve ser um valor obtido por interpolação entre esses dois extremos usando uma regressão linear da área de distribuição logaritimizada.

Mapas de Unidades de Conservação de Proteção Integral, disponibilizados pelo ICMBIO (Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade) e IBAMA (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Renováveis), foram sobrepostos com as áreas de distribuição potencial e futura. Apenas as Unidades de Conservação de Proteção Integral (incluindo as federais, estaduais e municipais) foram utilizadas por visarem à preservação da natureza com pouca, ou nenhuma, intervenção humana, se enquadrando na categoria II da IUCN de áreas protegidas. As reservas de Uso Sustentável não foram levadas em consideração por permitirem intervenção humana e o manejo de áreas florestadas (categoria V da IUCN), o que pode não favorecer a presença da espécie (capítulo 2; Rylands & Brandon 2005; Silva 2005).

GERAÇÃO DOS MAPAS

Após a geração dos mapas pelos modelos, as regiões apontadas como ambientalmente adequadas que não estavam representadas por fragmentos florestais foram excluídas por meio

de um mapa com os mesmos remanescentes de Mata Atlântica utilizado na elaboração da camada de paisagem. O tamanho do pixel utilizado foi de 30 arco-segundos (~900 x 900 m), considerado adequado para os objetivos. Todas as camadas foram preparadas no *software* ArcGIS 10.2 para que apresentassem mesmo número de células e alinhamento, e transformadas para formato .asc quando necessário. Para as análises foram consideradas três sub-regiões da Mata Atlântica (florestas de araucária, interior e serra do mar) que estavam dentro da área de estudo e correspondem à áreas de endemismo de aves, lepidópteros e primatas (da Silva & Casteleti 2003).

RESULTADOS

Obteve-se um total de 122 pontos de ocorrência ao longo de toda a distribuição da espécie (figura 1). Após os procedimentos de exclusão dos locais que não estavam dentro dos limites da área de estudo (24), registros sem localização exata (5), registros feitos há mais de vinte anos (30) e descarte após a filtragem para reduzir a correlação espacial (20) alguns pontos se encontravam dentro de mais de uma categoria de exclusão como, por exemplo, provenientes de registros com mais de vinte anos e que estavam fora da área de estudo. Desse modo, foram utilizados 53 pontos para a geração dos modelos (figura 1). Esse número foi considerado acima do mínimo recomendado sugerido por alguns autores (10 [Stockwell & Peterson 2002] e 30 [Wisiz *et al.* 2008]). Das 19 variáveis bioclimáticas disponíveis, seis foram selecionadas pela PCA por corresponderem a 95% da variação total dos dados, foram elas: sazonalidade de temperatura (BIO4), precipitação anual (BIO12), precipitação do quadrimestre mais seco (BIO16) e precipitação do quadrimestre mais quente (BIO18) (Hijmans *et al.* 2005).

A importância de cada uma das variáveis utilizadas pode ser vista na tabela 1 e os gráficos com as curvas-resposta de cada uma dessas variáveis na figura 2. A altitude foi a que

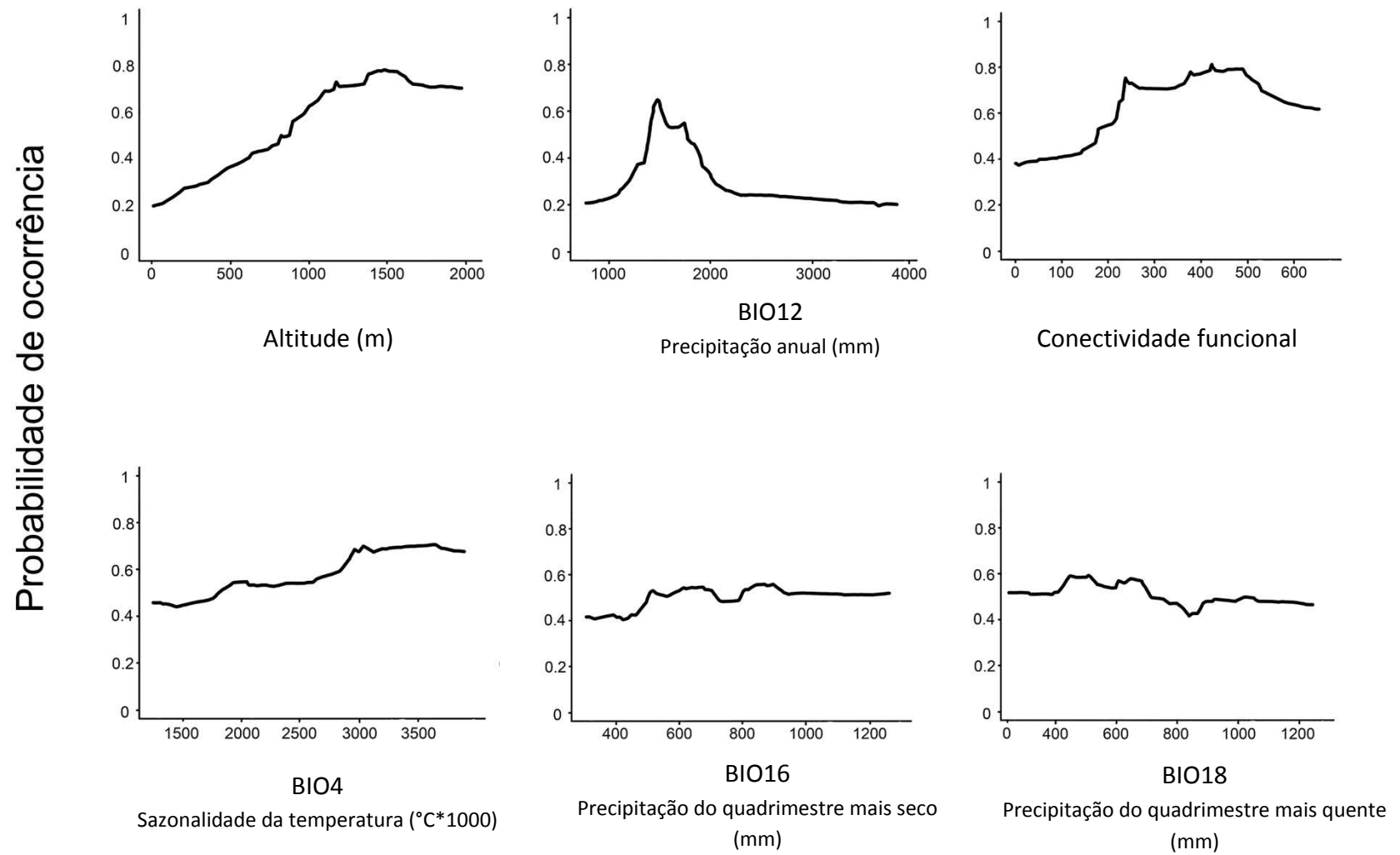


Figura 2. Curvas respostas de cada variável preditora do modelo consensual final de distribuição potencial atual.

apresentou maior importância (46,4%) em relação às demais e estava positivamente relacionada com a presença da espécie (figura 2). A precipitação anual (BIO12) foi a segunda que mais contribuiu para os resultados observados (17,1%). As variáveis de paisagem (conectividade funcional) e sazonalidade de temperatura (BIO 04) também apresentaram certa correlação positiva em relação à probabilidade de ocorrência da espécie. E as que menos contribuíram, precipitação do quadrimestre mais seco (5,1%; BIO 16) e precipitação do quadrimestre mais quente (2,6%; BIO 18) variaram pouco em relação à probabilidade de ocorrência.

Os resultados dos testes de validação dos modelos gerados pelos diferentes algoritmos e do modelo de consenso, assim como o número de réplicas geradas por cada algoritmo que foram excluídas da elaboração do mapa de consenso final por terem apresentado valor de TSS menor que 0,4, podem ser vistos na tabela 2. Valores de TSS maiores que 0,6 são considerados “bons”, entre 0,4 e 0,6 “adequados” e menores que 0,4 “ruins” (Beauregard & de Blois 2014). Já para o AUC, valores maiores que 0,8 são considerados “bons”, entre 0,6 e 0,8 “adequados” e abaixo de 0,6 “ruins” (Swets 1988). Os três algoritmos que apresentaram melhores resultados dos testes de validação foram o GLM, GBM e MAXENT, para ambos os testes empregados. Para esses algoritmos, nenhuma das dez réplicas apresentou valor de TSS menor que 0,4, tendo sido, portanto, todas utilizadas para a geração do mapa de consenso. O FDA foi o que apresentou pior desempenho, com apenas três réplicas tendo sido utilizadas para a geração do mapa final de consenso por apresentarem valor de TSS acima de 0,4 (tabela 2). A utilização de diversos algoritmos resultou em melhores resultados dos testes de validação do mapa final (TSS = 0,81; AUC = 0,97) do que os resultados dos mesmos testes para os modelos gerados pelos algoritmos individualmente (tabela 2).

Os fragmentos de Mata Atlântica que possuem valor de adequabilidade ambiental acima do valor do *threshold* utilizado (em que o valor do TSS é máximo) podem ser vistos no

Tabela 1. Importância em porcentagem de cada variável preditora na geração do mapa consensual final de distribuição potencial atual de *Phylloscartes eximius*. BIO = variáveis Bioclimáticas.

Variável	Importância (%)
Altitude	46,4
BIO12	17,1
Conectividade	15,6
BIO04	12,9
BIO16	5,1
BIO18	2,6

Tabela 2. Resultados médios dos testes de validação \pm desvio padrão das réplicas que apresentaram valores de TSS acima de 0,4 para cada algoritmo e para o mapa consensual final (= Consenso) da distribuição potencial atual. ANN = *Artificial Neural Networks*; CTA = *Classification Tree Analysis*; RF = *Random Forest*; GLM = *Generalized Linear Models*; GBM = *Generalized Boosting Models*; GAM = *Generalized Additive Models*; FDA = *Flexible Discriminant Analysis*; MAXENT = Máxima Entropia; NRE = número de réplicas excluídas da elaboração do mapa de consenso final; TSS = *True Skill Statistic*; AUC = *Area Under the Curve*.

	ANN	CTA	RF	GLM	GBM	GAM	FDA	MAXENT	Consenso
NRE	3	4	1	0	0	2	7	0	–
TSS	0,57 \pm 0,05	0,55 \pm 0,05	0,53 \pm 0,07	0,64 \pm 0,06	0,62 \pm 0,07	0,54 \pm 0,07	0,43 \pm 0,04	0,64 \pm 0,06	0,81
AUC	0,81 \pm 0,03	0,78 \pm 0,05	0,78 \pm 0,04	0,86 \pm 0,03	0,86 \pm 0,03	0,8 \pm 0,05	0,76 \pm 0,01	0,86 \pm 0,03	0,97

mapa da figura 3 e somam uma área de 37.511 km². Apesar de apenas 19% dessa área estar protegida por Unidades de Conservação, esse valor deveria ser de 41% segundo a abordagem sugerida por (Rodrigues *et al.* 2004a; figura 4). Nas partes mais ao sul da distribuição, o Parque Nacional do Iguaçu (170.000 ha) e Parque Estadual do Turvo (17.000 ha), representando as florestas de interior, e o Parque Nacional de São Joaquim (50.000 ha), na sub-região de florestas de Araucária, são os maiores remanescentes contínuos com distribuição potencial da espécie representados por Unidades de Conservação. Nas porções intermediárias da distribuição, as grandes reservas que foram apontadas como adequadas são o Parque Estadual das Lauráceas (9.700 ha), Parque Estadual de Intervalos (41.000 ha) e Parque Estadual Carlos Botelho (37.000 ha), inseridos da região da Serra do Mar (IBGE 2010). E na região norte da distribuição da espécie, que está muito mais fragmentada que as demais, as maiores reservas apontadas como de distribuição potencial são o Parque Estadual da Cantareira (7.900 ha), Monumento Natural Estadual da Pedra Grande (3.300 ha), Parque Estadual do Itapetinga (10.000 ha), Parque Estadual do Itaberaba (15.000 ha), Parque Nacional do Itatiaia (11.943 ha), Parque Estadual dos Três Picos (65.113 ha), Parque Nacional do Caparaó (31.800 ha) e Parque Estadual Serra do Brigadeiro (14.984 ha).

A área de distribuição potencial para o ano de 2070 é de 15.215 km², 40,5% menor que a área de distribuição atual (figura 5), e apesar de ser recomendado que ao menos 55,6% estejam protegidas (Rodrigues *et al.* 2004a), apenas 18% da área estão dentro dos limites de Unidades de Conservação (figura 6). A rede de reservas que será ambientalmente adequada para a espécie em um cenário de mudanças climáticas é muito similar à rede de reservas da distribuição potencial atual, apesar de a área adequada dentro dessas reservas ser menor na projeção futura. Em relação ao deslocamento, pôde ser notada uma mudança de apenas 46 km do local que corresponde ao centróide da distribuição futura para direção nordeste em relação ao centróide da distribuição atual (figuras 3 e 4). A altitude média dos locais potencialmente

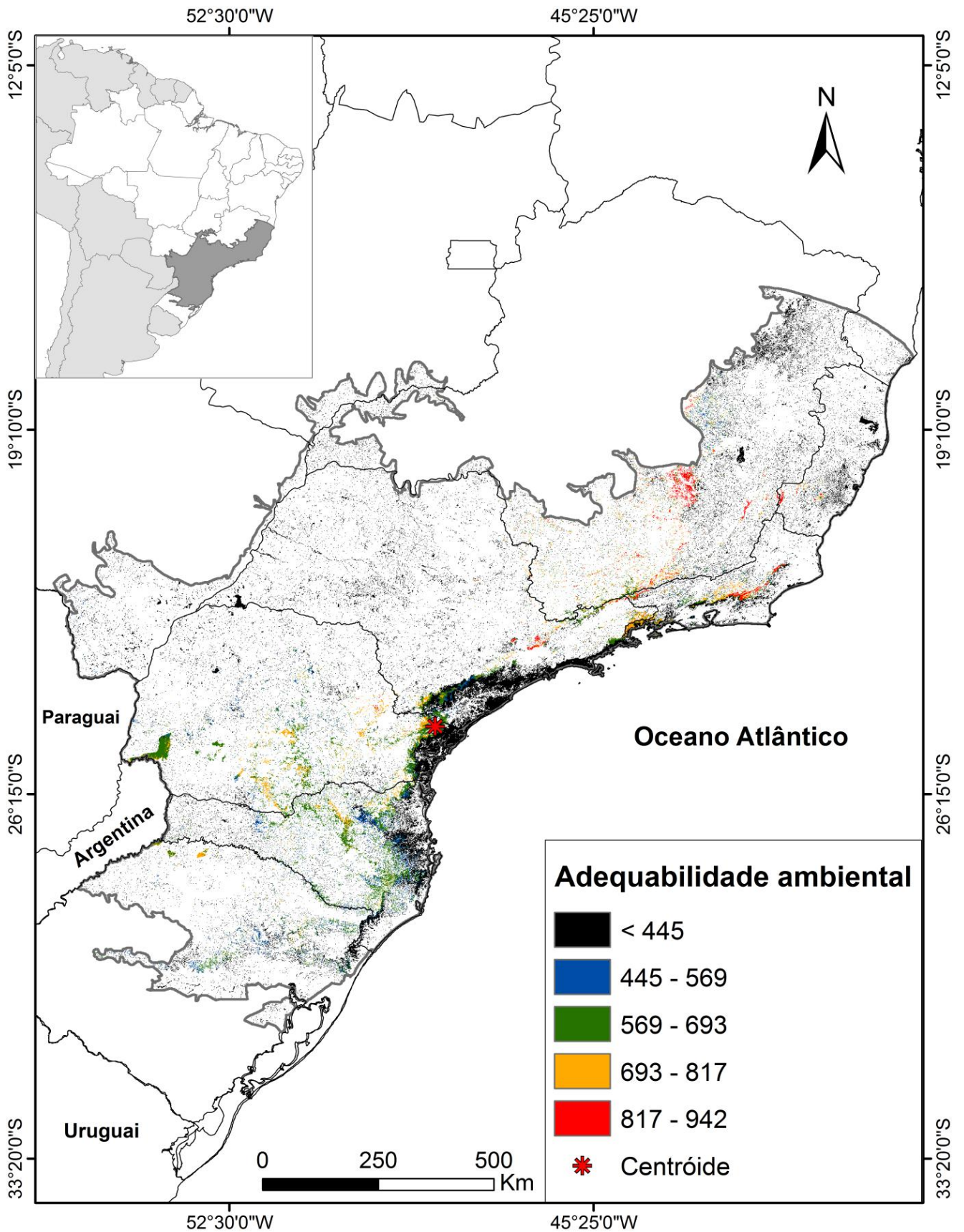


Figura 3. Distribuição potencial atual indicada pelo mapa consensual final. Fragmentos de Mata Atlântica que apresentam valor de adequabilidade ambiental abaixo do valor de *threshold* obtido (445) estão representados pela cor preta; fragmentos com valor de adequabilidade ambiental acima do valor de limite de corte estão em colorido; Centróide = centróide da distribuição potencial atual.

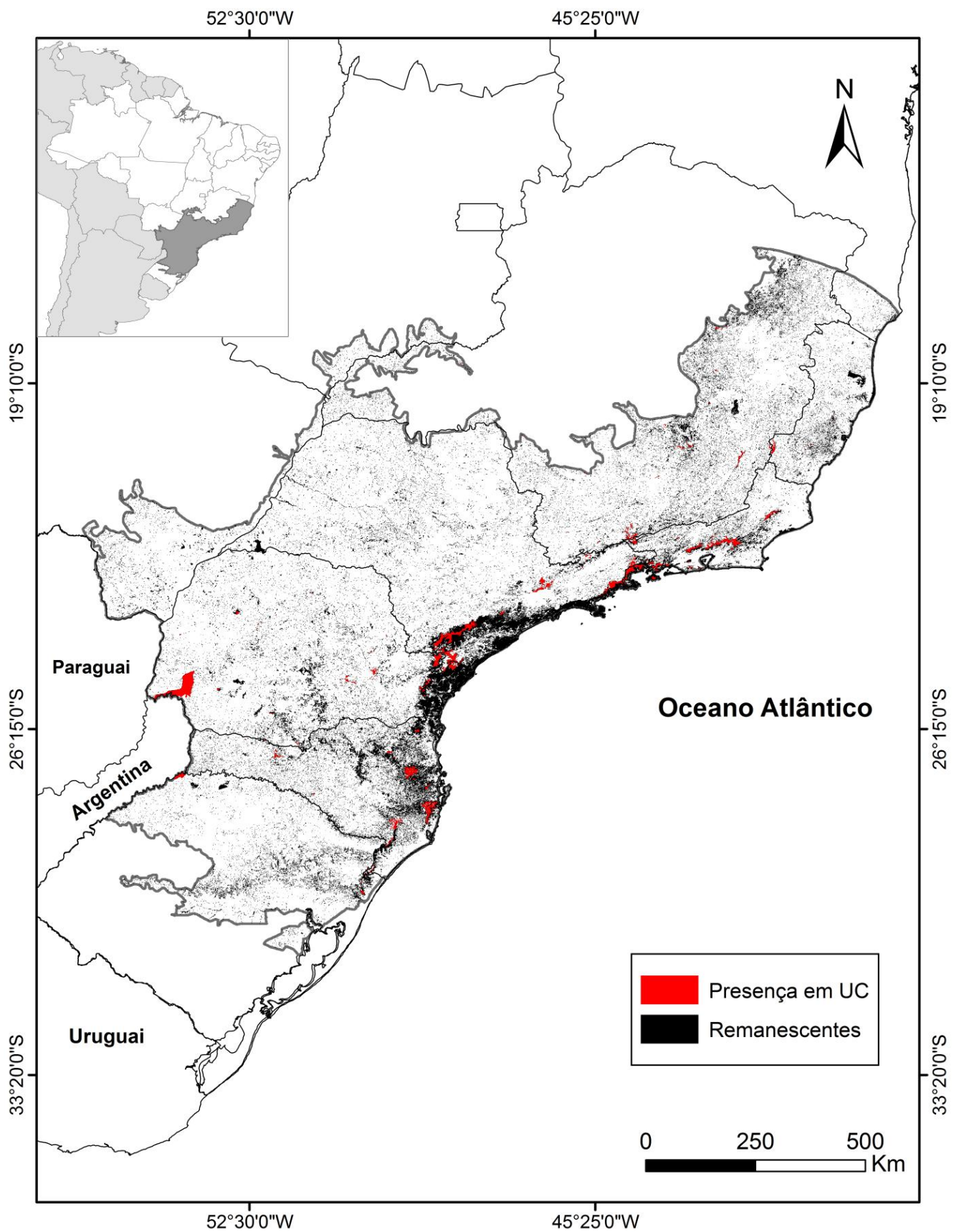


Figura 4. Distribuição potencial atual dentro dos limites de Unidades de Conservação de Proteção Integral (Presença em UC) e todos os demais fragmentos florestais de Mata Atlântica (Remanescentes).

