



Universidade do Estado do Rio de Janeiro
Centro Biomédico
Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes

Luara Tourinho de Oliveira Pereira

**Paisagens climáticas estáveis em cenário futuro de mudanças climáticas
para aves endêmicas da Mata Atlântica**

Rio de Janeiro

2016

Luara Tourinho de Oliveira Pereira

**Paisagens climáticas estáveis em cenário futuro de mudanças climáticas para aves
endêmicas da Mata Atlântica**

Dissertação apresentada, como requisito parcial
para obtenção do título de Mestre, ao Programa
de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução, da
Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

Orientadora: Prof.^a Dra. Mariana Moncassim Vale

Coorientador: Prof. Dr. Jayme Prevedello

Rio de Janeiro

2016

CATALOGAÇÃO NA FONTE
UERJ / REDE SIRIUS / BIBLIOTECA CTC-A

P429 Pereira, Luara Tourinho de Oliveira.
Paisagens climáticas estáveis em cenário futuro de mudanças climáticas para aves endêmicas da Mata Atlântica / Luara Tourinho de Oliveira Pereira. – 2017.
61f.: il.

Orientadora Mariana Moncassim Vale.
Coorientador: Jayme Prevedello.
Dissertação (Mestardo em Ecologia e Evolução) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes.

1. Ave - Habitat - Teses. 2. Ave - Mata Atlântica - Teses. 3. Mudança climática - Teses. 4. Aquecimento global - Teses. I.Vale, Mariana Moncassim. II. Prevedello, Jayme. III. Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes. IV. Título.

CDU 598.2:574.2

Rosalina Barros *CRB/7 - 4204* - Responsável pela elaboração da ficha catalográfica.

Autorizo, apenas para fins acadêmicos e científicos, a reprodução total ou parcial desta tese, desde que citada a fonte.

Assinatura

Data

Luara Tourinho de Oliveira Pereira

**Paisagens climáticas estáveis em cenário futuro de mudanças climáticas para Aves
endêmicas da Mata Atlântica**

Dissertação apresentada, como requisito parcial
para obtenção do título de Mestre, ao Programa
de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução, da
Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

Aprovada em 17 de fevereiro de 2017.

Orientadora:

Prof.^a Dra. Mariana Moncassim Vale
Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes - UERJ

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Jayme Prevedello (Coorientador)
Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes - UERJ

Prof.^a Dra. Marinez Siqueira
Jardim Botânico do Rio de Janeiro

Prof. Dr. Milton Ribeiro
Universidade Estadual de São Paulo

Rio de Janeiro

2016

AGRADECIMENTOS

À Mariana Moncassim Vale por ser o meu maior exemplo de cientista e mulher. Por ser a orientadora mais atenciosa, detalhista e disponível que já vi. Pela sinceridade, muitas vezes ríspida, mas necessária, que me ajudou muito a crescer como pesquisadora. Pela amizade, consultas psicológicas e carinho, que fazem dela a mistura perfeita que toda(o) orientanda(o) deveria e gostaria de ter. Muita admiração.

À Jayme Augusto Prevedello pela coorientação que mais se enquadra como uma orientação. Pelos vários dias inteiros despendidos para me auxiliar na elaboração teórica e prática deste trabalho. Pela enorme paciência, disponibilidade, estímulo e atenção que sempre me deu. Uma das pessoas mais inteligentes que conheci. Mais um grande exemplo de profissional a ser seguido.

À Bruno Carvalho Pelo auxílio na elaboração e compreensão dos scripts dos modelos de distribuição climática, no software R.

À Júlia Niemeyer, Tainá Rocha e Tamires Marques pelas discussões, ajudas e desabafos mútuos sobre os projetos. Principalmente, pela grande amizade.

Aos colegas do Labvert, UFRJ, pelo apoio, discussões, sugestões e críticas ao projeto, em especial à Marcos Figueiredo, Maria Lúcia Lorini e Renato Crouzeilles.

À Universidade do Estado do Rio de Janeiro e à Universidade Federal do Rio de Janeiro pelo suporte técnico, estrutural e acadêmico.

À Fundação do Ministério de Educação do Brasil (Capes) e a Fundação de Amparo à Pesquisa Carlos Chagas do Rio de Janeiro (Faperj) pelo auxílio financeiro.

À minha família e amigos pelo apoio, confiança e carinho.

À Deus e outras subjetividades que emanam boas energias em direção à conservação da vida na Terra.

RESUMO

TOURINHO, L. *Paisagens climáticas estáveis em cenário futuro de mudanças climáticas para Aves endêmicas da Mata Atlântica*. 2016. 61f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Evolução) - Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2016.

As mudanças climáticas em adamento e a perda e a fragmentação de habitat são umas das principais ameaças à biodiversidade. Diversos estudos consideram a associação dos efeitos desses processos, porém apenas em escala regional ou global. Entretanto, muitas ações de manejo e gestão ocorrem em escala de paisagem. Desta forma, o objetivo deste presente estudo foi avaliar a relação entre as mudanças climáticas e a perda e fragmentação do habitat em escala de paisagem, para oito espécies de aves distintas em suas características funcionais e endêmicas da Mata Atlântica Brasileira. Para isso foi utilizado o Índice de Disponibilidade de Habitat, incluindo o tamanho do fragmento, probabilidade de dispersão das espécies e adequabilidade climática. A adequabilidade climática foi derivada da modelagem de nicho ecológico, usando cinco algoritmos e seis variáveis bioclimáticas sobre as condições climáticas atuais e para 2050, em cenário RCP 8,5. Foi feita uma correlação entre a adequabilidade ambiental (i.e. adequabilidade estrutural e climática) da paisagem presente e futura para acessar se a importância da paisagem para a manutenção das espécies muda ao longo do tempo. Foi encontrada uma alta correlação entre os valores de adequabilidade ambiental das paisagens presente e futuras, em que a estrutura da paisagem apresentou maior influência nos resultados em relação ao clima, principalmente quando a quantidade de cobertura florestal foi considerada. Essencialmente, em biomas altamente fragmentados como a Mata Atlântica, a adequabilidade climática se torna um luxo. Qualquer perda de habitat ou de conectividade terá, proporcionalmente, maior impacto para a persistência das espécies do que a alteração do clima local. Mesmo que haja previsões de mudança da distribuição das espécies em direção à novas áreas disponíveis, a dispersão será impedida por uma vasta área de paisagens estruturalmente inadequadas e habitat inóspito.

Palavras-chave: Adequabilidade climática. Disponibilidade de habitat. Adequabilidade estrutural. Perda de habitat. Fragmentação de habitat. Conectividade. Aquecimento Global.

ABSTRACT

TOURINHO, L. *Stable climatic landscapes in a future climate change scenario for Birds endemic to the Atlantic Forest*. 2016. 61f. Thesis (Master degree in Ecology and Evolution) - Institute of Biology Roberto Alcântara Gomes, University of the Stado of Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2016.

Ongoing climate change and the forest fragmentation are two of the principal threats to biodiversity. A number of studies have considered these processes together, but always at a regional or global scale. Most management actions, however, happen at the landscape level. Here we evaluate the relationship of the climate change and forest fragmentation at the landscape level, for eight functionally distinct Brazilian Atlantic Forest endemic birds. We used the widely used Habitat Availability Index (HAI), including fragment size, species' dispersion probability, and climate suitability. Climate suitability was derived from ecological niche models, using six bioclimatic variables under current and 2050's RPC 8.5 climatic conditions, and five modeling algorithms. We did a correlation between current and future landscape suitability, in order to see whether the importance of landscapes to species' maintenance change over time. There was high correlation between current and future landscape suitability values, which were strongly driven by landscape structure, with a weak influence of climate suitability, principally when the amount of forest cover was considered. Essentially, in a highly fragmented biome such as the Atlantic Forest, climate suitability becomes a luxury. Any connectivity and habitat loss will proportionately have a greater impact on species persistence than local climate change. Even though there are predictions of a shift in species distribution towards new available areas, dispersion will be prevented by vast areas of structurally inadequate landscapes and inhospitable habitats.