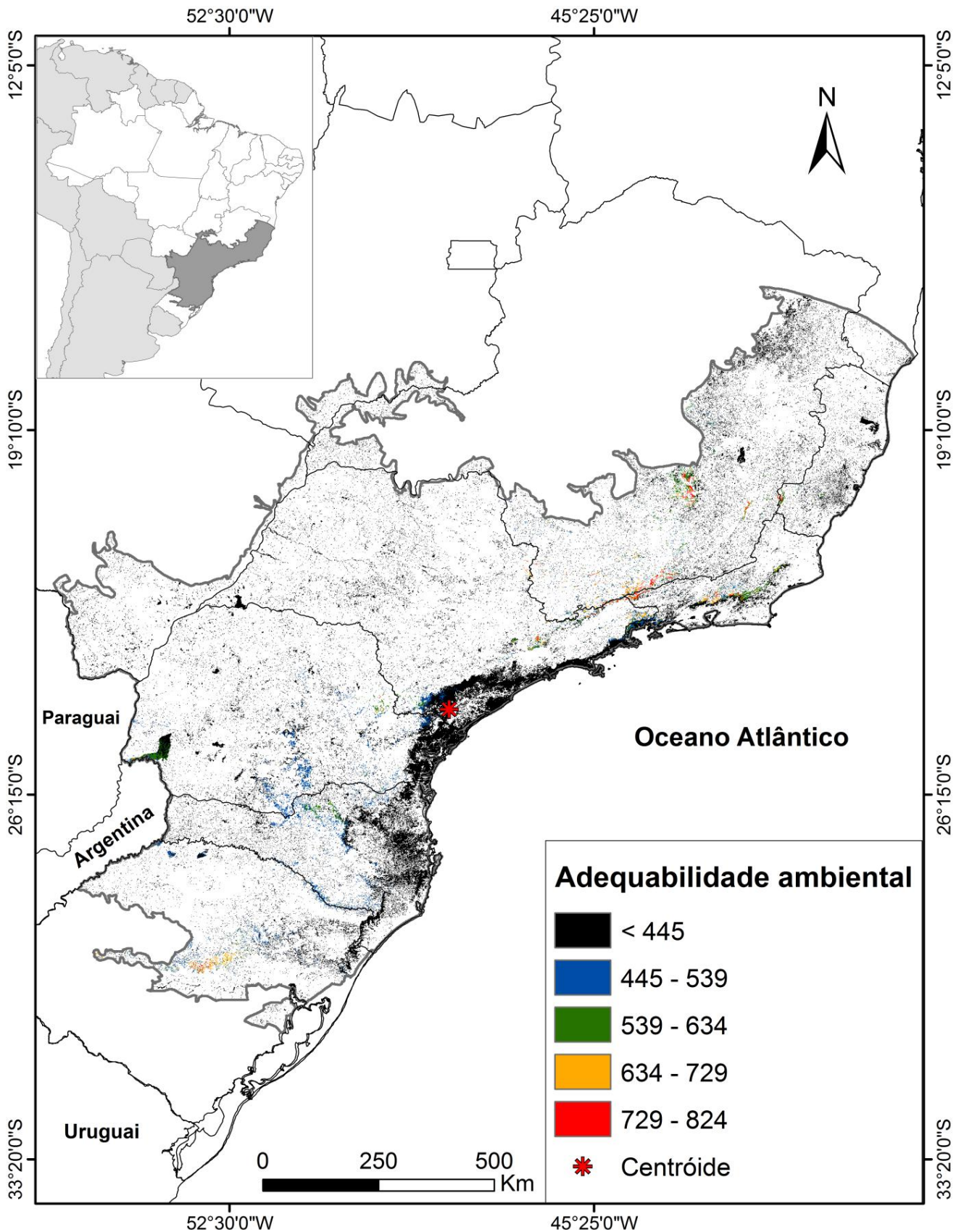


Figura 5. Distribuição potencial futura indicada pelo mapa consensual final. Fragmentos de Mata Atlântica que apresentam valor de adequabilidade ambiental abaixo do valor de *threshold* obtido (445) estão representados pela cor preta; fragmentos com valor de adequabilidade ambiental acima do valor de limite de corte estão em colorido; Centróide = centróide da distribuição potencial futura.

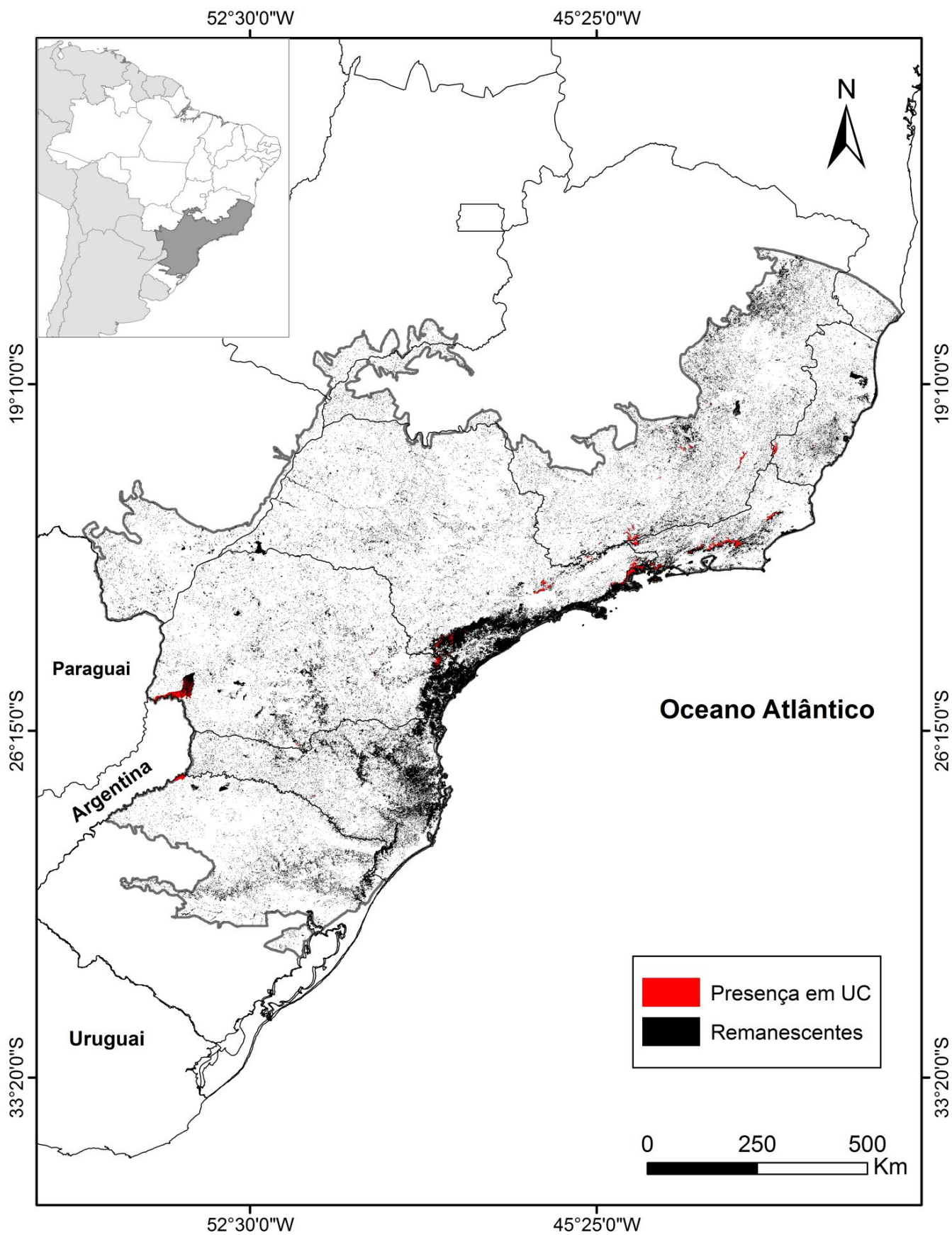


Figura 6. Distribuição potencial futura dentro dos limites de Unidades de Conservação de Proteção Integral (Presença em UC) e todos os demais fragmentos florestais de Mata Atlântica (Remanescentes).

adequados para a espécie sob efeitos de mudança climática é de 1003 m, 105 m mais elevada que a altitude da distribuição atual (898 m) e significativamente diferente (teste t , $p < 0,05$).

A adequabilidade ambiental dos remanescentes florestais apresenta certa variação. As áreas mais ao norte da distribuição, incluindo parte do Estado de São Paulo, centro-sul de Minas Gerais e leste do Espírito Santo e Rio de Janeiro, principalmente nas regiões que compreendem as Serras da Cantareira, Mantiqueira, do Caparaó, dos Órgãos e Gandarela (IBGE 2010), são as que apresentam maiores valores de probabilidade de ocorrência da espécie e podem ser vistas em vermelho no mapa da figura 3. Esse resultado pode ter sido obtido pelo fato de que a altitude foi a variável que apresentou a maior contribuição para os modelos (46,4%; tabela 1), estando positivamente relacionada com a ocorrência da espécie (figura2) e essas regiões possuem um grande número de serras. As partes mais ao sul da distribuição, que vão do sul do Estado de São Paulo até o norte do Rio Grande do Sul, foram apontadas com valores menores de adequabilidade, e correspondem, em sua maior parte, aos locais onde a espécie ocorre em menores altitudes (IBGE 2010). O mesmo padrão se manteve em cenários de mudanças climáticas, as regiões ao norte da distribuição apresentam maior adequabilidade (figura 5).

DISCUSSÃO

DISTRIBUIÇÃO ATUAL

Esse é o primeiro trabalho que utilizou a modelagem de nicho para estudar a distribuição do *P. eximius* e um dos primeiros para o gênero. Marini *et al.* (2010a) geraram mapas de distribuição potencial de 10 espécies de aves ameaçadas, incluindo *P. roquettei*, para fins de conservação utilizando nove diferentes algoritmos (ANN; CTA; GAM; GBM; GLM; MARS; MAXENT; MDA e RF). Porto *et al.* (2013), por meio do algoritmo da máxima entropia (MAXENT), geraram modelos de nicho para *P. kronei*, e mais outros 14 táxons de

diferentes grupos de vertebrados e invertebrados endêmicos da Mata Atlântica com a intenção de analisar padrões biogeográficos. de Souza *et al.* (2011), com auxílio do MAXENT, projetaram em cenários de mudanças climáticas a distribuição de 51 espécies de aves endêmicas da Mata Atlântica, incluindo *P. kronei*.

Em relação à distribuição potencial atual, para *P. kronei*, Porto *et al.* (2013) estimaram uma área de 171.955 km². Esse valor é muito superior ao encontrado nesse trabalho, 37.511 km². No entanto, fazer essa comparação de maneira simples não é adequado pelo fato de que esse estudo citado não excluiu do mapa as áreas que não correspondiam aos remanescentes de vegetação nativa.

Apesar de não terem sido considerados nesse estudo por não haver dados sobre a conectividade dos fragmentos, o Paraguai e a Argentina possuem grandes remanescentes de floresta de interior com ocorrência da espécie. Na Argentina, apesar da intensa devastação que sofreu nas últimas décadas, a província de Misiones ainda apresenta grandes extensões de áreas florestadas (*ca.* de 600.000 ha; Giraudo 2003), com um contínuo de 445.000 ha formado por oito Unidades de Conservação onde a espécie é registrada (BirdLife 2015b). No Paraguai, o Parque Nacional San Rafael (71.000 ha), Bosque Mbaracayú (64.000 ha), Parque Nacional de Caazapá (13.000 ha), e a Reserva Nacional de Recursos Manejados Ybyturuzu (25.500 ha), são as principais reservas com ocorrência da espécie (BirdLife 2015b). Dessa maneira, fica evidente a enorme importância desses países na conservação da espécie nas florestas mais interioranas e ao sudoeste de sua distribuição. Essas regiões são consideradas áreas importantes para a conservação das aves (IBA - *Important Bird Areas*) e possuem outras espécies de aves endêmicas e ameaçadas da Mata Atlântica, como *Aburria jacutinga*, *Amazona vinacea*, e outras espécies de *Phylloscartes* consideradas “Quase Ameaçadas” em nível global – *P. paulista* e *P. sylviolus* (Narosky & Yzurieta 1993; Hayes 1995; BirdLife 2015b).

ERROS DE COMISSÃO E OMISSÃO

Os modelos apontaram uma parte ao norte e outra ao sul da Serra do Mar no Estado de São Paulo como áreas de distribuição potencial. Apesar disso, não existem registros recentes da espécie documentados para a região, apesar dos inventários realizados por pesquisadores (Aleixo & Galetti 1997; IF 2008; Silveira 2009a; Cavarzere *et al.* 2010; Donatelli *et al.* 2011; IF 2011; Antunes *et al.* 2013) e observadores de aves (Wikiaves 2015a; Xeno-Canto 2015a). Goerck (1999) relata sua ocorrência no “Pico do Corcovado”, município de Ubatuba, apesar de a própria autora afirmar que seu registro não é confiável e precisa de confirmação. Um registro feito por D. Stotz na Estação Biológica de Boraceia também não foi documentado (Cavarzere *et al.* 2010). O único registro confiável para a região é de um espécime coletado no ano de 1899 na localidade de “Alto da Serra” (Ihering & Ihering 1907), que corresponde à atual Reserva Biológica de Paranapiacaba. No entanto, apesar da localidade ainda possuir grandes remanescentes florestais, inventários recentes (Silveira 2009a) não detectaram sua presença. Dessa maneira, apesar de áreas relativamente extensas da Serra do Mar terem sido apontadas como de distribuição potencial para a espécie, exceto pelo registro histórico do final do século XIX, sua ocorrência atual ainda necessita de documentação.

É possível que esse aparente erro de comissão dos modelos não represente um “erro” de fato, podendo ter sido causado por diversos fatores. Uma das possíveis explicações é em relação às interações bióticas. A modelagem de nicho parte da premissa de que as interações bióticas (nichos Eltoniano) atuam em escalas locais, sendo desprezíveis para determinar a distribuição dos táxons em largas escalas, que são determinadas pelas variáveis abióticas (nichos Grinelliano). No entanto, essa premissa, que parte da “Hipótese do Nicho Eltoniano” (Peterson *et al.* 2011), nem sempre é verdadeira, de modo que as interações bióticas podem muitas vezes limitar a distribuição dos táxons, sendo a competição a principal delas (Bullock *et al.* 2000; Leathwick & Austin 2001). Assim, outras espécies de passeriformes insetívoros

que se distribuem pela Serra do Mar podem estar competindo com *P. eximius* e impedindo que populações viáveis se estabeleçam na região. Além disso, apesar dos inventários realizados na região, outro motivo que causa aparente erro de comissão é a falha na detectabilidade por artefato da amostragem insuficiente, gerando dados de falsa ausência (Mackenzie *et al.* 2002). Outra possível explicação para esse efeito é que as variáveis utilizadas na geração dos modelos não foram suficientes para explicar toda a distribuição da espécie (Barry & Elith 2006).

Ainda em relação ao Estado de São Paulo, as regiões dos municípios de Agudos, Avanhandava, Campinas, Lins, Salmourão, Valparaíso, apesar de apresentarem registros históricos, não foram apontadas como ambientalmente adequadas. Esse erro de omissão dos modelos pode ter ocorrido pelo fato de que essas localidades podem corresponder, na verdade, à locais marginais em relação à distribuição da espécie, incapazes de manter populações viáveis, representando assim *outliers* para os algoritmos (Peterson *et al.* 2011). Por não corresponderem à locais altamente adequados para a distribuição, a extrema fragmentação de habitat na região pode ter sido suficiente para extinguir essas populações. Essas localidades poderiam apresentar características de micro-habitat que favorecem sua ocorrência (*e.g.* proximidade a corpos d'água e certos aspectos do relevo; capítulo 2), mas por estarem restritas a pequenas áreas nessa região não representam o seu nicho fundamental de forma adequada (Pulliam 2000), e o tamanho do pixel utilizado (~900 x 900 m) não foi suficientemente pequeno para serem apontados pelos modelos (Soley-Guardia *et al.* 2014).

Efeito semelhante a esse pode ter ocorrido em outros três locais em que a espécie foi registrada e que estavam fora dos limites da Mata Atlântica: um na Serra da Canastra (Silveira 1998), outro no município de Pirapora (Kirwan *et al.* 2001) e outro em Ibiá (Rage 2013), todos no Estado de Minas Gerais. Na Serra da Canastra, região de domínio do Cerrado, Silveira (1998) relata ter observado dois pares de indivíduos próximos à cachoeira Casca

d'Anta, em locais onde outras duas espécies típicas da Mata Atlântica (*Ilicura militaris* e *Pyroderus scutatus*) também foram encontradas. No município de Pirapora, Kirwan *et al.* (2001) relatam a ocorrência da espécie em florestas ripárias na bacia do Rio das Velhas, o maior afluente do Rio São Francisco. E no município de Ibiá, onde um indivíduo foi registrado nidificando (Rage 2013), o autor do registro afirma a presença de riachos próximos aos locais onde a espécie era detectada (Rage *in litt.*). A presença de corpos d'água é a característica de micro-habitat que apresenta maior importância na determinação da ocorrência da espécie (capítulo 2). Desse modo, apesar dessas localidades estarem situadas fora dos limites da Mata Atlântica, essa característica do micro-habitat (vegetação nas margens de corpos d'água) pode ter tornado sua ocorrência possível. Isso pode ter fortes consequências para sua conservação, tendo em vista que uma mudança recente na legislação brasileira (Lei Federal nº 12.651, de 25/05/2012) diminuiu drasticamente a proteção da vegetação nativa presente nos locais que margeiam rios e lagos, colocando em risco as aves que dependem desse tipo de ambiente (capítulo 2; Develey & Pongiluppi 2010; Metzger 2010).

MUDANÇAS CLIMÁTICAS

Evidências de mudanças recentes nas distribuições dos táxons causadas pelos efeitos do aquecimento global já foram relatadas para um grande número de espécies de aves (Parmesan 2006; Gregory *et al.* 2009; Chen *et al.* 2011). Pelo fato de as mudanças climáticas esperadas para as próximas décadas serem ainda maiores do que as já observadas até então (IPCC 2014), acredita-se que os impactos nas populações naturais serão ainda mais drásticos (Lawler *et al.* 2009). Tendo em vista que as espécies tropicais possuem em geral maior especialização de nicho e, portanto, maior sensibilidade a alterações ambientais, até mesmo pequenas mudanças no clima poderão surtir efeitos graves em suas distribuições (Bush &

Hooghiemstra 2005). Além da redução da área de distribuição potencial de boa parte das espécies, duas outras grandes tendências de mudanças na distribuição das aves causadas pelo aquecimento global são em direção aos pólos e a locais cada vez mais elevados (Sekercioglu *et al.* 2012).

de Souza *et al.* (2011), utilizando o MAXENT para avaliar o efeito das mudanças climáticas na distribuição de 51 espécies de aves endêmicas da Mata Atlântica, estimaram uma perda média de 45% de área de distribuição para o ano de 2050. Marini *et al.* (2010b) estimaram uma possível perda de 47% da área de distribuição potencial de *Amazona pretrei* e um deslocamento de sua distribuição em direção leste de sua área de ocorrência. Esses trabalhos não levaram em consideração os efeitos da fragmentação, que podem tornar os efeitos das mudanças climáticas ainda piores (Loiselle *et al.* 2010). Além das aves, as mudanças climáticas poderão ter efeitos negativos na distribuição de outros organismos endêmicos da Mata Atlântica, como marsupiais (Loyola *et al.* 2012), lepidópteros (Ferro *et al.* 2014), primatas (Meyer *et al.* 2014) e anfíbios (Loyola *et al.* 2013).

Os resultados encontrados nesse trabalho indicaram que *P. eximius* poderá sofrer uma redução de cerca de 40% em sua área de distribuição devido ao aquecimento global. Além da perda de área de distribuição potencial, a adequabilidade ambiental dos fragmentos onde a espécie poderá ocorrer diminuirá de maneira expressiva (figura 5). Diferente do que é esperado para a maior parte dos táxons sob efeitos do aquecimento global (Hickling *et al.* 2006), não foi notada tendência de mudança de sua distribuição em direção aos pólos. Apenas um pequeno deslocamento de 46 km em direção nordeste do centróide da distribuição futura foi observado em relação à distribuição atual. No entanto, em relação à altitude, sua distribuição mudou conforme o esperado, com as áreas de distribuição potencial futura sendo em média mais elevadas (em 105 m) que a área de distribuição potencial atual e isso por si só já causa redução na área de distribuição (Sekercioglu *et al.* 2012). Assim, apesar das aves que

ocorrem em áreas tropicais montanhosas sofrerem muitas vezes um nível de ameaça menor pelo fato dessas regiões serem menos habitadas e conterem porções expressivas de vegetação remanescente, as mudanças climáticas podem apresentar agora um risco iminente (Shoo *et al.* 2005; BirdLife 2015a).