Keywords: Climate suitability. Habitat suitability. Structural suitability. Habitat loss. Habitat fragmentation. Connectivity. Global Warm.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1 – Projeções contínuas de adequabilidade climática no presente (esquerda) e em 2050 (futuro) sob cenário de mudanças climáticas (direta) para as oito espécies focais do estudo. Recorte utilizado a partir do somatório das projeções binárias com o limiar *no omission*, o mesmo recorte utilizado na projeção das paisagens..... 25
- Figura 2 – Projeções binárias de adequabilidade climática no presente e em 2050, em cenário de mudanças climáticas, para as oito espécies estudadas. Os valores 0 e 1 representam as áreas climaticamente inadequadas e adequadas, respectivamente..... 27
- Figura 3 – Mapas de Disponibilidade de Habitat Ambientalmente Adequado das paisagens no presente (esquerda) e no futuro (2050, direita), para as oito espécies estudadas..... 30
- Figura 4 – Correlação entre o Índice de Disponibilidade de Habitat Ambientalmente Adequado (IDHAA) presente e futuro para as oito espécies focais do estudo, onde b = inclinação da reta e r = coeficiente de correlação de Pearson. Cada ponto representa uma paisagem..... 34
- Figura 5 – Correlação entre o Índice de Disponibilidade de Habitat Ambientalmente Adequado (IDHAA) atual e futuro para *Odontophorus capueira*, para paisagens com cobertura florestal total $\leq 30\%$ ou $> 30\%$ 36

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1 – Comparações entre a adequabilidade climática no presente e no futuro, com base nas projeções binárias para cada espécie focal, segundo a modelagem de nicho ecológicos 28
- Tabela 2 – Média dos valores de IDHAA de todas as paisagens no presente e no futuro e a porcentagem de mudança entre os períodos. A porcentagem de mudança foi calculada a partir do cálculo simples de variação percentual, $[(IDHAA_{\text{futuro}} - IDHAA_{\text{presente}}) / IDHAA_{\text{presente}} \times 100]$ 32
- Tabela 3 – Resumo das análises de correlação entre o Índice de Disponibilidade de Habitat Ambientalmente Adequado (IDHAA) atual e futuro, para as oito espécies estudadas. As colunas mostram o coeficiente de correlação (r) e inclinação da reta (b), para todas as espécies, considerando diferentes valores de cobertura florestal..... 37

SUMÁRIO

	INTRODUÇÃO	13
1	MATERIAL E MÉTODOS	17
1.1	Espécies focais	17
1.2	Modelagem de nicho ecológico	18
1.3	Análise da estrutura das paisagens	21
2	RESULTADOS	24
2.1	Modelo de Nicho Ecológico	24
2.2	Disponibilidade de habitat nas paisagens	29
3	DISCUSSÃO	38
	CONCLUSÃO	44
	REFERÊNCIAS	46
	Apêndice A – Correlação entre as variáveis bioclimáticas produzido a partir da Matrix de Correlação de Pearson.....	52
	Apêndice B – Valores de TSS para todos ou modelos e espécies.....	53
	Apêndice C – Índice de Disponibilidade de Habitat Ambientalmente Adequado (IDHAA) no presente (esquerda) e no futuro (direta).....	55
	Apêndice D – Correlação entre o Índice de Disponibilidade de Habitat Ambientalmente Adequado (IDHAA) futuro (eixo y) e presente (eixo x), para espécies focais.....	56
	Anexo A – Informações gerais sobre as espécies focais.....	57
	Anexo B – Todas as espécies endêmicas utilizadas para o cálculo da média das espécies focais, separadas em grupos funcionais, com seus respectivos valores de capacidade de dispersão em km.....	58

INTRODUÇÃO

Os efeitos decorrentes das mudanças climáticas em conjunto com as alterações no uso do solo estão entre as principais causas das alterações das dinâmicas populacionais e perda da biodiversidade em todo o mundo (Opdam e Wascher 2004; Jetz et al. 2007). Conforme a paisagem é modificada, há uma crescente perda e fragmentação do habitat que, por si só, podem afetar de forma negativa a biodiversidade, por reduzirem a disponibilidade de recursos e o fluxo de indivíduos entre as manchas de habitat remanescentes (Andren 1996; Ewers e Didham 2006). Esse processo de perda e fragmentação do habitat, além de promover modificação na estrutura da paisagem, intensifica o processo das mudanças climáticas.

Diante do processo das mudanças climáticas, as espécies podem (i) persistir nos habitats remanescentes através de processos de aclimatação e adaptação, (ii) dispersar em direção a locais climaticamente adequados, ou (iii) se extinguir, caso as estratégias acima falhem (e.g. Visser et al. 1998, Hales et al. 2002, Welbergen et al. 2008). Já em paisagens fragmentadas, a persistência das populações frente às mudanças climáticas e à manutenção do fluxo gênico entre as populações vão depender também da conectividade funcional e da quantidade de cobertura de habitat no nível da paisagem (Lees e Peres 2009, Banks-Leite et al. 2014). Em paisagens com pouca cobertura de habitat, os fragmentos remanescentes geralmente são pequenos e isolados, dificultando ou mesmo impedindo o deslocamento dos indivíduos pela paisagem (Lees e Peres 2008, Lees e Peres 2009). A redução do fluxo de indivíduos pode diminuir a probabilidade de dispersão em direção a manchas de habitat climaticamente mais adequadas, dificultando a persistência e a viabilidade da população na paisagem (Nadeau e Fuller 2016).

Com o objetivo de manter o clima local constante, o fluxo gênico e a viabilidade das populações a longo prazo, vários estudos têm buscado selecionar áreas prioritárias para a conservação, com base em métricas de paisagem (Moilanen et al. 2005, Visconti e Elkin 2009, Ewers e Banks-Leite 2013). Essas métricas incluem a quantidade de cobertura de habitat na paisagem, a conectividade funcional, o grau de agregação das manchas de habitat, a qualidade do habitat e a densidade de bordas das manchas de habitat (Moilanen et al. 2005, Visconti e Elkin 2009). Tal abordagem tem sido utilizada em diferentes tipos de ecossistemas e com diferentes espécies, e tem sido importante como passo inicial para guiar esforços de conservação em escalas espaciais amplas (Lindenmayer et al. 2008).

Sabemos, no entanto, que o clima global desempenha um papel importante na definição do nicho ecológico e na distribuição geográfica das espécies (Hannah 2001, Sinervo et al. 2010). Assim, por sua vez, há diversos estudos que ressaltam a importância de selecionar áreas prioritárias para a conservação considerando as alterações climáticas futuras (Araújo et al. 2004, Lemes e Loyola 2013). Caso contrário, existe o risco das áreas hoje prioritárias para a conservação se tornarem ineficientes em cenários futuros. O principal motivo é a possível extinção local ou alteração da distribuição de algumas espécies em busca de locais adequados climaticamente, em função de suas capacidades de dispersão e demandas fisiológicas (Hannah 2001, Sinervo et al. 2010).

Para considerar a sinergia entre a perda e fragmentação de habitat e as mudanças climáticas, estudos recentes incorporaram o uso do solo para projetar a distribuição dos organismos em cenários climáticos futuros. Para tanto, tais estudos incluíram, nos modelos de nicho ecológico, diferentes classes de uso e cobertura de solo, estabelecidas pela Global Land Cover 2000 (Jetz et al. 2007, Gouveia et al. 2016), bem como a distribuição da área histórica do bioma e da distribuição atual de seus remanescentes (Loiselle et al 2010). Como resultado, esses estudos encontraram um aumento do risco de extinção das espécies, ou o deslocamento e/ou redução da sua área de distribuição, em resposta a essa sinergia.