REPRESENTAÇÃO EM UNIDADES DE CONSERVAÇÃO

Apesar das Unidades de Conservação por si só não serem suficientes para garantir a conservação da maioria das espécies, tanto em cenários atuais (Newmark 1996), como de mudanças climáticas (Thomas *et al.* 2004), seu papel em guardar parte significativa da biodiversidade é fundamental. Além da área efetivamente protegida pelas reservas, é importante assegurar que a rede de Unidades de Conservação fique espacialmente disposta ao longo da paisagem de modo que a conectividade seja eficiente na manutenção dos processos ecológicos e evolutivos (Margules & Pressey 2000).

Uma pequena porção da área de distribuição potencial atual (19%) e futura (18%) de *P. eximius* está representada por Unidades de Conservação (figuras 4 e 6), apesar do mínimo recomendado ser de 41 e 55,6%, respectivamente (Rodrigues *et al.* 2004a). Além de a distribuição estar representada por Unidades de Conservação abaixo do mínimo esperado, a adequabilidade ambiental dessas reservas poderá diminuir de maneira considerável, efeito que já era esperado (Araújo *et al.* 2004). Assim, fica evidente que as Unidades de Conservação atuais são insuficientes para a conservação da espécie. Além disso, é importante ressaltar que a espécie pode não ocupar de maneira igual todas essas reservas devido às variações de micro-habitat que as mesmas apresentam (capítulo 2).

Os resultados encontrados nesse trabalho vão ao encontro do que já foi constatado em outros estudos. Analisando a modelagem de 23 espécies de aves endêmicas da Mata Atlântica, Giorgi *et al.* (2014) constaram que as reservas representaram menos de 10% de suas

distribuições. Além disso, sua disposição espacial não é adequada para a manutenção da conectividade. A rede de Unidades de Conservação na Mata Atlântica também não é suficiente para garantir a conservação de espécies endêmicas do domínio pertencentes a outros grupos taxonômicos, como primatas (Pinto & Grelle 2009), anfíbios (Loyola *et al.* 2013), lepidópteros (Ferro *et al.* 2014; Lemes *et al.* 2014) e aracnídeos (Dias *et al.* 2011). Essa insuficiência no domínio vai de acordo com uma tendência mundial (Rodrigues *et al.* 2004b).

CONSERVAÇÃO

Pode-se notar que a distribuição de *P. eximius* se apresenta extremamente fragmentada na área de estudo (figura 3). Apesar disso, diferente de outros passeriformes insetívoros endêmicos da Mata Atlântica que podem até se beneficiar com a fragmentação (*e.g. Batara cinerea*; Uezu *et al.* 2005), os modelos indicaram preferência da espécie por paisagens mais conectadas e com remanescentes florestais maiores, a que vai de encontro ao que já foi encontrado para *Pyriglena leucoptera*, outro passeriforme insetívoro endêmico do domínio (Candia-Gallardo 2010). Sua probabilidade de ocorrência aumenta até o valor de conectividade funcional de 250, é mantida relativamente estável até 500 e declina com valores maiores (figura 2). No entanto, esse declínio deve ser interpretado com cautela, e pode ter sido notado pelo fato de que a sub-região biogeográfica da Serra do Mar, onde a espécie apresenta valores relativamente menores de adequabilidade ambiental (figura 3), é a que apresenta os maiores blocos de vegetação nativa remanescente do domínio e, portanto, paisagens mais conectadas na área de estudo (Ribeiro *et al.* 2009). As sub-regiões da Mata Atlântica de florestas de interior e de araucária (da Silva & Casteleti 2003) são as que concentram o maior número de pontos de ocorrência e são apontadas como mais adequadas (figuras 1 e 3), apesar de possuírem apenas 7,1 e 12,6% de sua vegetação original

remanescente respectivamente, estando entre as mais devastadas do domínio (Ribeiro *et al.* 2009).

Esses elevados níveis de fragmentação fazem com que a conectividade funcional dos remanescentes apresente grande relevância. A conectividade funcional é definida como a capacidade da paisagem facilitar ou dificultar o fluxo dos indivíduos através dos fragmentos (Taylor *et al.* 1993; Tischendorf & Fahrig 2000), dessa maneira, seu entendimento exige conhecimento da capacidade de dispersão dos organismos. O conhecimento acerca da conectividade pode ajudar no melhor entendimento dos padrões de distribuição das espécies, demografia populacional, viabilidade genética, processos evolutivos, e viabilidade em longo termo dos táxons em paisagens heterogêneas, além de ser altamente relevante para a conservação no sentido de reduzir os impactos negativos da fragmentação de habitat associada com as mudanças climáticas (Lindenmayer *et al.* 2008). Tendo em vista a extrema fragmentação da Mata Atlântica, estudos de modelagem de nicho que levem em consideração aspectos da paisagem são cruciais para obtenção de resultados mais realistas. No entanto, esses estudos são escassos na literatura (mas veja Loiselle *et al.* 2010; Ferraz *et al.* 2012; Jorge *et al.* 2013; Giorgi *et al.* 2014).

Modelos de dispersão das espécies têm sido associados em estudos de modelagem de nicho como um preditor sobre onde a colonização pode ocorrer, refinando dessa maneira projeções de áreas potencialmente adequada para os táxons para áreas potencialmente colonizáveis (Thuiller *et al.* 2008; Engler & Guisan 2009; Sullivan *et al.* 2012; Rodrigues-Rey *et al.* 2013). No entanto, caso não haja conhecimento sobre a capacidade de dispersão desses organismos, esses modelos não poderão ser gerados de maneira confiável. Para demonstrar o quão complexo e difícil pode ser modelar o processo de dispersão, Vasudev *et al.* (2015) criaram, por meio de uma representação heurística, um diagrama de Venn que auxilia na identificação e avaliação dos fatores limitantes da dispersão, sugerindo como o

mapeamento espacial desses fatores limitantes pode facilitar a identificação das rotas de dispersão das espécies.

Os três tipos principais de fatores limitantes para a dispersão são espaciais, ambientais e intrínsecos aos organismos. Os espaciais incluem efeitos da localização (*e.g.* tamanho e distância dos fragmentos [Uezu *et al.* 2005; Ferraz *et al.* 2007] e elementos que atuam como *stepping-stones* [Boscolo *et al.* 2008]). Os fatores ambientais incluem restrições extrínsecas ao organismo, como a comunidade biótica (Bowler & Benton 2009) e aspectos abióticos, incluindo atributos estruturais da matriz (Umetsu *et al.* 2008), fatores climáticos (Vasconcelos & Calhoun 2004), entre outros (Vasudev *et al.* 2015). E os fatores intrínsecos que podem limitar a dispersão podem vir de características individuais (Baguette *et al.* 2013), populacionais (Resasco *et al.* 2014) ou que atuam em níveis específicos (Uezu *et al.* 2005).

Apesar do presente estudo ter utilizado uma camada de paisagem como variável preditora, nada se sabe sobre a capacidade de dispersão de *P. eximius* e como suas populações irão se movimentar pela paisagem. Dessa forma, sugere-se que um diagrama de Venn, como sugerido por Vasudev *et al.* (2015), seja criado para que os fatores que facilitam o fluxo dos indivíduos sejam promovidos na área de estudo. Apesar de não existir nenhum estudo para *P. eximius* em específico, sabe-se que matrizes formadas por sistemas agroflorestais aumentam a permeabilidade das aves da Mata Atlântica em paisagens fragmentadas (Uezu *et al.* 2008; Pardini *et al.* 2009). Assim, sugere-se que esse tipo de atividade econômica seja incentivado na área de estudo no lugar de monoculturas. A presença de elementos que atuam como *stepping-stones* (Boscolo *et al.* 2008) também pode aumentar a permeabilidade das aves na matriz. A capacidade de dispersão poderá ter importância ainda maior em cenários de mudanças climáticas, no qual poderá haver necessidade de deslocamento dos indivíduos para locais ambientalmente mais adequados.

Devido a insuficiência da rede atual de Unidades de Conservação, sugere-se a criação de novas reservas. Sabe-se que fragmentos maiores são mais adequados para a manutenção de populações viáveis, sendo, portanto, prioritários para o estabelecimento de novas Unidades de Conservação (Willis 1979; Ferraz *et al.* 2007). No entanto, devido à extrema fragmentação, grandes remanescentes inexistem em boa parte da área de estudo, isso faz com que os fragmentos de tamanho menor, que atuam no aumento da conectividade, assumam grande importância (Uezu *et al.* 2005; Martensen *et al.* 2008; Ribeiro *et al.* 2009; Giorgi *et al.* 2014). Esses aspectos da paisagem podem ter uma importância ainda maior nas regiões mais ao norte da distribuição da espécie, situadas no centro-sul do Estado de Minas Gerais, onde estão os locais de maior adequabilidade ambiental, maior número de registros da espécie e onde a paisagem encontra-se mais fragmentada e com Unidades de Conservação menores (figuras 3 e 4).

Além de guiar buscas por novas populações (Tinoco *et al.* 2009; Marini *et al.* 2010b), os mapas gerados por meio dos modelos de nicho podem ser usados também em programas de reintrodução (Martínez-Meyer *et al.* 2006). Del-Rio *et al.* (2015) utilizaram uma metodologia que integrou modelos de nicho com modelos de ocupação para guiar buscas por novas populações de uma espécie de passeriforme recém descrita da Mata Atlântica, a *Formicivora paludicola*. Ainda que estudos de seleção de micro-habitat tenham sido realizados em um contínuo florestal (capítulo 2), modelos de ocupação, empregados por meio de amostragens replicadas temporal e espacialmente em áreas de distribuição potencial, permitem investigar a maneira que a espécie se relaciona com características do habitat, fornecendo pistas de quais características ambientais podem ser mais determinantes para a ocorrência da espécie ao longo da paisagem (Mackenzie *et al.* 2002; Mackenzie *et al.* 2006). A estratégia empregada por Del-Rio *et al.* (2015) é altamente eficaz para o planejamento ações de conservação e sugere-se que seja aplicada também para *P. eximius*. É reconhecida

também a importância de observadores de aves na descoberta de populações desconhecidas (Silvertown 2009). Tais observadores já forneceram a maior parte do total de pontos obtidos no presente estudo, ajudando, portanto, a melhorar de maneira substancial o conhecimento acerca da distribuição de *P. eximius*, além de permitir que os modelos empregados nesse trabalho pudessem gerar resultados de qualidade.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALEIXO, A. & GALETTI, M. 1997. The conservation of the avifauna in a lowland Atlantic forest in south-east Brazil. *Bird Conservation International*, 7:235-261.
- ALLOUCHE, O.; TSOAR, A. & KADMON, R. 2006. Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *Journal of Applied Ecology*, 43:1223-1232.
- ANDERSON, R. P. 2013. A framework for using niche models to estimate impacts of climate change on species distributions. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1297:8-28.
- ANDERSON, R. P. & RAZA, A. 2010. The effect of the extent of the study region on GIS models of species geographic distributions and estimates of niche evolution: preliminary tests with montane rodents (genus *Nephelomys*) in Venezuela. *Journal of Biogeography*, 37:1378-1393.
- ANTUNES, A. Z.; DA SILVA, B. G.; MATSUKUMA, C. K.; DE ESTON, M. R. & DOS SANTOS, A. M. R. 2013. Aves do Parque Estadual Carlos Botelho – SP. *Biota Neotropica*, 13(2):124-141.
- ARAÚJO, M. B.; CABEZA, M.; THUILLER, W.; HANNAH, L. & WILLIAMS, P. H. 2004. Would climate change drive species out of reserves? An assessment of existing reserve-selection methods. *Global Change Biology*, 10(9):1618-1626.
- ARAÚJO, M. B. & NEW, M. 2007. Ensemble forecasting of species distributions. *Trends in Ecology and Evolution*, 22(1):42-48.
- ARAÚJO, M. B.; PEARSON, R. G.; THUILLER, W. & ERHARD, M. 2005a. Validation of species-climate impact models under climate change. *Global Change Biology*, 11:1-10.
- ARAÚJO, M. B.; WHITTAKER, R. J.; LADLE, R. J. & ERHARD, M. 2005b. Reducing uncertainty in projections of extinction risk from climate change. *Global Ecology and Biogeography*, 14:528-538.
- AUSTIN, M. P. 2002. Spatial prediction of species distribution: an interface between ecological theory and statistical modelling. *Ecological Modelling*, 157:101-118.
- BAGUETTE, M.; BLANCHET, S.; LEGRAND, D.; STEVENS, V. M. & TURLURE, C. 2013. Individual dispersal, landscape connectivity and ecological networks. *Biological Reviews*, 88(2):310-326.
- BARBET-MASSIN, M.; JIGUET, F.; ALBERT, C. H. & THUILLER, W. 2012. Selecting pseudo-absences for species distribution models: how, where and how many? *Methods in Ecology and Evolution*, 3(2):327-338.
- BARRY, S. & ELITH, J. 2006. Error and uncertainty in habitat models. *Journal of Applied Ecology*, 43(3):413-423.
- BARVE, N.; BARVE, V.; JIMENEZ-VALVERDE, A.; LIRA-NORIEGA, A.; MAHER, S. P.; PETERSON, A. T.; SOBERON, J. & VILLALOBOS, F. 2011. The crucial role of the accessible area in ecological niche modeling and species distributions modeling. *Ecological Modelling*, 222:1810-1820.

- BEAUMNONT, L.; HUGHES, L. & PITMAN, A. J. 2008. Why is the choice of future climate scenarios for species distribution modelling important? *Ecol Lett*, 11:1135-1146.
- BEAUREGARD, F. & DE BLOIS, S. 2014. Beyond a Climate-Centric View of Plant Distribution: Edaphic Variables Add Value to Distribution Models. *PLoS ONE*, 9(3):1-12.
- BENCKE, G. A.; MAURÍCIO, G. N.; DEVELEY, P. F. & GOERCK, J. M. 2006. *Áreas importantes para a conservação das aves no Brasil: parte 1 - estados do domínio da Mata Atlântica*. São Paulo: SAVE Brasil.
- BIRDLIFE. 2015a. Endemic Bird Area factsheet: Atlantic forest mountains Acessado em 20/01/2015. Disponível em: <http://www.birdlife.org>.
- BIRDLIFE. 2015b. Important Bird Areas factsheet. Acessado em 14/04/2015. Disponível em: <http://www.birdlife.org>.
- BIRDLIFE. 2015c. IUCN Red List for Birds. BirdLife International Acessado em 13/05/2015. Disponível em: <http://www.birdlife.org>.
- BORIA, R. A.; OLSON, L. E.; GOODMAN, S. M. & ANDERSON, R. P. 2014. Spatial filtering to reduce sampling bias can improve the performance of ecological niche models. *Ecological Modelling*, 275(0):73-77.
- BOSCOLO, D.; CANDIA-GALLARDO, C.; AWADE, M. & METZGER, J. P. 2008. Importance of interhabitat gaps and stepping-stones for a bird species in the Atlantic Forest, Brazil. *Biotropica*, 40:273-276.
- BOWLER, D. E. & BENTON, T. G. 2009. Variation in dispersal mortality and dispersal propensity among individuals: the effects of age, sex and resource availability. *Journal of Animal Ecology*, 78:1234-1241.
- BREIMAN, L. 1984. *Classification and Regression Trees*. New York: CRC Press
- BREIMAN, L. 2001. Random Forest. *Machine Learning*, 45:5-32.
- BROWN, J. L. 2014. SDMtoolbox: a python-based GIS toolkit for landscape genetic, biogeographic and species distribution model analyses. *Methods in Ecology and Evolution*, 5:694-700.
- BULLOCK, J. M.; EDWARDS, J. R.; CAREY, P. D. & ROSE, R. J. 2000. Geographical separation of two *Ulex* species at three spatial scales: does competition limit species' ranges? *Ecography*, 23:257-271.
- BUSH, M. A. & HOOGHIEMSTRA, H. 2005. Tropical biotic responses to climate change. In: Lovejoy, T. E. & Hannah, L. (Eds.), *Climate change and biodiversity* (pp. 440). New Haven: Yale University Press.
- CÂMARA, I. G. 2003. Brief history of conservation in the Atlantic Forest. In: Galindo-Leal, C. & Câmara, I. G. (Eds.), *The Atlantic Forest of South America: Biodiversity Status, Threats and Outlook* (pp. 267-269). Washington: CABS and Island Press.
- CANDIA-GALLARDO, C. 2010. *O valor de corredores florestais para a conservação de aves em paisagens fragmentadas*. (Dissertação de Mestrado), Universidade de São Paulo, São Paulo.
- CAVARZERE, V.; MORAES, G. P. & SILVEIRA, L. F. 2010. Boracéia Biological Station: an ornithological review. *Papéis Avulsos de Zoologia*, 50 (13):189-201.

- CHEN, I.-C.;HILL, J. K.;OHLEMÜLLER, R.;ROY, D. B. & THOMAS, C. D. 2011. Rapid Range Shifts of Species Associated with High Levels of Climate Warming. *Science*, 333(6045):1024-1026.
- CRAMER, P. C. & PORTIER, K. M. 2001. Modeling Florida panther movements in response to human attributes of the landscape and ecological settings. *Ecological Modelling*, 140(1–2):51-80.
- CRICK, H. Q. P. 2004. The impact of climate change on birds. *Ibis*, 146:46-54.
- DA SILVA, J. M. C. & CASTELETTI, C. H. M. 2003. Status of the Biodiversity of the Atlantic Forest of Brazil. In: Galindo-Leal, C. & Câmara, I. G. (Eds.), *The Atlantic Forest of South America: Biodiversity status, threats, and outlook*. (pp. 446). Washington: Island Press.
- DE SOUZA, T. V.;LORINI, M. L.;ALVES, M. A. S.;CORDEIRO, P. & VALE, M. M. 2011. Redistribution of Threatened and Endemic Atlantic Forest Birds Under Climate Change. *Natureza & Conservação*, 9(2):214-219.
- DEAN, W. 1996. *A ferro e fogo: a história de devastação da Mata Atlântica brasileira*. São Paulo: Companhia das letras.
- DEL-RIO, G.;RÊGO, M. A. & SILVEIRA, L. F. 2015. A Multiscale Approach Indicates a Severe Reduction in Atlantic Forest Wetlands and Highlights that São Paulo Marsh Antwren Is on the Brink of Extinction. *PLoS ONE*:1-17.
- DEVELEY, P. F. & ENDRIGO, E. 2004. *Aves da Grande São Paulo: Guia de Campo*. São Paulo: Aves & Fotos Editora.
- DEVELEY, P. F. & PONGILUPPI, T. 2010. Impactos potenciais na avifauna decorrentes das alterações propostas para o Código Florestal Brasileiro. *Biota Neotropica*, 10(4):43-46.
- DIAS, M. A.;SIMÓ, M.;CASTELLANO, I. & BRESCOVIT, A. D. 2011. Modeling distribution of *Phoneutria bahiensis*(Araneae: Ctenidae): an endemic and threatened spider from Brazil. *Zoologia*, 28(4):432-440.
- DONATELLI, R. J.;FERREIRA, C. D. & DA COSTA, T. V. V. 2011. Avian communities in woodlots in Parque das Neblinas, Bertioga, São Paulo, Brazil. *Revista Brasileira de Biociências*, 9(2):187-199.
- ENGLER, R. & GUISAN, A. 2009. MIGCLIM: Predicting plant distribution and dispersal in a changing climate. *Diversity and Distributions*, 15:590-601.
- FERRAZ, G.;NICHOLS, J. D.;HINES, J. E.;STOUFFER, P. C.;BIERREGAARD, R. O. & LOVEJOY, T. E. 2007. A Large-Scale Deforestation Experiment: Effects of Patch Area and Isolation on Amazon Birds. *Science*, 315(5809):238-241.
- FERRAZ, K. M. P. M. D. B.;SIQUEIRA, M. F.;ALEXANDRINO, E. R.;DA LUZ, D. T. A. & COUTO, H. T. Z. 2012. Environmental suitability of a highly fragmented and heterogeneous landscape for forest bird species in south-eastern Brazil. *Environmental Conservation*, 39(04):316-324.
- FERRO, V. G.;LEMES, P.;MELO, A. S. & LOYOLA, R. 2014. The Reduced Effectiveness of Protected Areas under Climate Change Threatens Atlantic Forest Tiger Moths. *PLoS ONE*, 9(9):e107792.

- FITZPATRICK, J. W. 2004. Family Tyrannidae (Tyrant-flycatchers), . In: del Hoyo, J.;Elliot, A. & A., C. D. (Eds.), *Handbook of the Birds of the World* (Vol. 9, Cotingas to Pipits and Wagtails). Barcelona: Lynx Edicions.
- FRANKLIN, J. & MILLER, J. A. 2009. *Mapping species distributions: Spatial inference and prediction*. Cambridge: Cambridge University Press.
- GIANNINI, T. C.;SIQUEIRA, M. F.;ACOSTA, A. L.;BARRETO, F. C. C.;SARAIVA, A. M. & ALVES-DOS-SANTOS, I. 2012. Desafios atuais da modelagem preditiva de distribuição de espécies. *Rodriguésia*, 63(3):733-749.
- GIORGI, A. P.;ROVZAR, C.;DAVIS, K. S.;FULLER, T.;BUERMANN, W.;SAATCHI, S.;SMITH, T. B.;SILVEIRA, L. F. & GILLESPIE, T. W. 2014. Spatial conservation planning framework for assessing conservation opportunities in the Atlantic Forest of Brazil. *Applied Geography*, 53(0):369-376.
- GIRAUDO, A. R. 2003. Dynamics of biodiversity loss in the Argentinean Atlantic Forest: an introduction. In: Galindo-Leal, C. & Câmara, I. G. (Eds.), *The Atlantic Forest of South America: Biodiversity Status, Threats, and Outlook*. Washington: CABS and Island Press.
- GNANADESIKAN, A.;DIXON, K. W.;GRIFFIES, S. M.;BALAJI, V.;BARREIRO, M.;BEESLEY, J. A.;COOKE, W. F.;DELWORTH, T. L.;GERDES, R.;HARRISON, M. J.;HELD, I. M.;HURLIN, W. J.;LEE, H.-C.;LIANG, Z.;NONG, G.;PACANOWSKI, R. C.;ROSATI, A.;RUSSELL, J.;SAMUELS, B. L.;SONG, Q.;SPELMAN, M. J.;STOUFFER, R. J.;SWEENEY, C. O.;VECCHI, G.;WINTON, M.;WITTENBERG, A. T.;ZENG, F.;ZHANG, R. & DUNNE, J. P. 2006. GFDL's CM2 Global Coupled Climate Models. Part II: The Baseline Ocean Simulation. *Journal of Climate*, 19(5):675-697.
- GOERCK, J. M. 1997. Patterns of Rarity in the Birds of the Atlantic Forest. *Conservation Biology*, 11(1):112-118.
- GOERCK, J. M. 1999. Distribution of birds along an elevational gradient in the Atlantic forest of Brazil: implications for the conservation of endemic and endangered species. *Bird Conservation International*, 9:235-253.
- GREGORY, R. D.;WILLIS, S. G.;JIGUET, F.;VOŘÍŠEK, P.;KLVAŇOVÁ, A.;VAN STRIEN, A.;HUNTLEY, B.;COLLINGHAM, Y. C.;COUVET, D. & GREEN, R. E. 2009. An Indicator of the Impact of Climatic Change on European Bird Populations. *PLoS ONE*, 4(3):e4678.
- GRINNELL, J. 1917. The niche-relationships of the California Thrasher. *The Auk*, 34:427-433.
- GUISAN, A.;BROENNIMANN, O.;ENGLER, R.;VUST, M.;YOCOZO, N. G.;LEHMANN, A. & ZIMMERMANN, N. E. 2006. Using Niche-Based Models to Improve the Sampling of Rare Species
- Utilización de Modelos Basados en Nichos para Mejorar el Muestreo de Especies Raras. *Conservation Biology*, 20(2):501-511.
- HANLEY, J. A. & MCNEIL, B. J. 1982. The Meaning and Use of the Area a Receiver Operating Characteristic (ROC) Curve. *Radiology*, 143(1):29-36.
- HARRIS, J. B. C.;SEKERCIOGLU, C. H.;SODHI, N. S.;FORDHAM, D. A.;PATON, D. C. & BROOK, B. W. 2011. The tropical frontier in avian climate impact research. *Ibis*, 153(4):877-882.

- HASTIE, T. & TIBSHIRANI, R. 1986. Generalized Additive Models. *Statistical Science*, 1(3):297-318.
- HASTIE, T.;TIBSHIRANI, R. & BUJA, A. 1994. Flexible Discriminant Analysis by Optimal Scoring. *Journal of the American Statistical Association*, 89(428):1255-1270.
- HAYES, F. W. 1995. *Status, Distribution and Biogeography of the Birds of Paraguay (Monographs in Field Ornithology)*. New York: American Birding Association.
- HICKLING, R.;ROY, D. B.;HILL, J. K.;FOX, R. & THOMAS, C. D. 2006. The distributions of a wide range of taxonomic groups are expanding polewards. *Global Change Biology*, 12(3):450-455.
- HIJMANS, R. J. 2012. Cross-validation of species distribution models: removing spatial sorting bias and calibration with a null model. *Ecology*, 93(3):679-688.
- HIJMANS, R. J. 2014. raster: Geographic data analysis and modeling. R package version 2.2-31. Acessado em 21/12/2014. Disponível em: <http://CRAN.R-project.org/package=raster>.
- HIJMANS, R. J.;CAMERON, S. E.;PARRA, J. L.;JONES, P. G. & JARVIS, A. 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 25:1965-1978.
- HUBERTY, C. J. 1994. *Applied Discriminant Analysis*. Canadá: John Wiley & Sons Canada.
- IBGE. 2010. *Atlas Nacional do Brasil Milton Santos*. Rio de Janeiro: IBGE.
- IF. 2008. *Parque Estadual da Serra do Mar: Plano de Manejo*. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente.
- IF. 2009. *Parque Estadual da Cantareira: Plano de Manejo*. São Paulo: Imprensa Oficial.
- IF. 2011. *Plano de Manejo do Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira*. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente.
- IHERING, H. V. & IHERING, R. V. 1907. *Catalogos da Fauna Brasileira (Vol. 1)*. São Paulo: Museu Paulista.
- IPCC, I. P. O. C. C. 2014. Climate Change 2014: Synthesis Report (pp. 132). Shanghai, China.
- JONES, C. C.;ACKER, S. A. & HALPERN, C. B. 2010. Combining local- and large-scale models to predict the distributions of invasive plant species. *Ecological Applications*, 20(2):311-326.
- JORGE, M. L. S. P.;GALETTI, M.;RIBEIRO, M. C. & FERRAZ, K. M. P. M. B. 2013. Mammal defaunation as surrogate of trophic cascades in a biodiversity hotspot. *Biological Conservation*, 163:49-58.
- KIRWAN, G. M.;BARNETT, J. M. & MINNS, J. 2001. The effect of spatially marginal localities in modelling species niches and distributions. *Ararajuba*, 9(2):145-160.
- LAWLER, J. J.;SHAFER, S. L.;WHITE, D.;KAREIVA, P.;MAURER, E. P.;BLAUSTEIN, A. R. & BARTLEIN, P. J. 2009. Projected climate-induced faunal change in the Western Hemisphere. *Ecology*, 90(3):588-597.
- LEATHWICK, J. R. & AUSTIN, M. P. 2001. Competitive Interactions between Tree Species in New Zealand's Old-Growth Indigenous Forests. *Ecology*, 82(9):2560-2573.

- LEMES, P.;MELO, A. S. & LOYOLA, R. D. 2014. Climate change threatens protected areas of the Atlantic Forest. *Biodiversity and Conservation*, 23:357-367.
- LI, X. & WANG, Y. 2013. Applying various algorithms for species distribution modelling. *Integrative Zoology*, 8:124-134.
- LIMA, L. M. 2013. *Aves da Mata Atlântica: riqueza, composição, status, endemismos e conservação*. (Dissertação de Mestrado), Universidade de São Paulo, São Paulo.
- LINDENMAYER, D.;HOBBS, R. J.;MONTAGUE-DRAKE, R.;ALEXANDRA, J.;BENNETT, A.;BURGMAN, M.;CALE, P.;CALHOUN, A.;CRAMER, V.;CULLEN, P.;DRISCOLL, D.;FAHRIG, L.;FISCHER, J.;FRANKLIN, J.;HAILA, Y.;HUNTER, M.;GIBBONS, P.;LAKE, S.;LUCK, G.;MACGREGOR, C.;MCINTYRE, S.;NALLY, R. M.;MANNING, A.;MILLER, J.;MOONEY, H.;NOSS, R.;POSSINGHAM, H.;SAUNDERS, D.;SCHMIEGELOW, F.;SCOTT, M.;SIMBERLOFF, D.;SISK, T.;TABOR, G.;WALKER, B.;WIENS, J.;WOINARSKI, J. & ZAVALATA, E. 2008. A checklist for ecological management of landscapes for conservation. *Ecol Lett*, 11(1):78-91.
- LIU, C.;BERRY, P. M.;DAWSON, T. P. & PEARSON, R. G. 2005. Selecting thresholds of occurrence in the prediction of species distributions. *Ecography*, 28:385-392.
- LOBO, J. M.;JIMÉNEZ-VALVERDE, A. & REAL, R. 2008. AUC: a misleading measure of the performance of predictive distribution models. *Global Ecology and Biogeography*, 17:145-150.
- LOISELLE, B. A.;GRAHAM, C. H.;GOERCK, J. M. & RIBEIRO, M. C. 2010. Assessing the impact of deforestation and climate change on the range size and environmental niche of bird species in the Atlantic forests, Brazil. *Journal of Biogeography*, 37(7):1288-1301.
- LOMOLINO, M. V. 2004. Conservation biogeography. In: Lomolino, M. V. & Heaney, L. R. (Eds.), *Frontiers of Biogeography: New Directions in the Geography of Nature* (pp. 436). Sunderland, Massachusetts: Sinauer Associates, Inc. Publishers
- LOYOLA, R.;LEMES, P.;NABOUT, J.;TRINDADE-FILHO, J.;SAGNORI, M.;DOBROVOLSKI, R. & DINIZ-FILHO, J. 2013. A straightforward conceptual approach for evaluating spatial conservation priorities under climate change. *Biodiversity and Conservation*, 22(2):483-495.
- LOYOLA, R. D.;LEMES, P.;FALEIRO, F. V.;TRINDADE-FILHO, J. & MACHADO, R. B. 2012. Severe Loss of Suitable Climatic Conditions for Marsupial Species in Brazil: Challenges and Opportunities for Conservation. *PLoS ONE*, 7(9):e46257.
- LU, N.;JIA, C.-X.;LLOYD, H. & SUN, Y.-H. 2012. Species-specific habitat fragmentation assessment, considering the ecological niche requirements and dispersal capability. *Biological Conservation*, 152:102-114.
- MACKENZIE, D. I.;NICHOLS, J. D.;LACHMAN, G. B.;DROEGE, S.;ROYLE, J. A. & LANGTIMM, C. 2002. Estimating Site Occupancy Rates When Detection Probabilities are Less than One. *Ecology*, 83(8):2248-2254.
- MACKENZIE, D. I.;NICHOLS, J. D.;ROYLE, J. A.;POLLOCK, K. H.;BAILEY, J. W. & HINES, J. E. 2006. *Occupancy Estimation and Modeling: Inferring Patterns and Dynamics of Species Occurrence* California: Elsevier.
- MANEL, S.;WILLIAMS, H. C. & ORMEROD, S. J. 2001. Evaluating presence-absence models in ecology: the need to account for prevalence. *Journal of Applied Ecology*, 38:921-930.

- MARGULES, C. R. & PRESSEY, R. L. 2000. Systematic conservation planning. *Nature*, 405(6783):243-253.
- MARINI, M. A.; BARBET-MASSIN, M.; LOPES, L. E. & JIGUET, F. 2010a. Predicting the occurrence of rare Brazilian birds with species distribution models. *Journal of Ornithology*, 151:857-865.
- MARINI, M. A.; BARBET-MASSIN, M.; MARTINEZ, J.; PRESTES, N. P. & JIGUET, F. 2010b. Applying ecological niche modelling to plan conservation actions for the Red-spectacled Amazon (*Amazona pretrei*). *Biological Conservation*, 143:102-111.
- MARINI, M. A. & GARCIA, F. I. 2005. Conservação de aves no Brasil *Megadiversidade* (Vol. 1, pp. 95-102). Belo Horizonte: Conservação Internacional.
- MARMION, M.; LUOTO, M.; HEIKKINEN, R. K. & THUILLER, W. 2009. The performance of state-of-the-art modeling techniques depends on geographical distribution of species. *Ecological Modelling*, 220:3512-3520.
- MARTENSEN, A. C.; PIMENTEL, R. G. & METZGER, J. P. 2008. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: implications for conservation. *Biological Conservation*, 141:2184-2191.
- MARTÍNEZ-MEYER, E.; PETERSON, A. T.; SERVÍN, J. I. & KIFF, L. F. 2006. Ecological niche modelling and prioritizing areas for species reintroductions. *Oryx*, 40(04):411-418.
- MCCULLAGH, P. & NELDER, J. A. 1989. *Generalized Linear Models* (2^a ed.). New York: Chapman and Hall/CRC.
- METZGER, J. P. 2010. O Código Florestal tem base científica? *Natureza & Conservação*, 8(1):1-5.
- MEYER, A. L. S.; PIE, M. R. & PASSOS, F. C. 2014. Assessing the exposure of lion tamarins (*Leontopithecus* spp.) to future climate change. *American Journal of Primatology*, 76(6):551-562.
- MITTERMEIER, R. A.; GIL, P. R.; HOFFMAN, M.; PILGRIM, J.; BROOKS, T.; MITTERMEIER, C. G.; LAMOUREX, J. & DA FONSECA, G. A. B. 2005. *Hotspot Revisited: Earth's Biologically Richest and Most Endangered Terrestrial Ecoregions*. Chicago: University of Chicago Press.
- NAROSKY, T. & YZURIETA, D. 1993. *Birds of Argentina & Uruguay, A Field Guide*. Buenos Aires: Vazquez Mazzini Editores.
- NEWMARK, W. D. 1996. Insularization of Tanzanian parks and the local extinction of large mammals. *Conservation Biology*, 10:1549-1555.
- ORTEGA-HUERTA, M. A. & PETERSON, A. T. 2004. Modelling spatial patterns of biodiversity for conservation prioritization in North-eastern Mexico. *Diversity and Distributions*, 10(1):39-53.
- PARDINI, R.; FARIA, D.; ACCACIO, G. M.; LAPS, R. R.; MARIANO-NETO, E.; PACIENCIA, M. L. B.; DIXO, M. & BAUMGARTEN, J. 2009. The challenge of maintaining Atlantic forest biodiversity: A multi-taxa conservation assessment of specialist and generalist species in an agro-forestry mosaic in southern Bahia. *Biological Conservation*, 142(6):1178-1190.

- PARMESAN, C. 2006. Ecological and Evolutionary Responses to Recent Climate Change. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 37:32.
- PEARCE, J. & FERRIER, S. 2000. Evaluating the predictive performance of habitat models developed using logistic regression. *Ecological Modelling*, 133:225-245.
- PEARSON, R. G. 2007. Species' Distribution Modeling for Conservation Educators and Practitioners (pp. 50). New York: American Museum of Natural History.
- PETERSON, A. T.; PAPES, M. & EATON, M. 2007. Transferability and model evaluation in ecological niche modeling: a comparison of GARP and Maxent. *Ecography*, 30:550-560.
- PETERSON, A. T.; SOBERÓN, J.; PEARSON, R. G.; ANDERSON, R. P.; MARTÍNEZ-MEYER, E.; NAKAMURA, M. & ARAÚJO, M. B. 2011. *Ecological Niches and Geographic Distributions*. Oxford: Princeton University Press.
- PHILLIPS, S. J.; ANDERSON, R. P. & SCHAPIRE, R. E. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190:231-258.
- PHILLIPS, S. J.; DUDÍK, M.; ELITH, J.; GRAHAM, C.; LEHMANN, A.; LEATHWICK, J. R. & FERRIER, S. 2009. Sample selection bias and presence-only distribution models: implications for background and pseudo-absence data. *Ecological Applications*, 19(1):181-196.
- PINTO, M. & GRELLE, C. 2009. Reserve selection and persistence: complementing the existing Atlantic Forest reserve system. *Biodiversity and Conservation*, 18(4):957-968.
- PORTO, T. J.; CARNAVAL, A. C. & DA ROCHA, P. L. B. 2013. Evaluating forest refugial models using species distribution models, model filling and inclusion: a case study with 14 Brazilian species. *Diversity and Distributions*, 19:330-339.
- POUNDS, J. A.; FOGDEN, M. P. L. & CAMPBELL, J. H. 1999. Biological response to climate change on a tropical mountain. *Nature*, 398:611-615.
- PULLIAM, H. R. 2000. On the relationship between niche and distribution. *Ecol Lett*, 3:349-360.
- R-CORE-TEAM. 2015. R: A language and environment for statistical computing. Acessado em 05/05/2015. Disponível em: <http://www.R-project.org/>.
- RAGE, F. A. 2013. WA1092973, Phylloscartes eximius (Temminck, 1822). Wiki Aves - A Enciclopédia das Aves do Brasil. Acessado em 18/04/2015. Disponível em: [Disponível em: <http://www.wikiaves.com/1092973>](http://www.wikiaves.com/1092973).
- RAVEN, P. H. & WILSON, E. 1992. A fifty-year plan for biodiversity surveys. *Science*, 258:1099-1100.
- REMSSEN, J. V.; CADENA, C. D.; JARAMILLO, A.; NORES, M.; PACHECO, J. F.; PÉREZ, J.; ROBBINS, M. B.; STILES, F. G.; STOTZ, D. F. & ZIMMER, K. J. 2014. A classification of the bird species of South America. American Ornithologists' Union. Acessado em 14/12/2014. Disponível em: <http://www.museum.lsu.edu/~Remsen/SACCBaseline.html>.
- RESASCO, J.; HADDAD, N. M.; ORROCK, J. L.; SHOEMAKER, D.; BRUDVIG, L. A.; DAMSCHEN, E. I.; TEWKSBUARY, J. J. & LEVEY, D. J. 2014. Landscape corridors can increase invasion by an exotic species and reduce diversity of native species. *Ecology*, 95(8):2033-2039.

- RIBEIRO, M. C.;METZGER, J. P.;MARTENSEN, A. C.;PONZONI, F. J. & HIROTA, M. M. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, 142:12.
- RIDGELY, R. S. & TUDOR, G. 2004. *Field guide to the songbirds of south America: the passerines*. Austin: University of Texas Press.
- RIDGEWAY, G. 1999. The State of Boosting *Computing Science and Statistics*, 31:172-180.
- RIPLEY, B. D. 2008. *Pattern Recognition and Neural Networks*. Cambridge: Cambridge University Press.
- RODRÍGUES-REY, M.;JIMÉNEZ-VALVERDE, A. & ACEVEDO, P. 2013. Species distribution models predict range expansion better than chance but not better than a simple dispersal model. *Ecological Modelling*, 256:1-5.
- RODRIGUES, A. S. L.;AKÇAKAYA, H. R.;ANDELMAN, S. J.;BAKARR, M. I.;BOITANI, L.;BROOKS, T. M.;CHANSON, J. S.;FISHPOOL, L. D. C.;DA FONSECA, G. A. B.;GASTON, K. J.;HOFFMANN, M.;MARQUET, P. A.;PILGRIM, J. D.;PRESSEY, R. L.;SCHIPPER, J.;SECHREST, W.;STUART, S. N.;UNDERHILL, L. G.;WALLER, R. W.;WATTS, M. E. J. & YAN, X. 2004a. Global Gap Analysis: Priority Regions for Expanding the Global Protected-Area Network. *BioScience*, 54(12):1092-1100.
- RODRIGUES, A. S. L.;ANDELMAN, S. J.;BAKARR, M. I.;BOITANI, L.;BROOKS, T. M.;COWLING, R. M.;FISHPOOL, L. D. C.;DA FONSECA, G. A. B.;GASTON, K. J.;HOFFMANN, M.;LONG, J. S.;MARQUET, P. A.;PILGRIM, J. D.;PRESSEY, R. L.;SCHIPPER, J.;SECHREST, W.;STUART, S. N.;UNDERHILL, L. G.;WALLER, R. W.;WATTS, M. E. J. & YAN, X. 2004b. Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity. *Nature*, 428(6983):640-643.
- RYLANDS, A. B. & BRANDON, K. 2005. Unidades de conservação brasileiras *Megadiversidade* (Vol. 1, pp. 215). Belo Horizonte: Conservação Internacional do Brasil.
- SEKERCIOGLU, C. H.;PRIMACK, R. B. & WORMWORTH, J. 2012. The effects of climate change on tropical birds. *Biological Conservation*, 148:1-18.
- SHOO, L. P.;WILLIAMS, S. E. & HERO, J.-M. 2005. Climate warming and the rainforest birds of the Australian Wet Tropics: Using abundance data as a sensitive predictor of change in total population size. *Biological Conservation*, 125(3):335-343.
- SILVA, J. M. C.;SOUSA, M. C. & CASTELLETTI, C. H. M. 2004. Areas of endemism for passerine birds in the Atlantic Forest, South America. *Global Ecology and Biogeography*, 13:85-92.
- SILVA, M. 2005. The Brazilian protected areas program. *Conservation Biology*, 19:608-611.
- SILVEIRA, L. F. 1998. The birds of Serra da Canastra National Park and adjacent areas, Minas Gerais, Brazil. *Cotinga*, 10:55-62.
- SILVEIRA, L. F. 2009a. As aves: uma revisão histórica do conhecimento ornitológico em uma Reserva de Mata Atlântica do Estado de São Paulo. In: Lopes, M. I. M. S.;Kirizawa, M. & de Melo, M. M. R. F. (Eds.), *Patrimônio da Reserva Biológica do Alto da Serra de Paranapiacaba – A Antiga Estação Biológica do Alto da Serra* (pp. 720). São Paulo: Imprensa Oficial.