Entretanto, são raros os estudos que abordaram a relação dos processos de perda e fragmentação de habitat e de mudanças climáticas em escala de paisagem. Gouveia et al. (2016) realizaram uma abordagem em que foi medido o tamanho dos fragmentos da Mata Atlântica e a conectividade entre eles, apenas nas regiões indicadas pela modelagem de nicho como adequadas climaticamente. Entretanto, essa abordagem foi realizada em escala regional, em que as características da área florestada foi calculada para toda a área de distribuição geográfica das espécies de primatas em estudo. Este estudo também sugeriu uma previsão futura para a alteração da área de floresta da Mata Atlântica (i.e. redução de 10% na cobertura florestal), com o objetivo de estimar em quais áreas as espécies deverão ocorrer no futuro. Todavia, incluir cenários de alteração da área de floresta dificulta estimar com maior precisão, em escala de paisagem, a magnitude da influência das alterações climáticas por si só, uma vez que a alteração da estrutura da área pode ser um fator de confusão. Além disso, é interessante considerar as métricas de paisagem em uma escala mais detalhada e a adequabilidade climática como um atributo da paisagem, o que permite mapear as paisagens climática e estruturalmente adequadas de forma mais precisa, o que constitui um dos objetivos do presente estudo.

As florestas tropicais são altamente impactadas pelas mudanças climáticas, mas, principalmente, pelas alterações no uso do solo, em relação aos biomas temperados e polares (Jetz et al. 2007). A Mata Atlântica brasileira é um bioma extenso em dimensões latitudinais e as previsões de mudanças do clima variam bastante ao longo dela, com flutuações de precipitação em diferentes regiões e aumento de temperatura média em toda sua extensão (Nobre et al. 2007, PBMC 2014a). Devido às intensas alterações no uso do solo, especialmente ao longo do último século, esse bioma perdeu aproximadamente 88% de sua cobertura original, sendo que 83% dos remanescentes correspondem a fragmentos menores do que 50 ha (Ribeiro et al. 2009). Além disso, a perda e fragmentação da Mata Atlântica não ocorreu de modo uniforme, resultando em paisagens com diferentes quantidades de cobertura florestal, e com fragmentos de diferentes tamanhos e graus de isolamento (Metzger et al. 2009, Ribeiro et al. 2009). Ao considerar que a perda e fragmentação de habitat podem interagir com as mudanças climáticas, fica evidente que prever a alteração da distribuição das espécies para todo o bioma é um grande desafio, visto que a Mata Atlântica é um hotspot e retém alto grau de endemismo, riqueza de espécies e grande parte dessa biodiversidade está altamente ameaçada (Myers 2000, Loiselle 2010).

Entre os táxons endêmicos da Mata Atlântica, um dos grupos mais estudados frente aos efeitos das mudanças climáticas e uso do solo são as aves (Jetz et al. 2007; Devictor et al. 2008; Loiselle et al. 2010; Souza et al. 2011). Ao todo, a Mata Atlântica possui 212 espécies endêmicas de aves, sendo 11 espécies criticamente ameaçadas, 22 em perigo de extinção, 31 vulneráveis e uma extinta (Mariana Vale, comunicação pessoal). As aves possuem características importantes para estudos de estratégias de conservação, pois são indicadores de biodiversidade (Simberloff 1998), são altamente ameaçadas por atividades antrópicas e possuem uma ampla quantidade de informações disponíveis em bancos de dados on-line (e.g. Wikiaves, Birdlife).