- SILVEIRA, L. F. 2009b. *Phylloscartes eximius* (Temminck, 1822). In: Bressan, P. M.; Kierulff, M. C. M. & Sugieda, A. M. (Eds.), *Fauna Ameaçada de Extinção do Estado de São Paulo: Vertebrados* (pp. 223). São Paulo: Fundação Parque Zoológico de São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente.
- SILVERTOWN, J. 2009. A new dawn for citizen science. *Trends Ecol Evol*, 24(9):467-471.
- SOBERON, J. & PETERSON, A. T. 2005. Interpretation of models of fundamental ecological niches and specie's distributional areas. *Biodiversity Informatics*, 2:1-10.
- SOLEY-GUARDIA, M.; RADOSAVLJEVIC, A.; RIVERA, J. L. & ANDERSON, R. P. 2014. The effect of spatially marginal localities in modelling species niches and distributions. *Journal of Biogeography*, 41:1390-1400.
- STATTERSFIELD, A. J.; CROSBY, M. J.; LONG, A. J. & WEGE, D. C. 1998. *Endemic bird areas of the world: priorities for biodiversity conservation*. Cambridge: BirdLife International.
- STOCKWELL, D. R. B. & PETERSON, A. T. 2002. Effects of sample size on accuracy of species distribution models. *Ecological Modelling*, 148(1):1-13.
- SULLIVAN, M. J. P.; DAVIES, R. G.; REINO, L. & FRANCI, A. M. A. 2012. Using dispersal information to model the species–environment relationship of spreading non-native species. *Methods in Ecology and Evolution*, 3:870-879.
- SWETS, J. A. 1988. Measuring the accuracy of diagnostic systems. *Science*, 240(4857):1285-1292.
- TAYLOR, P. D.; FAHRIG, L.; HENEIN, K. & MERRIAM, G. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *OIKOS*, 68(3):571-573.
- THE HADGEM TEAM, T. H. G. D. 2011. The HadGEM2 family of Met Office Unified Model climate configurations. *Geosci. Model Dev.*, 4(3):723-757.
- THOMAS, C. D.; CAMERON, A.; GREEN, R. E.; BAKKENES, M.; BEAUMONT, L. J.; COLLINGHAM, Y. C.; ERASMUS, B. F. N.; DE SIQUEIRA, M. F.; GRAINGER, A.; HANNAH, L.; HUGHES, L.; HUNTLEY, B.; VAN JAARVELD, A. S.; MIDGLEY, G. F.; MILES, L.; ORTEGA-HUERTA, M. A.; TOWNSEND PETERSON, A.; PHILLIPS, O. L. & WILLIAMS, S. E. 2004. Extinction risk from climate change. *Nature*, 427(6970):145-148.
- THUILLER, W. 2004. Patterns and uncertainties of species' range shifts under climate change. *Global Change Biology*, 10:2020-2027.
- THUILLER, W.; ALBERT, C.; ARAÚJO, M. B.; BERRY, P. M.; CABEZA, M.; GUISAN, A.; HICKLER, T.; MIDGLEY, G. F.; PATERSON, J.; SCHURR, F. M.; SYKES, M. T. & ZIMMERMANN, N. E. 2008. Predicting global change impacts on plant species' distributions: Future challenges. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 9(3–4):137-152.
- THUILLER, W.; GEORGE, D. & ENGLER, R. 2014. biomod2: Ensemble platform for species distribution modeling. Acessado em 21/12/2014. Disponível em: <http://CRAN.R-project.org/package=biomod2>.
- TINOCO, B. A.; ASTUDILLO, P. X.; LATTA, S. C. & GRAHAM, C. H. 2009. Distribution, ecology and conservation of an endangered Andean hummingbird: the Violet-throated Metaltaill (Metallura baroni). *Bird Conservation International*, 19:63-76.

- TISCHENDORF, L. & FAHRIG, L. 2000. On the usage and measurement of landscape connectivity. *OIKOS*, 90:7-19.
- UEZU, A.;BEYER, D. & METZGER, J. 2008. Can agroforest woodlots work as stepping stones for birds in the Atlantic forest region? *Biodiversity and Conservation*, 17(8):1907-1922.
- UEZU, A.;METZGER, J. P. & VIELLIARD, J. M. E. 2005. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. *Biological Conservation*, 123:507-518.
- UMETSU, F.;METZGER, J. P. & PARDINI, R. 2008. Importance of estimating matrix quality for modeling species distribution in complex tropical landscape: a test with Atlantic forest small mammals. *Ecography*, 31:359-370.
- VASCONCELOS, D. & CALHOUN, A. J. K. 2004. Movement patterns of adult and juvenile *Rana sylvatica* (LeConte) and *Ambystoma maculatum* (Shaw) in three restored seasonal pools in Maine. *Journal of Herpetology*, 38:551-560.
- VASUDEV, D.;FLETCHER JR, R. J.;GOSWAMI, V. R. & KRISHNADAS, M. 2015. From dispersal constraints to landscape connectivity: lessons from species distribution modeling. *Ecography*, 38:1-11.
- VELOZ, S. D. 2009. Spatially autocorrelated sampling falsely inflates measures of accuracy for presence-only niche models. *Journal of Biogeography*, 36(12):2290-2299.
- VERTENSTEIN, M.;CRAIG, T.;MIDDLETON, A.;FEDDEMA, D. & FISCHER, C. 2014. CCSM 4.0 User's Guide (pp. 126). Boulder, Colorado: CESM, Community Earth System Model.
- WARREN, D. L. 2012. In defense of 'niche modeling'. *Trends in Ecology and Evolution*, 27(9):497-500.
- WATANABE, S.;HAJIMA, T.;SUDO, K.;NAGASHIMA, T.;TAKEMURA, T.;OKAJIMA, H.;NOZAWA, T.;KAWASE, H.;ABE, M.;YOKOHATA, T.;ISE, T.;SATO, H.;KATO, E.;TAKATA, K.;EMORI, S. & KAWAMIYA, M. 2011. MIROC-ESM 2010: model description and basic results of CMIP5-20c3m experiments. *Geosci. Model Dev.*, 4(4):845-872.
- WHITTAKER, R. J.;ARAUJO, M. B.;JEPSON, P.;LADLE, R. J.;WATSON, J. E. M. & WILLIS, K. J. 2005. Conservation Biogeography: assessment and prospect. *Diversity and Distributions*, 11:3-22.
- WIKIAVES. 2015a. Áreas de Observação: Parque Estadual da Serra do Mar. WikiAves: A Enciclopédia das Aves do Brasil. Acessado 13/04/2015. Disponível em: http://www.wikiaves.com.br/areas:pe_da_serra_do_mar:inicio.
- WIKIAVES. 2015b. *Phylloscartes eximius*. WikiAves - A Enciclopédia das Aves do Brasil. Acessado em 13/04/2015. Disponível em: <http://www.wikiaves.com.br/barbudinho>.
- WILLIAMS, J. N.;SEO, C.;THORNE, J.;NELSON, J. K.;ERWIN, S.;O'BRIEN, J. M. & SCHWARTZ, M. W. 2009. Using species distribution models to predict new occurrences for rare plants. *Diversity and Distributions*, 15(4):565-575.
- WILLIS, E. O. 1979. The Composition of Avian Communities in Remanescent Woodlots in Southern Brazil. *Papéis Avulsos de Zoologia*, 33(1):1-24.
- WILLIS, E. O. & ONIKI, Y. 1993. New and reconfirmed birds from the state of São Paulo, with notes on disappearing species *Bulletin of the British Ornithologists'*, 133:23-33.

- WISZ, M. S.;HIJMANS, R. J.;LI, J.;PETERSON, A. T.;GRAHAM, C. H.;GUISAN, A. & GROUP, N. P. S. D. W. 2008. Effects of sample size on the performance of species distribution models. *Diversity and Distributions*, 14(5):763-773.
- XENO-CANTO. 2015a. Barbudinho, *Pogonotriccus eximius* (Temminck, 1822). Xeno-Canto - Compartilhando sons de aves do mundo todo. Acessado em 22/04/2015. Disponível em: <http://www.xeno-canto.org/species/Pogonotriccus-eximius>.
- XENO-CANTO. 2015b. Barbudinho, *Pogonotriccus eximius* (Temminck, 1822). Xeno-Canto - Compartilhando sons de aves do mundo todo. Acessado em 5/03/2015. Disponível em: <http://www.xeno-canto.org/species/Pogonotriccus-eximius>.

DISCUSSÃO GERAL E CONCLUSÕES

MÉTODOS EMPREGADOS

A amostragem de distâncias por ponto fixo se mostrou adequada para estimar a densidade de *Phylloscartes eximius*. O grau de precisão, notado pelo coeficiente de variação do modelo médio (24,3%), se mostrou satisfatório, mesmo com o número relativamente baixo do número de detecções (46). No entanto, devido à baixa taxa de encontro da espécie, foi necessário um esforço amostral relativamente grande. Marsden *et al.* (2001), com pelo menos três observadores (o número exatos de observadores não foi explicitado) amostraram 543 pontos utilizando a mesma metodologia para estimar a densidade de diversas espécies em fragmentos de Mata Atlântica. da Silva *et al.* (2015), com dois observadores realizaram 320 pontos para estimar a densidade de aves de campos naturais no sul do Brasil e em parte do Uruguai. Em estudos que empregaram apenas um observador, Cabanne *et al.* (2007) amostraram 155 pontos para estimar a densidade de um passeriforme (*Leptastenura setaria*) da Mata Atlântica e Kanegae (2009) amostrou 228 pontos para estimar a densidade de aves do cerrado paulista. Esses números demonstram que, apesar de bom ajuste dos modelos aos dados, o esforço de campo necessário para obter a quantidade de detecções suficientes foi elevado (600 pontos amostrados por um observador).

Além da amostragem em si, o deslocamento entre os pontos, que foram sorteados dentro dos buffers de 100 m ao longo dos 30 km de trilhas do PEC, também demandou grande esforço em campo. O deslocamento nos locais fora das trilhas foi muito dificultado pela vegetação fechada e pelo terreno acidentado. Para acessar os pontos não foram abertas trilhas propriamente ditas, houve apenas sinalização do caminho com fitas coloridas.

Outra metodologia que pode ser utilizada para estimar a densidade de aves é o “*spot-mapping*”. A técnica consiste em marcar as aves com anilhas coloridas permitindo mapear as localizações dos indivíduos na área de estudo e, por meio de estimadores estatísticos, determinar sua área de vida (Develey 2006). Essa técnica se baseia no comportamento territorial das aves (Odum 1953) e já foi utilizada na estimativa da densidade de outra espécie do gênero (*P. kronei*; Gussoni 2014). No entanto, o método exige um esforço de campo intenso para capturar as aves e também durante o deslocamento aleatório por toda área de estudo (Develey 2006). O deslocamento pode ser especialmente difícil em áreas de terreno acidentado e vegetação densa, como é o caso do PEC. Assim, caso o objetivo do estudo seja apenas estimar a densidade de *P. eximius*, acredita-se que a amostragem de distâncias por ponto fixo seja a mais adequada. No entanto, nos casos em que os objetivos envolver perguntas sobre área de vida e questões comportamentais da espécie, a captura e marcação de alguns indivíduos pode apresentar grande valor para sua conservação.

Em relação à seleção de micro-habitat o desenho amostral empregado (comparação de locais aleatórios com locais de ocorrência da espécie [Krebs 1998; Manly *et al.* 2002]) também se mostrou satisfatório. Utilizando o mesmo tipo de desenho amostral, Alves (2014) estabeleceu 65 parcelas aleatórias onde mediu algumas características de micro-habitat e comparou com 37 parcelas onde houve avistamento do mutum-de-bico-vermelho (*Crax blumenbachii*). Levy (2009) estabeleceu 84 parcelas aleatórias em uma área de cerrado do Estado de São Paulo e comparou com 32 parcelas onde o bico-de-pimeta (*Saltator atricollis*) estava presente e 28 para a bandoleta (*Cypsnagra hirundinacea*). Nesse trabalho 145 parcelas aleatórias foram estabelecidas e 54 nos locais onde *P. eximius* foi observado forrageando, tanto em bandos mistos (33 parcelas), quanto não associados nesses bandos interespecíficos (21 parcelas).

Outra metodologia utilizada para analisar a seleção de micro-habitat de aves é por meio da telemetria. Os locais que correspondem às áreas mais utilizadas pelas aves, determinados pelos resultados obtidos na telemetria, são comparados com locais não utilizados pelos mesmos indivíduos (Hansbauer *et al.* 2010). Apesar de também se mostrar uma boa metodologia para estudos envolvendo a seleção de micro-habitat, o custo dos equipamentos envolvidos é elevado. Além disso, o esforço de campo é grande e requer experiência alta (Candia-Gallardo 2010). Assim, caso a seleção de micro-habitat precise ser avaliada em outros locais, sugere-se que a mesma metodologia utilizada nesse projeto seja empregada.

Para a geração dos modelos de nicho visando estudar a distribuição da espécie, a elaboração dos mapas de consenso resultantes de vários algoritmos também se mostrou adequada. Os valores dos testes de AUC e TSS na validação do mapa final de consenso foram maiores que os valores dos modelos gerados por algoritmos individuais. O uso do *shapefile* com os dados de fragmentos da Mata Atlântica forneceu resultados mais realistas do que seria obtido caso essa camada não fosse utilizada. Acredita-se que, como parte fundamental do processo de modelagem, a validação dos modelos em campo deve ser realizada, tanto para avaliar a qualidade dos mesmos, assim como resultar em mais pontos de ocorrência que poderão ser utilizado na geração de novos modelos mais refinados.

CONSERVAÇÃO

A raridade das espécies, diretamente relacionada com o grau de ameaça (Kattan 1992), pode ser causada principalmente por três fatores: ocorrência em baixas densidades, alta especificidade de habitat e distribuição geográfica restrita (Rabinowitz *et al.* 1986). Esses três fatores de ameaça são encontrados para a maioria das espécies de *Phylloscartes* na Mata Atlântica (Goerck 1997). Apesar da situação de *P. eximius* ser preocupante do ponto de vista

de sua conservação, outras espécies do gênero parecem estar sob risco de extinção mais iminente. Dentre as quatro espécies com maior grau de ameaça global para o gênero (consideradas como “Em Perigo” segundo os critérios da IUCN), três ocorrem no Brasil, são elas: *P. beckeri*, *P. ceciliae* e *P. roquettei*. Apesar da falta de estudos sistemáticos, a suspeita de que essas espécies ocorram em baixas densidades e apresentem alta especialização de habitat, associadas com distribuição extremamente restrita e fragmentada, são seus principais fatores de ameaça (BirdLife 2015).

O *P. ceciliae* é restrito ao “Centro de Endemismo Pernambuco” (Lima 2013; Pereira *et al.* 2014), que corresponde à Mata Atlântica ao norte do rio São Francisco, uma das áreas mais fragmentadas e com menos remanescentes de vegetação nativa do domínio (Silva *et al.* 2004; Ribeiro *et al.* 2009). O *P. beckeri*, é encontrado principalmente no Estado da Bahia e em poucas localidades do Estado de Minas Gerais (Gonzaga & Pacheco 1995; Ribon *et al.* 2004; Silveira *et al.* 2005). Além de endêmicas da Mata Atlântica (Lima 2013), ambas as espécies estão restritas a regiões montanhosas (BirdLife 2015), fazendo com que, assim como *P. eximius*, ambas estejam possivelmente mais vulneráveis com os efeitos das mudanças climáticas (Sekercioglu *et al.* 2012). O *P. roquettei* ocorre nos vales do Rio São Francisco e Jequitinhonha, nos Estados da Bahia e Minas Gerais, em áreas de floresta ripária e de cerrado (Lopes *et al.* 2008). A outra espécie do gênero na mesma categoria de ameaça (“Em Perigo”; *P. lanyoni*), assim como *P. eximius* é considerada por alguns autores (*e.g.* Fitzpatrick 2004; Ridgely & Tudor 2004) como pertencente ao gênero *Pogonotriccus*, e distribui-se de maneira bem pontual na cordilheira dos Andes colombiana, onde ocorre em florestas semi-decídua no sopé das montanhas (Fitzpatrick 2004).

Apesar de a ocorrência restrita ser uma característica de quase todos os representantes do gênero e um dos principais fatores de ameaça, algumas espécies possuem distribuição mais amplas, como, por exemplo, *P. virescens*, que ocorre em grandes áreas das Guianas,

Suriname, e parte norte do Brasil. O *Phylloscartes ventralis* é a que possui distribuição mais ampla, ocorrendo em boa parte da Mata Atlântica e em parte dos Andes (Fitzpatrick 2004; Ridgely & Tudor 2004; BirdLife 2015). Outras (e.g. *P. flaviventris*, *P. flavovirens* e *P. parkeri*), apesar de apresentarem distribuições muito restritas em parte dos Andes e montanhas das Américas Central e do Sul, não estão em nenhum grau de ameaça ou quase-ameaça em nível global por se acreditar que suas populações estejam estáveis e seus habitats não estejam sob risco elevado (Fitzpatrick 2004; Ridgely & Tudor 2004; BirdLife 2015).

Outras duas espécies (*P. paulista* e *P. sylviolus*), que possuem um padrão de distribuição semelhante à de *P. eximius* e que também são consideradas como quase-ameaçadas em nível global, merecem maior atenção, uma vez que o conhecimento acerca desses táxons é muito limitado. Suas principais ameaças são a perda, fragmentação e alteração de seus habitats (Clay *et al.* 1998; BirdLife 2015). No entanto, diferente de *P. eximius*, suas ocorrências se dão principalmente em matas de baixada, que sofrem devastação ainda mais intensa (Aleixo & Galetti 1997). Em contrapartida, acredita-se que espécies que se distribuem em locais de altitudes mais amenas estão menos vulneráveis aos efeitos do aquecimento global (Sekercioglu *et al.* 2012).

CONCLUSÕES

Nesse trabalho foi constatado que *P. eximius* ocorre em baixas densidades, possui especificidade de habitat não ocupando de maneira igual todos os ambientes na área de estudo, selecionando de maneira contundente locais próximos aos corpos d'água. E, apesar de apresentar uma grande extensão de ocorrência, é registrado de maneira pontual ao longo dela, com sua área de distribuição potencial extremamente fragmentada e pouco representada por Unidades de Conservação. Além disso, a fragmentação associada às mudanças climáticas

possivelmente serão um fator de ameaça adicional. Assim, as oito hipóteses levantadas inicialmente (ver introdução geral) foram corroboradas com os resultados obtidos.

PRÓXIMOS PASSOS

Dentre as quatro etapas que devem ser seguidas em programas de conservação de espécies ameaçadas citadas na introdução geral dessa dissertação ([1] pesquisa científica para levantamento de dados biológicos e ecológicos; [2] manejo das populações; [3] envolvimento comunitário por meio de programas de educação ambiental e criação de alternativas econômicas sustentáveis e [4] proteção e restauração dos habitats; Rezende 2014) somente parte da primeira foi o objetivo desse trabalho. E em relação a esse passo inicial, alguns aspectos ainda precisam ser estudados para que estratégias de conservação possam ser empregadas.

Além de estimar o número de indivíduos da espécie, conhecer sua estrutura demográfica também é de importância fundamental, uma vez que esse tipo de informação pode, por exemplo, fornecer estimativas do número de indivíduos que são reprodutivamente maduros (Negro 2011). Esses dois tipos de informação (número de indivíduos e estrutura demográfica), junto com monitoramentos em longo prazo, podem ajudar a entender melhor a dinâmica das populações, auxiliando grandemente na sua conservação (IUCN 2014; Pacífico *et al.* 2014).

Em relação ao conhecimento sobre a ecologia e comportamento da espécie, sugere-se que estudos comportamentais também devem ser empregados para auxiliar em sua conservação (Sutherland 1998). Conhecer a sua história natural, como por exemplo, os itens alimentares consumidos, composição dos grupos familiares, biologia reprodutiva, capacidade de dispersão, entre outros aspectos, podem auxiliar seu manejo em campo assim como auxiliar a criação em cativeiro para possíveis programas de reintrodução ou translocação

(Sutherland 1998; Valladares-Padua *et al.* 2009). Apesar da dificuldade em manter passeriformes insetívoros em cativeiro (Muller 1976; Komdeur *et al.* 1991), esse tipo de criação deve ser incentivada, tendo em vista que esses indivíduos podem incrementar populações naturais pequenas e promover a variabilidade genética em populações já estabelecidas (Rezende 2014). Além disso, populações de cativeiro permitem com que a coleta de dados que são de difícil obtenção na natureza (*e.g.* parasitologia e patologia) sejam feitas com maior facilidade (Rezende 2014).

É importante avaliar também sua capacidade de dispersão. Dada sua distribuição extremamente fragmentada, entender como os indivíduos se deslocam por diferentes paisagens, com diferentes níveis de conectividade e permeabilidade da matriz, é essencial para promover o fluxo genético entre as diferentes populações (Vasudev *et al.* 2015). Os estudos de dispersão poderão auxiliar também em avaliações de como as populações poderão se deslocar pelos remanescentes com os efeitos das mudanças climáticas (Crick 2004). Ainda em relação aos estudos que envolvem sua biologia, conhecer melhor a reprodução da espécie pode ser de fundamental importância para determinar, por exemplo, como o tamanho da ninhada varia em relação à ambientes com diferentes níveis de perturbação e quais medidas podem ser tomadas para aumentar seu sucesso reprodutivo (Marini *et al.* 2010; Pacífico *et al.* 2014).