Vários estudos apontaram áreas prioritárias pra conservação, de forma isolada, utilizando apenas métricas de paisagem (Moilanen et al. 2005, Visconti e Elkin 2009) ou considerando a redução e o deslocamento da distribuição de aves na Mata Atlântica em resposta às mudanças climáticas (Araújo et al. 2004, Souza et al. 2011, Lemes e Loyola 2013). Por outro lado, há estudos que prevêm a sinergia dos processos em diferentes escalas (Jetz et al. 2007, Loiselle et al. 2010, Gouveia et al. 2016). No entanto, não foi encontrado nenhum estudo que tenha quantificado se as paisagens que no presente são adequadas para a conservação das espécies de aves serão mantidas no futuro, considerando a mesma configuração de habitat frente às mudanças climáticas.

O objetivo deste estudo foi quantificar e mapear a adequabilidade climática e estrutural de paisagens da Mata Atlântica, em condições atuais e sob um cenário futuro de mudanças climáticas, para aves endêmicas do bioma. Para isso, combinamos em um mesmo índice métricas de disponibilidade de habitat em escala de paisagem com a adequabilidade climática, fornecida pelos modelos de distribuição das espécies. A hipótese central do estudo é que, em razão das mudanças climáticas em andamento, as paisagens que hoje são prioritárias para a conservação de Aves na Mata Atlântica não serão necessariamente prioritárias no futuro, em decorrência das mudanças climáticas. Mesmo quando a estrutura da paisagem se mantém favorável para a dispersão no futuro, as condições climáticas podem se apresentar inadequadas para a persistência das espécies.

1 MATERIAL E MÉTODOS

1. 1 Espécies focais

Para este estudo, selecionamos como organismos-modelo oito espécies de aves endêmicas da Mata Atlântica: *Calyptura cristata* (Tietê-de-coroa), *Drymophila genei* (Choquinha-da-serra), *Neopelma chrysolophum* (Fruxu) e *Xipholena atropurpurea* (Anambé-de-branca) da ordem Passeriformes; *Campephilus robustus* (Pica-pau-rei) da ordem Piciformes; *Odontophorus capueira* (Uru) da ordem Galliformes; *Phaethornis eurynome* (Rabo-branco-da-mata) e *Phaethornis idaliae* (Rabo-branco-mirim) da ordem Caprimulgiformes. As oito espécies foram selecionadas por representar diferentes estados de ameaça, histórias filogenéticas e características funcionais (e.g. extensão da distribuição geográfica, tamanho de corpo e dieta) (Anexo A, f. 51). Estudos anteriores mostraram que essas características funcionais podem afetar como as espécies respondem às mudanças no habitat (e.g. Lees e Peres 2008, Visconti e Elkin 2009, Vetter et al. 2011) e às mudanças climáticas (e.g. Rowe et al. 2011, Terry e Rowe 2015). Desta forma, é possível observar como diferentes espécies respondem aos efeitos em estudo.

Para a análise da conectividade funcional, explicada nas próximas sessões, foi necessário o valor da capacidade de dispersão das aves focais. A partir desses dados, foi possível calcular a probabilidade de cada espécie se deslocar entre pares de fragmentos florestais, em função da distância entre eles. Devido à lacuna de conhecimento na literatura sobre a capacidade de dispersão de aves neotropicais, optamos por estimar a capacidade de dispersão para grupos de espécies, e não para cada espécie individualmente. Para tanto, as oito espécies foram separadas em cinco grupos baseados em duas características funcionais, massa corporal (leves, ≤ 22 g; média à alta, > 22 g) e dieta (herbívoros, carnívoros e generalistas - considerando o hábito alimentar mais frequente), sugeridas pela literatura como indicadoras de capacidade de dispersão (e.g. Sutherland et al. 2000, Crouzeilles et al. 2014). O primeiro grupo foi formado por espécies com massa corporal leve e dieta generalista, incluindo *C. cristata* e *N. chrysolophum*; o segundo grupo, com massa corporal leve e dieta carnívora, incluindo *D. genei*; o terceiro grupo, com massa corporal leve e dieta herbívora, incluindo *P. eurynome* e *P. idaliae*; quarto grupo, com massa corporal média à alta e dieta generalista; quinto grupo, com massa corporal média a alta e dieta carnívora, incluindo *C. robustus*; e

sexto grupo, com massa corporal média a alta e dieta herbívora, incluindo *O. capueira* e *X. atropurpurea* (Anexo A, f. 51).

O valor da capacidade de dispersão mediana de cada espécie, em quilômetros, foi calculado com base no modelo alométrico de Sutherland et al. (2000):

$$13,1(\pm 1,47) * M^{0,63(\pm 0,15)} \quad (2)$$

Onde M é a massa corporal (kg). Em seguida, foi calculada a média da capacidade de dispersão para cada grupo, baseado nas capacidades de dispersão da(s) espécie(s) presente(s) no grupo. A média da capacidade de dispersão do grupo foi utilizada como capacidade de dispersão para todas as espécies do mesmo grupo. Essa metodologia proporciona maior robustez nas análises, dada a incerteza das estimativas produzidas pelo modelo de Sutherland et al (2000) para cada espécie individualmente (coeficiente de determinação ajustado $[r^2] = 0.32$; Sutherland et al. 2000).

1.2 Modelagem de nicho ecológico

Os registros de ocorrência de cada espécie foram compilados a partir de bancos de dados on-line (GBIF, Wikiaves, ICMBio) e informações da literatura (Souza et al. 2011). Foram consideradas apenas as espécies com mais de 12 registros de ocorrência, com o objetivo de incluir espécies raras e ameaçadas (Hernandez et al. 2006), por exemplo, *C. cristata* e *P. idaliae* (Tabela 1).

Para a modelagem de nicho ecológico, utilizamos variáveis bioclimáticas do “presente” (referente as médias mensais entre 1950 e 2000) e do “futuro” (referente as médias mensais entre 2041 e 2060) disponibilizados na plataforma do WordClim (<http://www.worldclim.org>) com resolução espacial de 3s (ca. 1 km) (Hijmans et al. 2005). Os dados do cenário futuro seguiram as previsões mais recentes do Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC 2013), de acordo com os modelos de circulação geral “*Model for Interdisciplinary Research on Climate*” (MIROC5) e o “*Hadley Centre Global Environmental Model*” (HadGEM2-ES) (Chou et al. 2014). Consideramos o cenário de emissão de CO₂ 8.5 W/m², ou “*business as usual*”, mais conhecido como “cenário pessimista”, em que é assumido que não haverá mudanças substanciais nos padrões de consumo e produção (IPCC 2013). Esse cenário foi escolhido por se tratar do cenário mais conservador, em que é possível

estimar as possíveis ameaças à biodiversidade considerando o cenário atual, em que não é esperada reduções das taxas atuais de emissões.

A partir da matriz de correlação de Pearson, selecionamos um conjunto de seis variáveis bioclimáticas, incluindo variáveis de temperatura e precipitação pouco correlacionadas ($r < 0.3$) (Apêndice A, f. 47). As variáveis bioclimáticas usadas nos modelos foram: Variação diurna média de temperatura média mensal, Isothermalidade, Amplitude térmica anual, Temperatura média do trimestre mais úmido, Precipitação do trimestre mais chuvoso e Precipitação do trimestre mais frio. Para a seleção das variáveis, os valores bioclimáticos foram extraídos a partir de pontos aleatoriamente distribuídos na área de estudo, na mesma quantidade de registros de ocorrência das espécies focais. Para gerar os pontos aleatórios foi usado o software ArcGis 10 e para gerar a matriz de correlação foi usado o pacote *corrplot* (versão 0.73, Wei 2013) no ambiente R 3.3 (R Core Team 2016).