Em relação à distribuição, a perda e fragmentação de seu habitat são, sem dúvida, o maior fator de ameaça a espécie. Esses dois fatores, associados aos efeitos das mudanças climáticas, poderão comprometer seriamente sua conservação, conforme foi indicado pelo resultado da modelagem de nicho. Por meio do levantamento histórico dos pontos de ocorrência, foi notado que houve retração da distribuição em determinadas regiões, como, por exemplo, no interior do Estado de São Paulo. Acredita-se que a perda e extrema fragmentação de habitat nesses locais podem ter ocasionado essas extinções regionais. Cada nova população

descoberta de uma espécie ameaçada aumenta suas chances de sucesso sob o ponto de vista da conservação (Rezende 2014). Desse modo, sugere-se que os mapas de distribuição potencial gerados nessa dissertação sejam utilizados em buscas por novos locais de ocorrência. Protocolos de buscas por novas populações podem auxiliar nesse sentido, e o método descrito por Del-Rio *et al.* (2015) deve ser empregado por ter se mostrado altamente eficaz.

O planejamento para o manejo de espécies ameaçadas deve considerar, entre seus objetivos, a manutenção da variabilidade genética. As alterações antrópicas, principalmente a fragmentação de habitat, podem fazer com que algumas populações fiquem isoladas das demais, de maneira que o fluxo gênico seja interrompido (Haddad *et al.* 2015). Isso faz com que esses indivíduos sejam mais suscetíveis a endogamia, comprometendo sua fecundidade em longo prazo (Templeton *et al.* 1990). Dessa forma, apesar dos estudos moleculares serem custosos (Perez-Sweeney *et al.* 2006; Miyaki 2010), sugere-se que eles sejam realizados com a espécie ao longo de sua distribuição. Assim, além de analisar a variabilidade genética de *P. eximius*, os estudos moleculares poderão indicar também populações com níveis de diferenciação maior e que são prioritárias na conservação. Essas análises podem ainda fornecer dados de demografia e grau de parentesco dos indivíduos, guiando o manejo e movimentação dos mesmos em possíveis translocações (Valladares-Padua *et al.* 2009; Rezende 2014).

Todas essas informações, caso sejam obtidas de forma adequada, permitirão com que sejam gerados modelos que criam cenários de probabilidade de uma população, ou conjunto de populações, persistir por determinado tempo em um ambiente em particular, como as análises de viabilidade populacional (*Population Viability Analysis*; PVA; Beissinger & McCullough 2002). Quanto mais dados utilizados nas PVA, mais realistas serão as mesmas. Apesar das críticas a essas análises (*e.g.* dificuldade na parametrização, e padronização dos modelos; Mills *et al.* 1996), seu uso pode auxiliar na identificação dos processos que estejam

afetando as dinâmicas populacionais, indicar lacunas no conhecimento da espécie, e avaliar os potenciais resultados de diferentes manejos em diferentes cenários de condições futuras (Reed *et al.* 2002).

CONSERVAÇÃO DA ESPÉCIE NA ÁREA DE ESTUDO

Nessa parte da dissertação, pretendeu-se discutir, de maneira geral, sobre as principais ameaças na Serra da Cantareira, local onde foram feitas as amostragens de densidade e seleção de micro-habitat.

A presença das grandes cidades no entorno das florestas da Cantareira, e seus efeitos diretos e indiretos, provenientes principalmente das obras de infra-estrutura e urbanização desordenada dessas cidades, são, sem dúvida, os maiores impactos não apenas para *P. eximius*, mas para toda a biodiversidade da região (IF 2009). Apesar de já ser cortado por três vias de fluxo intenso e uma rodovia de grande porte (Fernão Dias, BR-116), a construção de mais uma rodovia próxima aos limites do PEC (trecho norte do Rodoanel Mário Covas [SP-21]) está em andamento e atuará como mais um fator de impacto (figura 1; Ayres 2008; Fioravanti 2013). O traçado original da rodovia já passou por diversas alterações desde o projeto inicial de forma a minimizar os efeitos prejudiciais às matas da Cantareira. No entanto, a rodovia ainda é considerada de alto impacto. Alguns trechos de pista passam até mesmo dentro dos limites do Parque, ainda que na forma de túneis (figura 1; Fioravanti 2013). Acredita-se que uma série de mananciais serão soterrados até a conclusão do empreendimento (Ayres 2008), o que será extremamente prejudicial para a espécie, tendo em vista sua seleção por ambientes próximos a corpos d'água (capítulo 2).

Somado aos impactos diretos de grandes rodovias na fauna de áreas florestadas onde esses empreendimentos são estabelecidos por meio de atropelamentos e alterações nos padrões de movimentações das aves (Develey & Stouffer 2001), seus efeitos indiretos e

negativos na biodiversidade, sendo o ruído intenso um dos principais, são bem conhecidos para aves (Parris & Schneider 2009) e anfíbios (Bee & Swanson 2007). Além de níveis elevados de hormônios de estresse no sangue desses animais, que podem afetar o sucesso reprodutivo, o excesso desses ruídos pode prejudicar a comunicação intra-específica, comprometendo, por exemplo, comportamentos de corte e cuidado parental (Bee & Swanson 2007; Parris & Schneider 2009).

A elevada urbanização no entorno do PEC também causa grande impacto na biodiversidade. A ocupação dessas áreas se dá principalmente por residências de população de baixa renda nas vertentes voltadas para os trechos urbanos dos municípios de Guarulhos e São Paulo e imóveis de alto-padrão e chácaras residenciais nas faces norte da Serra, situadas principalmente nos municípios de Caieiras, Guarulhos e Mairiporã (IF 2009). Entre os anos de 1962 e 1994, observou-se um aumento do número de residências em ambas as vertentes do Parque, resultando numa perda de cerca de 1.600 ha (taxa média de desmatamento de 50 ha ao ano). No entanto, na vertente voltada para as grandes cidades a expansão urbana, caracterizada por residências de população de baixa renda, ocorreu principalmente em áreas já antropizadas, como pastagens, resultando em desmatamento pouco significativo no período. Já na face norte, a ocupação por condomínios de alto-padrão e sítios de veraneio foi responsável por quase todo desmatamento e fragmentação florestal da região (Silva 2000; Ayres 2008; IF 2009). Além das residências, outros tipos de uso da terra na região e que causam impacto são as atividades de mineração e agrícola e aterros sanitários (Silva 2000).

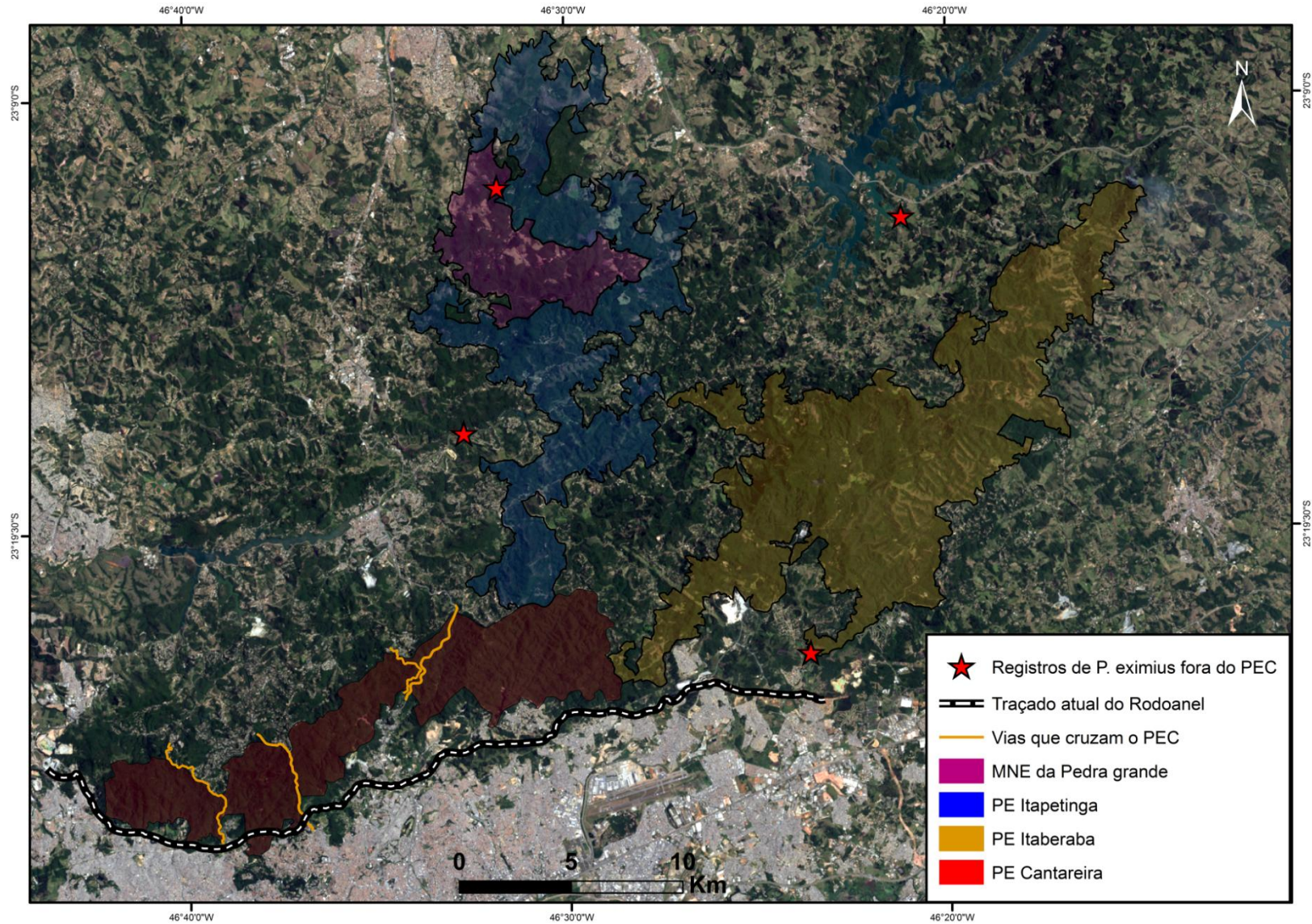


Figura 1. Imagem de satélite (LANDSAT 8) com as principais Unidades de Conservação na Serra da Cantareira mostrando os registros de *Phylloscartes eximius* fora dos limites do Parque Estadual da Cantareira e o traçado das principais vias que causam impactos à biodiversidade do Parque.

Apesar da grande ocupação do entorno do Parque, três grandes Unidades de Conservação de Proteção Integral foram recentemente criadas em áreas adjacentes: os Parques Estaduais de Itaberaba e Itapetinga e o Monumento Natural Estadual da Pedra Grande, que juntas totalizam uma área de cerca de 29.000 ha (figura 1). A vegetação nessas Unidades de Conservação é muito similar a vegetação do PEC (Floresta Ombrófila Densa Montana), com trechos em avançado estágio de regeneração, formando um importante corredor ecológico entre as Serras da Cantareira e Mantiqueira (IF 2010). Registros recentes de *P. eximius* em pelo menos uma dessas UCs (MNE da Pedra Grande) já foram realizados, somado a registros em locais no entorno dessas reservas Além disso, a região é de alta adequabilidade ambiental, segundo os modelos de nicho (capítulo 2). Isso deixa clara a importância da criação dessas reservas para a conservação da espécie no Estado.

Vale ressaltar ainda que as mudanças climáticas podem ser impactantes à espécie não apenas pelas possíveis alterações na distribuição (capítulo 2), mas também pela maior frequência em que eventos climáticos extremos vem acontecendo no planeta resultantes do aquecimento global (Fischer & Knutti 2015). Períodos de seca prolongada, causados por fenômenos como o El Niño, somado às alterações antropogênicas, faz com que as florestas tropicais fiquem cada vez mais vulneráveis a incêndios (Cochrane 2003). No ano de 2014, considerado o mais quente desde que as medições de temperatura começaram no planeta (NOAA 2015), a região da Cantareira passou por uma acentuada seca, fazendo com que até mesmo o abastecimento de água ficasse seriamente comprometido no Estado (NASA 2014). Essa seca permitiu com que um incêndio se alastrasse e tomasse grandes proporções em uma área remota e de difícil acesso do PEC durante a execução desse trabalho, destruindo uma extensa área de floresta (observação pessoal; G1 2014). Com intuito de reverter o problema do abastecimento de água e promover a biodiversidade local, o Instituto de Pesquisas Ecológicas (IPÊ) está desenvolvendo projetos para reflorestar as áreas degradadas da

Cantareira (IPÊ 2015). Acredita-se que esses reflorestamentos terão impacto altamente positivo para a espécie nas áreas próximas ao Parque por aumentar não apenas a quantidade de habitat disponível, mas também a conectividade dos fragmentos florestais.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALEIXO, A. & GALETTI, M. 1997. The conservation of the avifauna in a lowland Atlantic forest in south-east Brazil. *Bird Conservation International*, 7:235-261.
- ALVES, F. 2014. *Densidade populacional e seleção de habitat pelo mutum-dosudeste Crax blumenbachii na Reserva Natural Vale, Linhares, Espírito Santo*. (Dissertação de Mestrado), Universidade de São Paulo, São Paulo.
- AYRES, A. C. M. 2008. *O Ciclo da Caapora: A RMSP e o Parque da Cantareira*. São Paulo: Annablume.
- BEE, M. A. & SWANSON, E. M. 2007. Auditory masking of anuran advertisement calls by road traffic noise. *Animal Behaviour*, 74(6):1765-1776.
- BEISSINGER, S. R. & MCCULLOUGH, D. R. 2002. *Population Viability Analysis*. Chicago: University Of Chicago Press.
- BIRDLIFE. 2015. IUCN Red List for Birds. BirdLife International Acessado em 13/05/2015. Disponível em: <http://www.birdlife.org>.
- CABANNE, G. S.;ZURITA, G. A.;SEIPKE, S. H. & BELLOCQ, M. I. 2007. Range expansion, density and conservation of the Araucaria Tit-spinetail *Leptasthenura setaria* (Furnariidae) in Argentina: the role of araucaria *Araucaria angustifolia* (Araucariaceae) plantations. *Bird Conservation International*, 17:341-350.
- CANDIA-GALLARDO, C. 2010. Rastreamento de aves através de telemetria por rádio e satélite. In: Von Matter, S.;Straube, F. C.;Accordi, I. A.;Piacentini, V. Q. & Cândio Jr., J. F. (Eds.), *Ornitologia e Conservação: Ciência Aplicada, Técnicas de Pesquisa e Levantamento* (pp. 257-279). Rio de Janeiro: Technical Books.
- CLAY, R. P.;TOBIAS, J. A.;LOWEN, J. C. & BEADLE, D. 1998. Field identification of *Phylloscartes* and *Phyllomyias* tyrannulets in the Atlantic forest region. *Cotinga*, 10:82-95.
- COCHRANE, M. A. 2003. Fire science for rainforests. *Nature*, 421:913-919.
- CRICK, H. Q. P. 2004. The impact of climate change on birds. *Ibis*, 146:46-54.
- DA SILVA, T. W.;DOTTA, G. & FONTANA, C. S. 2015. Structure of avian assemblages in grasslands associated with cattle ranching and soybean agriculture in the Uruguayan savanna ecoregion of Brazil and Uruguay. *The Condor*, 117:53-63.
- DEL-RIO, G.;RÊGO, M. A. & SILVEIRA, L. F. 2015. A Multiscale Approach Indicates a Severe Reduction in Atlantic Forest Wetlands and Highlights that São Paulo Marsh Antwren Is on the Brink of Extinction. *PLoS ONE*:1-17.
- DEVELEY, P. F. 2006. Métodos para estudos com aves. In: Cullen Jr., L.;Rudran, R. & Valladares-Padua, C. (Eds.), *Métodos de Estudos em Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre* (pp. 652). Curitiba: Editora UFPR.
- DEVELEY, P. F. & STOUFFER, P. C. 2001. E. *Effects of Roads on Movements by Understory Birds in Mixed-Species Flocks in Central Amazonian Brazil*, 15(5):1416-1422.

- FIORAVANTI, C. 2013. A redescoberta de uma floresta: Construção de rodoanel motiva expedições científicas à serra da Cantareira, na Grande São Paulo. FAPESP. Acessado em 05/05/2015. Disponível em: <http://revistapesquisa.fapesp.br/2013/05/14/a-redescoberta-de-uma-floresta/>.
- FISCHER, E. M. & KNUTTI, R. 2015. Anthropogenic contribution to global occurrence of heavy-precipitation and high-temperature extremes. *Nature Clim. Change, advance online publication*.
- FITZPATRICK, J. W. 2004. Family Tyrannidae (Tyrant-flycatchers), . In: del Hoyo, J.; Elliot, A. & A., C. D. (Eds.), *Handbook of the Birds of the World* (Vol. 9, Cotingas to Pipits and Wagtails). Barcelona: Lynx Edicions.
- G1. 2014. Incêndio na Cantareira destruiu área de 300 mil m², diz Corpo de Bombeiros. Acessado em 15/04/2015. Disponível em: <http://g1.globo.com/sao-paulo/noticia/2014/10/incendio-na-serra-da-cantareira-destruiu-area-de-300-mil-m-diz-corpo-de-bombeiros.html>.
- GOERCK, J. M. 1997. Patterns of Rarity in the Birds of the Atlantic Forest. *Conservation Biology*, 11(1):112-118.
- GONZAGA, L. P. & PACHECO, J. F. 1995. A new specie of Phylloscartes (Tyrannidae) from the mountains of southern Bahia. Brazil. *Bulletin of the British Ornithologists' Club.*, 115:88-98.
- GUSSONI, C. O. A. 2014. *Área de vida e biologia reprodutiva da maria-da-restinga (Phylloscartes kronei) (Aves, Tyrannidae)*. (Tese de doutorado), UNESP, Rio Claro.
- HADDAD, N. M.; BRUDVIG, L. A.; CLOBERT, J.; DAVIES, K. F.; GONZALEZ, A.; HOLT, R. D.; LOVEJOY, T. E.; SEXTON, J. O.; AUSTIN, M. P.; COLLINS, C. D.; COOK, W. M.; DAMSCHEN, E. I.; EWERS, R. M.; FOSTER, B. L.; JENKINS, C. N.; KING, A. J.; LAURANCE, W. F.; LEVEY, D. J.; MARGULES, C. R.; MELBOURNE, B. A.; NICHOLLS, A. O.; ORROCK, J. L.; SONG, D.-X. & TOWNSHEND, J. R. 2015. *Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems* (Vol. 1).
- HANSBAUER, M. M.; VÉGVÁRI, Z.; STORCH, I.; BORNTAERGER, R.; HETTICH, U.; PIMENTEL, R. G. & METZGER, J. P. 2010. Microhabitat Selection of three Forest Understory Birds in the Brazilian Atlantic Rainforest. *Biotropica*, 42(3):355-367.
- IF. 2009. *Parque Estadual da Cantareira: Plano de Manejo*. São Paulo: Imprensa Oficial.
- IF. 2010. *Criação de Sistema de Áreas Protegidas do Contínuo da Cantareira: Serras do Itaberaba e Itapetinga*. São Paulo: Governo do Estado de São Paulo.
- IPÊ. 2015. IPÊ: Projeto Semeando Água. Acessado em 14/05/2014. Disponível em: http://ipe.org.br/semeandoagua/?page_id=36.
- IUCN. 2014. Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria. Version 11. Prepared by the Standards and Petitions Subcommittee. Acessado em 21/12/2014. Disponível em: <http://www.iucnredlist.org/documents/RedListGuidelines.pdf>.
- KANEGAE, M. F. 2009. *Tamanho populacional, seleção de habitat e área de vida de algumas aves endêmicas e ameaçadas na Estação Ecológica de Itirapina, São Paulo*. (Tese de doutorado), Universidade de São Paulo, São Paulo.
- KATTAN, G. H. 1992. Rarity and Vulnerability: The Birds of the Cordillera Central of Colombia. *Conservation Biology*, 6(1):64-70.

- KOMDEUR, J.;BULLOCK, I. D. & RANDS, M. R. W. 1991. Conserving the Seychelles Warbler *Acrocephalus sechellensis* by translocation: a transfer from Cousin Island to Aride Island. *Bird Conservation International*, 1(02):177-185.
- KREBS, C. J. 1998. *Ecological Methodology*. Califórnia: Addison-Welsey.
- LEVY, G. 2009. *Uso e seleção de habitat por Saltator atricollis (Aves Cardinalidae) e Cypsnagra hirundinacea (Aves Thraupidae) no cerrado da Estação Ecológica de Itirapina, São Paulo*. (Dissertação de mestrado), Universidade de São Paulo, São Paulo.
- LIMA, L. M. 2013. *Aves da Mata Atlântica: riqueza, composição, status, endemismos e conservação*. (Dissertação de Mestrado), Universidade de São Paulo, São Paulo.
- LOPES, L. E.;MALDONADO-COELHO, M.;HOFFMAN, D.;LUIZ, E. R. & NETO, S. D. A. 2008. Geographic distribution, habitat association, and conservation status of the Critically Endangered Minas Gerais Tyrannulet *Phylloscartes roquettei*. *Bird Conservation International*, 18:53-62.
- MANLY, B. F. J.;MCDONALD, L. L.;THOMAS, D. L.;MCDONALD, T. L. & ERICKSON, W. P. 2002. *Resource Selction by Animals: Statistical Design and Analysis for Field Studies* New York: Kluwer Academic Publishers
- MARINI, M. A.;DUCA, C. & MANICA, L. T. 2010. Técnicas de pesquisa em biologia reprodutiva de aves. In: Von Matter, S.;Straube, F. C.;Accordi, I. A.;Piacentini, V. Q. & Cândido Jr., J. F. (Eds.), *Ornitologia e Conservação: Ciência Aplicada, Técnicas de Pesquisa e Levantamento* (pp. 516). Rio de Janeiro: Technical Books.
- MARSDEN, S.;WHIFFIN, M. & GALETTI, M. 2001. Bird diversity and abundance in forest fragments and *Eucalyptus* plantations around an Atlantic forest reserve, Brazil. *Biodiversity and Conservation*, 10:737-750.
- MILLS, L. S.;HAYES, S. G.;BALDWIN, C.;WISDOM, M. J.;CITTA, J.;MATTSON, D. J. & MURPHY, K. 1996. Factors leading to different viability predictions for a grizzly bear data set. *Conservation Biology*, 10:863-873.
- MIYAKI, C. Y. 2010. Metodologias de análises genéticas aplicadas ao estudo e à conservação de aves. In: Von Matter, S.;Straube, F. C.;Accordi, I. A.;Piacentini, V. Q. & Cândio Jr, J. F. (Eds.), *Ornitologia e Conservação: Ciência Aplicada, Técnicas de Pesquisa e Levantamento* (pp. 516). Rio de Janeiro: Technical Books.
- MULLER, K. A. 1976. Maintaining insectivorous birds in captivity. *International Zoo Yearbook*, 16(1):32-38.
- NASA, N. A. A. S. A. 2014. Drought Shrinking São Paulo Reservoirs. Acessado em 14/05/2014. Disponível em: http://earthobservatory.nasa.gov/IOTD/view.php?id=84564&eocon=home&eoci=iotd_previous.
- NEGRO, J. J. 2011. The ghost fraction of populations: a taxon-dependent problem. *Animal Conservation*, 14:338-339.
- NOAA, N. O. A. A. A. 2015. Global Analysis - Annual 2014. Acessado em 14/05/2015. Disponível em: <https://www.ncdc.noaa.gov/sotc/global/201413>.
- ODUM, E. P. 1953. *Fundamentals of Ecology*. Philadelphia: W. B. Saunders Company.

- PACÍFICO, E. C.;BARBOSA, E. A.;FILADELFO, T.;OLIVEIRA, K. G.;SILVEIRA, L. F. & TELLA, J. L. 2014. Breeding to non-breeding population ratio and breeding performance of the globally Endangered Lear's Macaw *Anodorhynchus leari*: conservation and monitoring implications. *Bird Conservation International*, 24(4):466-476.
- PARRIS, K. M. & SCHNEIDER, A. 2009. Impacts of Traffic Noise and Traffic Volume on Birds of Roadside Habitats. *Ecology and Society*, 14(1):29.
- PEREIRA, G. A.;DANTAS, S. D. M.;SILVEIRA, L. F.;RODA, S. A.;ALBANO, C.;SONNTAG, F. A.;LEAL, S.;PERIQUITO, M. C.;MALACCO, G. B. & LEES, A. C. 2014. Status of the globally threatened forest birds of northeast Brazil. *Papéis Avulsos de Zoologia (São Paulo)*, 54:177-194.
- PEREZ-SWEENEY, B. M.;RODRIGUES, F. P. & MELNICK, D. J. 2006. Metodologias Moleculares Utilizadas em Genética da Conservação. In: Cullen Jr., L.;Valladares-Padua, C. & Rudran, R. (Eds.), *Métodos de Estudos em Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre* (pp. 652). Curitiba: UFPR.
- RABINOWITZ, D.;CAIRNS, S. & DILLON, T. 1986. Seven forms of rarity and their frequency in the flora of the British Isles. In: Soulé, M. (Ed.), *Conservation biology: the science of scarcity and diversity*. Massachusetts: Sinauer Associates.
- REED, J. M.;MILLS, L. S.;DUNNING, J. B.;MENGENS, E. S.;MCKELVEY, K. S.;FRYE, R.;BEISSINGER, S. R.;ANSTETT, M.-C. & MILLER, P. 2002. Emerging Issues in Population Viability Analysis
- Uso y Temas Emergentes del Análisis de Viabilidad Poblacional. *Conservation Biology*, 16(1):7-19.
- REZENDE, G. C. 2014. *Mico-leão-preto: a história de sucesso na conservação de uma espécie ameaçada*. São Paulo: Matrix.
- RIBEIRO, M. C.;METZGER, J. P.;MARTENSEN, A. C.;PONZONI, F. J. & 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(6):1141-1153.
- RIBON, R.;DE MATTOS, G. T.;RIBEIRO, E. L.;DE CASTRO, M. F.;DE ANDRADE, R. N.;RESENDE, F. C.;DE MELO, F.;CHIARELLO, A. G. & ABREU, C. R. M. 2004. Avifauna da Floresta Ombrófila Densa do vale do Jequitinhonha, nordeste de Minas Gerais. *Resumos XII Congresso Brasileiro de Ornitologia*:345.
- RIDGELY, R. S. & TUDOR, G. 2004. *Field guide to the songbirds of south America: the passerines*. Austin: University of Texas Press.
- SEKERCIOGLU, C. H.;PRIMACK, R. B. & WORMWORTH, J. 2012. The effects of climate change on tropical birds. *Biological Conservation*, 148:1-18.
- SILVA, D. A. 2000. *Evolução do uso e ocupação da terra no entorno dos Parques Estaduais da Cantareira e Alberto Löfgren e impactos ambientais decorrentes do crescimento metropolitano*. (Dissertação de Mestrado), Universidade de São Paulo, São Paulo.
- SILVA, J. M. C.;SOUSA, M. C. & CASTELLETTI, C. H. M. 2004. Areas of endemism for passerine birds in the Atlantic Forest, South America. *Global Ecology and Biogeography*, 13:85-92.

- SILVEIRA, L. F.;DEVELEY, P. F.;PACHECO, J. F. & WHITNEY, B. M. 2005. Avifauna of the Serra das Lontras–Javi montane complex, Bahia, Brazil. *Cotinga*, 24:45-54.
- SUTHERLAND, W. J. 1998. The importance of behavioural studies in conservation biology. *Animal Behaviour*, 51:801-809.
- TEMPLETON, A. R.;SHAW, K.;ROUTMAN, E. & DAVIS, S. K. 1990. The Genetic Consequences of Habitat Fragmentation *Annals of the the Missouri Botanical Garden*, 77(1):13-27.
- VALLADARES-PADUA, C. B.;MARTINS, C. S. & RUDRAN, R. 2009. Manejo integrado de espécies ameaçadas. In: Cullen Jr., L.;Rudran, R. & Valladares-Padua, C. (Eds.), *Métodos de Estudos em Biologia da Conservação & Manejo da Vida Silvestre*. Curitiba: UFPR.
- VASUDEV, D.;FLETCHER JR, R. J.;GOSWAMI, V. R. & KRISHNADAS, M. 2015. From dispersal constraints to landscape connectivity: lessons from species distribution modeling. *Ecography*, 38:1-11

Apêndice A – Tabelas utilizadas para reduzir o efeito da multicolinearidade dos dados nas análises de seleção de micro-habitat.

Tabela 1. Matriz de correlação de Pearson das variáveis medidas nas parcelas em que *P. eximius* não estava associado aos bandos mistos. Valores acima de 0,65 em módulo estão representados em negrito e com asterisco. Esp = termo de correlação espacial das parcelas; DAP = diâmetro a altura do peito (cm); h = altura (m); n = número de indivíduos; I = árvores da classe I; II = árvores da classe II; III = árvores da classe III; Dossel = oclusão do dossel; Lia = Lianas; Dec – declividade; Ambi = tipo de ambiente; Água = presença de corpos d'água em um raio de 30 m.

	Esp	DAP I	h I	n I	DAP II	h II	n II	DAP III	h III	n III	Dossel	Lia	Dec	Ambi	Água	Alt
Esp	1															
DAP I	-0,1	1														
h I	-0,147	0,329	1													
n I	-0,126	-0,077	0,207	1												
DAP II	-0,053	-0,167	0,063	0,034	1											
h II	-0,087	-0,122	0,355	0,212	*0,658	1										
n II	-0,096	0,055	0,272	0,082	0,288	0,429	1									
DAP III	0,088	-0,074	0,090	-0,015	-0,013	0,012	-0,122	1								
h III	0,019	-0,058	0,189	0,132	0,021	0,201	0,021	*0,818	1							
n III	0,099	-0,139	0,102	-0,118	0,049	0,051	-0,074	0,635	0,628	1						
Dossel	0,193	-0,003	-0,107	-0,178	0,017	-0,177	-0,045	-0,066	-0,148	-0,078	1					
Lia	0,067	0,105	-0,070	-0,144	0,296	0,087	-0,068	-0,097	-0,145	-0,162	0,085	1				
Dec	0,034	0,049	0,056	0,054	0,044	-0,013	-0,012	-0,093	-0,032	0,027	0,030	0,181	1			
Ambi	-0,125	-0,131	-0,006	0,009	-0,035	0,070	0,121	-0,048	0,006	0,000	-0,011	-0,122	0,082	1		
Água	0,103	0,149	-0,016	-0,045	0,096	-0,096	0,021	0,054	-0,052	-0,068	0,030	0,187	-0,204	-0,396	1	
Alt	0,166	0,011	0,134	0,076	-0,066	0,086	0,088	0,304	0,328	0,259	-0,172	-0,266	-0,043	0,161	-0,185	1

Tabela 2. Matriz de correlação de Pearson das variáveis medidas nas parcelas em que *P. eximius* estava associado aos bandos mistos. Valores acima de 0,65 em módulo estão representados em negrito e com asterisco. Esp = termo de correlação espacial das parcelas; DAP = diâmetro a altura do peito (cm); h = altura (m); n = número de indivíduos; I = árvores da classe I; II = árvores da classe II; III = árvores da classe III; Dossel = oclusão do dossel; Lia = Lianas; Dec – declividade; Ambi = tipo de ambiente; Água = presença de corpos d’água em um raio de 30 m.

	Esp	DAP I	h I	n I	DAP II	h II	n II	DAP III	h III	n III	Dossel	Lia	Dec	Ambi	Água	Alt
Esp	1															
DAP I	0,135	1														
h I	0,106	0,300	1													
n I	0,191	-0,004	0,221	1												
DAP II	0,118	-0,211	0,038	0,049	1											
h II	0,024	-0,115	0,345	0,220	0,648	1										
n II	0,17	0,045	0,280	0,114	0,258	0,403	1									
DAP III	0,017	-0,057	0,114	-0,041	0,009	0,035	-0,088	1								
h III	-0,006	-0,021	0,220	0,138	0,035	0,228	0,045	*0,826	1							
n III	-0,064	-0,115	0,143	-0,108	0,051	0,064	0,003	0,638	0,617	1						
Dossel	0,061	-0,038	-0,150	-0,166	-0,015	-0,172	-0,038	-0,084	-0,153	-0,080	1					
Lia	0,011	0,030	-0,081	-0,090	0,233	0,107	-0,063	-0,027	-0,089	-0,161	0,122	1				
Dec	0,005	0,108	0,037	0,033	0,034	-0,023	-0,043	-0,062	-0,017	0,039	-0,018	0,135	1			
Ambi	-0,084	-0,063	0,004	0,018	-0,015	0,052	0,040	0,042	0,053	0,068	-0,076	-0,183	0,116	1		
Água	0,043	0,055	-0,044	-0,049	0,011	-0,110	-0,056	0,036	-0,037	-0,098	0,111	0,177	-0,113	-0,296	1	
Alt	0,023	0,022	0,166	0,119	-0,047	0,091	0,087	0,325	0,346	0,293	-0,233	-0,269	-0,012	0,221	-0,230	1

Tabela 3. Valores dos fatores de inflação da variância (VIF) para as variáveis medidas nas situações que *P. eximius* se encontrava associado a bandos mistos (Com bando) e quando estava sozinho ou aos pares (Sem bando). Termo espacial = termo de correlação espacial das parcelas; DAP = diâmetro a altura do peito (cm); h = altura (m); n = número de indivíduos; I = árvores da classe I; II = árvores da classe II; III = árvores da classe III; Dossel = oclusão do dossel; Lia = quantidade de lianas; Declividade= declividade das parcelas; Ambiente = tipo de ambiente; Água = presença de corpos d'água em um raio de 30 m da parcela; Altitude = altitude do centro da parcela (m).

Variável	Sem bando	Com bando
Termo espacial	1,201	1,148
DAP I	1,368	1,279
h I	1,517	1,505
n I	1,255	1,247
DAP II	–	2,143
h II	1,628	2,655
n II	1,346	1,293
h III	1,93	1,974
n III	1,93	1,927
Dossel	1,14	1,129
Lia	1,295	1,263
Declividade	1,147	1,093
Ambiente	1,259	1,169
Água	1,36	1,191
Altitude	1,36	1,344

Apêndice B. Locais de registro de *Phylloscartes eximius*. * = Pontos de ocorrência utilizados para geração dos modelos após procedimentos de filtragem (veja Material e métodos do capítulo III); Coordenada = latitude / longitude em graus decimais (WGS 84) dos registros de ocorrência; WA = Wikiaves; MZUSP = Museu de Zoologia da USP; MCN = Museu de Ciências Naturais PUC Minas; MHN = Museu de História Natural da UFMG; MN = Museu Nacional; ASEC = Arquivo Sonoro Elias Coelho; AMNH = American Museum of Natural History; FNJV = Fonoteca Nacional Jacques Vielliard; XC = Xeno-Canto; FMNH = Field Museum of Natural History; UMMZ = University of Michigan Museum of Zoology; YPMNH = Yale Peabody Museum of Natural History; MVZ = Museum of Vertebrate Zoology; ML = Macaulay Library; ROM = Royal Ontario Museum; UKMNH = University of Kansas Museum of Natural History; UMMZ = University of Michigan Museum of Zoology; B = Brasil; A = Argentina; P = Paraguai; antigo = Registro com mais de vinte anos, mas sem a data exata; recente = Registro com menos de vinte anos, mas sem a data exata; Lit = registros obtidos na literatura com o número sobrescrito correspondendo à referência logo abaixo.

Coordenada	Município	Localidade	Registro	Instituição	País	Data	Autor
*-23.2854/-46.5451	Mairiporã - SP	Pesqueiro MZ	Pessoal	–	B	2013	Thiago Costa
-23.3754/-46.3942	Guarulhos - SP	Horto Florestal Burle Marx	Foto	WA	B	2014	Demis Bucci
*-23.3961/-46.5353	Guarulhos - SP	PE da Cantareira	Pessoal	–	B	2014	Vinicius Tonetti
*-23.4432/-46.6354	São Paulo - SP	PE da Cantareira	Pessoal	–	B	2014	Vinicius Tonetti
-23.1993/-46.3531	Nazaré Paulista - SP	IPÊ	Pessoal	–	B	23.iii.2014	Vinicius Tonetti
*-23.1863/-46.5298	Atibaia - SP	Grota-funda	Foto	WA	B	30.ix.2014	José Prado
-22.9142/-47.0631	Campinas - SP	–	Lit ⁹	–	B	antigo	–
-23.7748/-46.3392	Santo André - SP	Alto da Serra	Lit ⁹	–	B	antigo	–
-21.4667/-49.9500	Avanhandava - SP	–	Pele	MZUSP	B	1904	Garbe

-22.6000/-45.1833	Piquete - SP	–	Pele	MZUSP	B	30.xii.1896	J. Zech
-21.4333/-50.9833	Salmourão - SP	Rio Feio	Pele	MZUSP	B	antigo	–
-21.6667/-49.7500	Lins - SP	–	Pele	MZUSP	B	13.v.1919	Lima
-21.2167/-50.8500	Valparaizo - SP	–	Pele	MZUSP	B	7.vii.1931	Lima
-23.4167/-46.6500	São Paulo - SP	Horto Florestal	Pele	MZUSP	B	30.iv.1941	Lima
-22.4650/-48.9387	Agudos - SP	–	Lit ²	–	B	vii.1978	Alvaro Almeida
*-21.7036/-44.9403	São Thomé das Letras - MG	Cachoeira da Lua	Foto	WA	B	31.vii.2014	Valdeci Andrade
*-20.2867/-43.5483	Ouro Preto - MG	RPPN Quintas do Cedro	Foto	WA	B	16.iii.2013	Wagner Nogueira
*-20.3780/-43.5455	Ouro Preto - MG	EE do Tripuí	Gravação	WA	B	24.viii.2013	Breno Pinheiro
-20.4444/-43.5081	Mariana - MG	PE do Itacolomi	Pessoal	–	B	recente	Leonardo Lopes
*-21.0697/-44.1187	Prados - MG	APA São José	Foto	WA	B	22.iii.2013	Sergio Murilo
-21.1053/-44.1782	Prados - MG	Serra de São José	Pessoal	–	B	recente	Vitor Torga Lombardi
*-21.2143/-44.0633	Prados - MG	Rio Elvas	Pessoal	–	B	recente	Vitor Torga Lombardi
*-20.7159/-42.4818	Araponga - MG	PE Serra do Brigadeiro	Foto	WA	B	05.iii.2013	Justiniano Magnago
-20.7228/-42.4823	Araponga - MG	–	Foto	WA	B	2013	Vitor Herdy

*-21.3305/-44.9708	Lavras - MG	PE Quedas do Rio Bonito	Foto	WA	B	24.viii.2008	Vitor Torga Lombardi
*-21.9542/-46.3895	Santa Rita de Caldas - MG	—	Foto	WA	B	21.viii.2010	Geiser Trivelato
*-20.0153/-43.7161	Caeté - MG	—	Foto	WA	B	03.xii.2007	Gustavo Malaco
-19.5405/-46.4853	Ibiá - MG	—	Foto	WA	B	28.i.2012	Fabio Rage
*-22.2267/-45.9649	Pouso Alegre - MG	PM de Pouso Alegre	Foto	WA	B	03.xi.2011	Sthenio Maia
-20.0408/-43.6569	Santa Bárbara - MG	—	Pessoal	—	B	07.vi.2008	Gustavo Malaco
*-20.0414/-43.9433	Nova Lima - MG	—	Lit ¹¹	—	B	xii.2009	Helbert Peixoto
-21.0892/-44.9419	Perdões - MG	Mata do Cambraia	Pessoal	—	B	recente	Marcelo Vasconcelos
*-20.1131/-43.7583	Rio Acima - MG	Sítio da preguiça	Pessoal	—	B	recente	Marcelo Vasconcelos
-20.0636/-43.7733	Rio Acima - MG	Estrada do Mingú	Pele	MCN	B	2.vi.2012	Mazzoni & Perillo
*-20.9096/-44.3918	Ritópolis - MG	Faz. São Miguel	Pessoal	—	B	recente	Sergio Murilo
*-21.5950/-44.5647	Minduri - MG	Mata Triste	Pessoal	—	B	recente	Vitor Torga
-21.6014/-44.5539	Minduri - MG	Mata Triste	Pessoal	—	B	recente	Kassius Santos
-21.6075/-44.6499	Carrancas - MG	Serra dos Moleques	Pessoal	—	B	recente	Vitor Torga
-21.5932/-44.5709	Carrancas - MG	Chapada das Perdizes	Pessoal	—	B	recente	Vitor Torga

-21.4538/-44.6244	Carrancas - MG	Serra de Carrancas	Pessoal	–	B	recente	Vitor Torga
*-21.5585/-44.7864	Luminárias - MG	–	Pessoal	–	B	recente	Kassius Santos
-20.3063/-46.5247	São Roque de Minas - MG	Serra da Canastra	Lit ¹⁷	–	B	1996 - 1998	Luís Fábio Silveira
*-20.1519/-44.4367	Itatiaiuçu - MG	Mata da onça	Pele	MHN	B	recente	Leonardo Lopes
-20.1494/-44.4414	Itatiaiuçu - MG	Candeal, Serra Azul	Pele	MHN	B	13.viii.2009	Leonardo Lopes
-20.1611/-44.3856	Itatiaiuçu - MG	Faz. Princesa da Serra	Pele	MHN	B	16.viii.2009	Leonardo Lopes
*-22.3616/-44.8003	Itamonte - MG	RPPN Alto Montana	Pessoal	–	B	recente	Kassius Santos
*-21.9336/-44.5754	Aiuruoca - MG	Varadouro	Pessoal	WA	B	xi.2013	Bruno Rennó
-21.9927/-44.9545	Caxambu - MG	Horto de Caxambu	Pessoal	–	B	17.v.2013	Vinicius Tonetti
*-20.1300/-43.4215	Catas Altas - MG	–	Gravação	WA	B	07.vi.2011	Juliano Silva
-17.3833/-44.8000	Pirapora - MG	–	Lit ¹⁰	–	B	xii.1999	Kirwan et al.
-20.0881/-43.6621	Santa Bárbara - MG	Serra da Gandarela	Foto	WA	B	16.viii.2013	Frederico Pereira
-20.4009/-43.3951	Mariana - MG	–	Gravação	WA	B	14.ix.2013	Juliano Silva
-19.7500/-43.0500	São José da Lagoa - MG	Faz. Boa Esperança	Pele	MZUSP	B	30.xi.1940	A. M. Olalla
-27.2382/-52.9693	Mariana - MG	Faz. Taveira	Pele	MN	B	13.iii.1926	Snethlage

*-20.5622/-41.7635	Ibitirama - ES	PN do Caparaó	Foto	–	B	23.ix.2014	Luciano Lima
*-20.3173/-41.3004	Conceição do Castelo - ES	Faz. Pindobas	Lit ¹⁴	–	B	1996 - 1998	Pacheco & Bauer
-20.3696/-41.2474	Conceição do Castelo - ES	–	Gravação	ASEC	B	22.ii.1998	Pacheco & Bauer
-22.1167/-42.7333	Sapucaia - RJ	Alto do Pião	Pessoal	–	B	21.iii.1988	Pacheco & Gagliardi
-21.9167/-41.8333	Santa Maria Madalena - RJ	PE do Desengano	Pessoal	–	B	26.x.1986	Pacheco & Carvalho
-22.4299/-44.6191	–	Ponte Maromba	Pele	AMNH	B	18.vi.1922	Ernest G. Holt
*-25.4030/-50.6817	Irati - PR	Pinho de Baixo	Foto	WA	B	21.v.2011	Anderson Filus
*-25.5876/-50.4614	Irati - PR	–	Foto	WA	B	6.iii.2013	Osmar Slompo
-25.4001/-50.5814	Fernandes Pinheiro - PR	FLONA de Irati	Foto	WA	B	recente	Elizeu Czekalski
*-25.6002/-51.8589	Candói – PR	–	Pessoal	–	B	recente	Leonardo Deconto
*-25.6594/-51.9614	Pinhão – PR	–	Pessoal	–	B	recente	Leonardo Deconto
-25.6838/-51.9894	Pinhão – PR	–	Pessoal	–	B	recente	Leonardo Deconto
*-24.9477/-49.5775	Rio Branco do Sul – PR	–	Pessoal	–	B	recente	Leonardo Deconto
*-25.4516/-49.6810	Campo Largo - PR	Estrada da Faxina	Pessoal	–	B	recente	Leonardo Deconto
-25.4647/-49.6990	Campo Largo - PR	Estrada da Faxina 2	Pessoal	–	B	recente	Leonardo Deconto

*-24.6344/-50.2125	Tibaji - PR	Cânion do Guartelá	Foto	WA	B	16.vii.2013	Eduardo Patrial
*-24.2789/-50.5825	Telêmaco Borba - PR	Telêmaco Borba	Pessoal	–	B	recente	Eduardo Patrial
*-25.6327/-54.4385	Foz do Iguaçu - PR	PN do Iguaçu	Foto	WA	B	17.viii.2013	Fabiane Girardi
*-23.4443/-51.2435	Londrina - PR	PE Mata dos Godoy	Lit ³	–	B	1996	Anjos
*-25.9512/-49.2206	Tijucas do Sul – PR	–	Lit ¹⁶	–	B	1994	Scherer & Toledo
*-24.9106/-48.9850	Tunas do Paraná - PR	Faz. Anta Gorda	Pessoal	–	B	31.ix.2012	Marcelo Villegas
*-24.8647/-48.8058	Adrianópolis - PR	Faz. Taquarussu	Pessoal	–	B	4.viii.2012	Marcelo Villegas
*-24.8333/-48.6667	–	PE das Lauráceas	Lit ⁸	–	B	29.iv.2000	–
*-25.1167/-48.6989	Campo Largo - PR	Faz. Conceição	Lit ¹	–	B	1997	Abe
*-25.3033/-49.8147	Campo Largo - PR	RPPN do Tarumã	Lit ⁴	–	B	1999	Anjos & Boçon
*-23.9169/-51.9552	Fênix - PR	PEVR do Espírito Santo	Lit ¹⁵	–	B	2007	Neto & Bispo
-25.4502/-49.6834	Balsa Nova - PR	–	Gravação	WA	B	25.v.2011	Marcelo Villegas
-25.4025/-50.5894	Irati - PR	–	Foto	WA	B	28.iv.2011	Michel Knegerski
-23.1500/-49.9833	Jacarezinho – PR	–	Pele	MZUSP	B	24.iv.1901	Lima
-23.3500/-53.7167	–	Pto Camargo - R. Parana	Pele	MZUSP	B	1.iii.1954	Dente & Seraglia

-25.4332/-50.0343	Palmeira - PR	Faz. Santa Rita	Gravação	FNJV	B	23.viii.1989	Luiz dos Anjos
-25.5500/-54.5833	–	Faz. do Iguassú	Pele	MN	B	3.xi.1928	Snethlage
-25.6956/-51.6542	Pinhão - PR	Rio Bragança	Pele	MN	B	11.iv.1992	Straube & Reinert
-24.1194/-49.4019	Jaguariaiva - PR	Faz. Morungava	Pele	FMNH	B	29.xi.1937	Blake
*-27.3544/-49.3461	Vidal Ramos - SC	Salseiro	Foto	WA	B	19.xii.2011	Evair Legal
*-26.2995/-49.023	Joinvile - SC	Salto do Pirai	Lit ¹³	–	B	29.x.1998	Naka <i>et al.</i>
*-27.2353/-52.5856	Chapecó - SC	Rio Monte Alegre	Gravação	XC	B	30.i.2010	Adrian Rupp
-27.1036/-53.4010	Mondaí - SC	Porto Feliz	Pele	MN	B	31.vii.1928	Snethlage
*-27.2382/-52.9693	Alpestre - SC	Lajeado	Foto	WA	B	28.xi.2011	Adrian Rupp
*-27.2189/-53.9975	Derrubadas - RS	PE do Turvo	Foto	WA	B	16.iii.2011	Dante Meller
*-27.6187/-51.526	Barracão - RS	PE do Espigão Alto	Foto	WA	B	27.iv.2014	Silvia Richter
*-27.1969/-53.2422	Iraí - RS	P Balneário Oswaldo Cruz	Gravação	–	B	2006-2008	Santos e Petry
*-27.9071/-52.8271	Sarandi - RS	PE do Papagaio Charão	Gravação	–	B	recente	Nêmora Prestes
*-28.2857/-52.1871	Passo Fundo - RS	FLONA de Passo Fundo	Pessoal	–	B	recente	Nêmora Prestes
*-28.2248/-51.1681	Lagoa Vermelha - RS	ESEC de Aracuri	Gravação	–	B	recente	Nêmora Prestes

*-27.4599/-53.0749	Nonoai - RS	TI de Nonoai	Pele	MCN	B	recente	Glaysen Bencke
-27.9500/-51.8167	Sananduva - RS	Sananduva	Pele	AMNH	B	06.i.1929	E. Kaempfer
-24.0986/-54.5983	–	Misiones	Lit ⁷	–	A	2004-2006	Giraudó <i>et al.</i>
-26.5204/-53.8976	–	PP Cruce Caballero	Lit ⁵	–	A	2010	Bodrati <i>et al.</i>
-25.9833/-53.9000	–	Ref. Pinalito	Pele	UMMZ	A	25.vi.1961	Philip Humphrey
-25.8915/-54.5425	–	Arroyo Uruguai	Pele	UMMZ	A	22.vi.1962	William Partridge
-25.9000/-54.6000	–	–	Pele	YPMNH	A	11.vi.1961	Philip Humphrey
-25.9715/-54.6391	–	Puerto Segundo	Pele	FMNH	A	19.iv.1917	–
-24.4667/-54.6333	–	Estância Itabó	Lit ⁶	–	P	22.iv.2002	Cockle <i>et al.</i>
-26.0941/-56.8364	–	PN Ybycui	Pele	MZV	P	27.i.1999	Mercedes Foster
-27.1835/-55.7773	–	Encarnacion	Lit ¹⁸	–	P	vi.2005	Madroño <i>et al.</i>
-24.1376/-55.5205	–	RN del Bosque	Gravação	ML	P	16.viii.1995	Alberto Madrono
-26.1167/-55.7333	–	PN Caaguazú	Lit ¹²	–	P	xi.1995	Madroño <i>et al.</i>
-24.1333/-54.5000	–	Mbaracayú	Gravação	XC	P	23.x.2008	Paul Smith
-26.3834/-55.6834	–	Ocampus, San Rafael	Gravação	XC	P	16..x.2001	Myriam Velazquez

-26.4833/-55.7167	–	PN San Rafael	Gravação	XC	P	29.i.2007	Alberto Esquivel
-25.7999/-56.3077	–	PN Ybyturuzu	Gravação	XC	P	23.viii.2003	Myriam Velazquez
-25.6333/-54.6667	–	Porto Bertoni	Pele	MZUSP	P	1904	Bertoní
-25.5997/-54.6017	–	Puerto Gibaja	Pele	ROM	P	4.viii.1940	Alberto Schulze
-26.5167/-55.8000	–	PN San Rafael	Pele	UKMNH	P	8.x.2000	–
-26.1167/-55.7333	–	San Carlos	Pele	UKMNH	P	11.xi.1995	Robbins
-24.3667/-55.7000	–	Curuguay	Pele	UMMZ	P	18.vii.1979	Robert Storer
-23.2667/-55.5333	–	Capitan Bado	Pele	UMMZ	P	10.xi.1938	Alberto Shulze

REFERÊNCIAS DOS REGISTROS OBTIDOS NA LITERATURA

- ¹ABE, L. M. 1979. Estudo da avifauna em remanescentes florestais contíguos a reflorestamento com *Pinus elliottii*, Engelm, 1880. *Estudos de Biologia* 4(41):37-60.
- ²ALMEIDA, A. F. 1979. Influência do tipo de vegetação nas populações de aves em uma floresta implantada de *Pinus* spp. na região de Agudos, SP. *IPEF*(18):59-77.
- ³ANJOS, L. D. 2001. Bird communities in five Atlantic forest fragments in southern Brazil. *Ornitologia Neotropical*, 12:11-27.
- ⁴ANJOS, L. D. & BOÇON, R. 1999. Bird Communities in Natural Forest Patches in Southern Brazil. *Wilson Bulletin*, 111(3):397-414.
- ⁵BODRATI, A.;COCKLE, K.;SEGOVIA, J. M.;ROESLER, I.;ARETA, J. I. & JORDAN, E. 2010. La avifauna del Parque Provincial Cruce Caballero, Provincia de Misiones, Argentina. *Cotinga*, 32:41-64.
- ⁶COCKLE, L. K.;LEONARD, M. L. & BODRATI, A. A. 2005. Presence and abundance of birds in an Atlantic forest reserve and adjacent plantation of shade-grown yerba mate, in Paraguay. *Biodiversity and Conservation*, 14:3265-3288.
- ⁷GIRAUDO, A. R.;MATTEUCCI, S. D.;ALONSO, J.;HERRERA, J. & ABRAMSON, R. R. 2008. Comparing bird assemblages in large and small fragments of the Atlantic Forest hotspots. *Biodiversity and Conservation*, 17:1251-1265.
- ⁸IAB. 2002. *Plano de Manejo do Parque Estadual das Lauráceas*. Curitiba: Instituto Ambiental do Paraná.
- ⁹IHERING, H. V. & IHERING, R. V. 1907. *Catalogos da Fauna Brasileira* (Vol. 1). São Paulo: Museu Paulista.
- ¹⁰KIRWAN, G. M.;BARNETT, J. M. & MINNS, J. 2001. Significant ornithological observations from the Rio São Francisco Valley, Minas Gerais, Brazil, with notes on conservation and biogeography. *Ararajuba*, 9(2):145-161.
- ¹¹LOPES, L. E.;PEIXOTO, H. J. C. & NOGUEIRA, W. 2012. Aves da Serra Azul, sul da cadeia do espinhaço, Minas Gerais, Brasil. *Atualidades Ornitológicas*(169):41-53.
- ¹²MADROÑO, A. N.;ROBBINS, M. B. & ZYSKOWSKI, K. 1997. Contribución al conocimiento ornitológico del Bosque Atlántico Interior del Paraguay: Parque Nacional Caaguazú, Caazapá. *Cotinga*, 7:45-53.
- ¹³NAKA, L. N.;BARNETT, J. M.;KIRWAN, G. M.;TOBIAS, J. A. & DE AZEVEDO, M. A. G. 2000. New and noteworthy bird records from Santa Catarina state, Brazil. *Bulletin of the British Ornithologists'*, 120(4):237-250.
- ¹⁴PACHECO, J. F. & BAUER, C. 1998. Limites setentrionais inéditos e documentados de aves da região da Mata Atlântica do Espírito Santo *Atualidades Ornitológicas*, 86(4).

- ¹⁵SCHERER-NETO, P. & BISPO, A. A. 2011. Avifauna do Parque Estadual de Vila Rica do Espírito Santo, Fênix, Paraná. *Biota Neotropica*, 11(3):317-329.
- ¹⁶SCHERER-NETO, P. & TOLEDO, M. C. B. 2012. Bird community in an Araucaria forest fragment in relation to changes in the surrounding landscape in Southern Brazil. *Iheringia*, 102(4):412-422.
- ¹⁷SILVEIRA, L. F. 1998. The birds of Serra da Canastra National Park and adjacent areas, Minas Gerais, Brazil. *Cotinga*, 10:55-62.
- ¹⁸SIMITH, P.;DEL CASTILHO, H.;BATJES, H.;BETUEL, A.;MONTIEL, M.;NOSSENT, R.;ONLEY, D.;WAINWRIGHT, B. & WECHSLER, S. 2005. An avifaunal inventory of Hotel Tirol, Departamento Itapúa, Southern Paraguay. *FAUNA Paraguay Technical Publication*(1):1-14.

Apêndice C. Imagens de algumas das principais ameaças à biodiversidade no entorno e dentro do Parque Estadual da Cantareira. Fotografias tiradas por Vinicius Tonetti durante a realização dessa dissertação.



Figura 1. Residências de população de baixa renda próximas ao limite do Parque na vertente voltada para as grandes cidades. Registro feito nas proximidades do núcleo Engordador.



Figura 2. Residências de população de baixa renda próximas ao limite do Parque na vertente voltada para as grandes cidades. Registro feito nas proximidades do núcleo Engordador.



Figura 3. Condomínio de alto padrão próximo aos limites do Parque na vertente voltada para o interior. Registro feito nas proximidades do núcleo Engordador.



Figura 4. Condomínio de alto padrão próximo aos limites do Parque na vertente voltada para o interior. Registro feito nas proximidades do núcleo Engordador.



Figura 5. Trecho da rodovia Fernão Dias (BR-116) no entorno do Parque com ocupações residenciais irregulares em suas margens. Registro feito nas proximidades do núcleo Engordador.

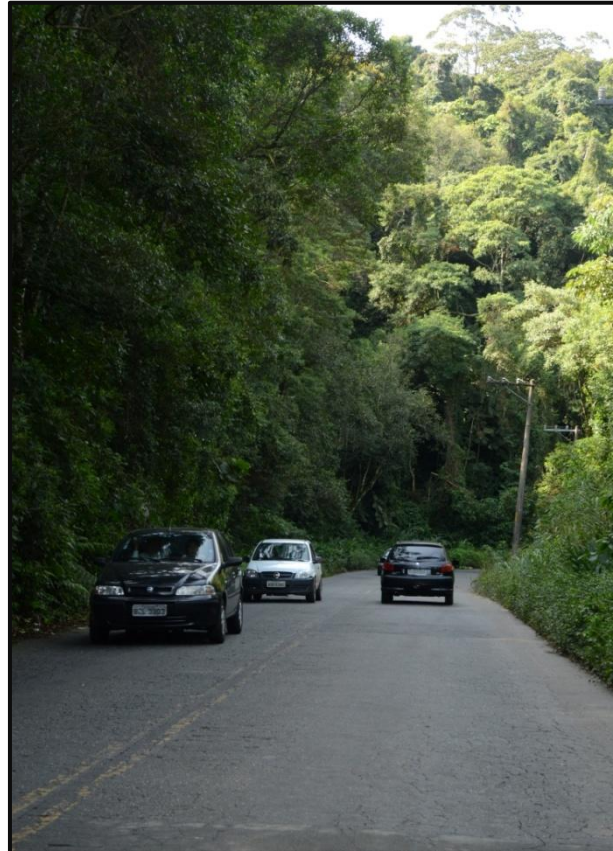


Figura 6. Trecho da Avenida Sezefredo Fagundes dentro dos limites do Parque no núcleo Engordador.

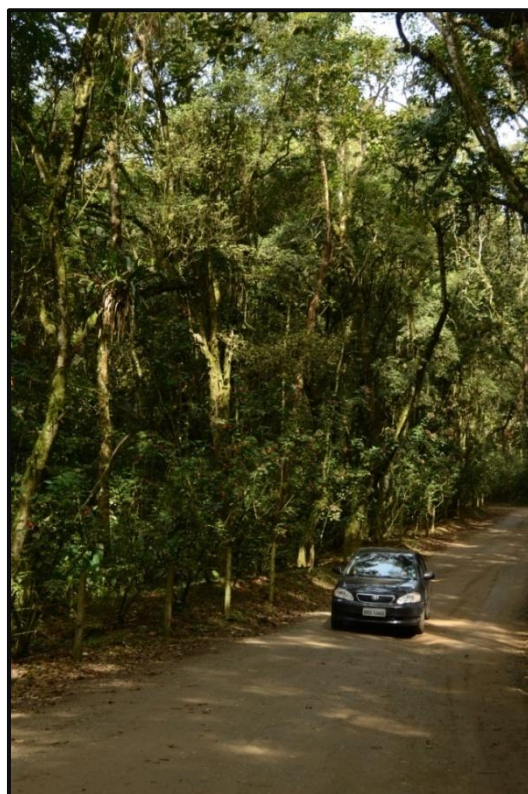


Figura 7. Trecho de estrada não pavimentada no entorno do Parque. Registro feito nas proximidades do núcleo Engordador.



Figura 8. Obra de construção do trecho norte do Rodoanel próxima aos limites do Parque. Um dos principais empreendimentos do governo do Estado de São Paulo em execução durante a realização dessa dissertação. Registro feito nas proximidades do núcleo Cabuçu. Atentar para a placa: “PRESERVE O MEIO AMBIENTE”.



Figura 9. Obra de construção do trecho norte do Rodoanel próxima aos limites do Parque. Registro feito nas proximidades do núcleo Cabuçu.



Figura 10. Obra de construção do trecho norte do Rodoanel próxima aos limites do Parque. Registro feito nas proximidades do núcleo Cabuçu.



Figura 11. Fogueira em borda de mata no entorno do Parque. Registro feito nas proximidades do núcleo Engordador.



Figura 12. Pedreira “Dib” com atividades de mineração encerradas no entorno do Parque. Registro feito nas proximidades do núcleo Engordador.

Apêndice D. Imagens da área de estudo. Fotografias tiradas durante a realização dessa dissertação.



Figura 1. Amostragem de um ponto fixo no núcleo Cabuçu.

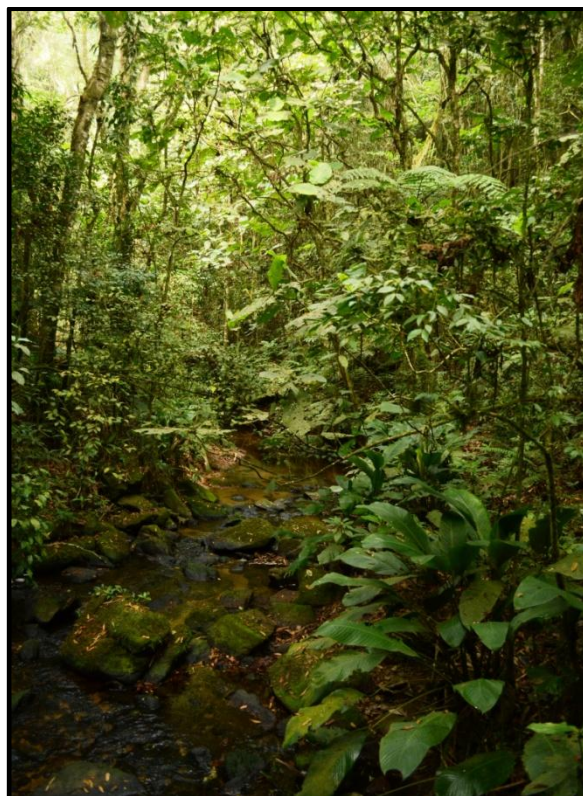


Figura 2. Trecho de mata com um riacho no núcleo Cabuçu onde dois indivíduos de *Phylloscartes eximius* foram registrados.