Como o uso de diferentes algoritmos pode gerar diferentes resultados (Elith e Graham 2009, Li e Wang 2013, Qiao et al. 2015), realizamos a modelagem de distribuição climática utilizando cinco algoritmos diferentes para cada tipo de conjunto de dados das espécies: BIOCLIMA, GLM, MaxEnt, Random Forest e SVM. Esses algoritmos são amplamente discutidos na literatura e representam diferentes abordagens matemáticas, incluindo envelope climático (BIOCLIM), ajuste estatístico (GLM) e aprendizagem de máquina (MaxEnt, Random Forest e SVM) (e.g. Elith e Graham 2009; Franklin 2009). BiOCLIM foi o único algoritmo utilizado que exige apenas dados de presença. Para o MaxEnt utilizamos dados de presença e *background* (detalhado abaixo), enquanto que para os demais algoritmos utilizamos dados de presença e pseudo-ausência. Para o Maxent foram gerados 10 mil pontos aleatórios de *background* por espécie, em toda a região de estudo, que incluiu a extensão de coordenadas geográficas extremas: -2°N , -34°S , -34°L , -59°O . Para os algoritmos que exigem dados de ausência, para cada registro de ocorrência foram gerados 100 pontos de pseudo-ausência aleatórios, também em toda a área de estudo, exceto na área de ocorrência das espécies (Lobo e Tognelli 2011). Ambos os métodos foram desenvolvidos utilizando o pacote *dismo* (versão 1.0–5; Hijmans et al. 2014) em ambiente R.

A metodologia de validação do modelo utilizada neste estudo foi a Validação Cruzada (*cross-validation*). A Validação Cruzada consiste em dividir aleatoriamente os registros de ocorrência em k partições; destas, $k-1$ são utilizadas para treinar o algoritmo, e a partição restante é utilizada para o teste. O processo é repetido k vezes e o erro gerado em cada uma das partições é calculado obtendo-se um valor médio da qualidade do modelo. Uma vez que várias espécies possuíram poucos (≤ 20) registros de ocorrência, separamos os dados em 90%

para treino (calibração do modelo) e 10% para teste (validação), sendo esse procedimento repetido dez vezes para cada algoritmo (Franklin 2009). Para avaliar os modelos gerados, usamos o limiar “*maximum training plus specificity and sensitivity*”, que gera um modelo binário a partir da seleção de valores que maximizam os acertos de presença e de pseudo-ausência. O teste de desempenho do modelo utilizado foi o “*True Skill Statistic*” (TSS) (Alouche et al. 2006). O TSS varia de -1 a 1, em que 1 indica perfeita acurácia e, valores próximos a -1 indicam que a performance do modelo não é melhor do que um modelo gerado ao acaso. Para gerar o mapa consenso de cada algoritmo utilizamos a média ponderada pelo TSS e os modelos com TSS abaixo do limite de corte 0,7 foram eliminados (Apêndice B, f. 48).

Após a avaliação do modelo, foram projetadas as distribuições contínuas de todos os algoritmos, e o modelo consenso foi gerado a partir da média de todos os algoritmos. A modelagem de nicho ecológico gera mapas de adequabilidade climática para a espécie, projetados para o presente e para o futuro, com valores contínuos. O mapa consenso apresentou intervalos de adequabilidade com valores mínimos negativos, devido ao tipo de dado gerado pelo algoritmo GLM. Para tornar os dados interpretáveis, normalizamos os valores do intervalo de adequabilidade, de forma que variasse de zero a um. Toda a metodologia de modelagem foi desenvolvida utilizando o pacote *dismo*, no ambiente R.

Para a análise de paisagem (próxima sessão), foi necessário delimitar uma área de análise para cada espécie, de forma que o cálculo da disponibilidade de habitat, que é computacionalmente intensivo, não fosse realizado em áreas em que a espécie não ocorre e nem há probabilidade de ocorrência futura, gerando dados não informativos. Para tanto, utilizamos o modelo conceitual de Soberón e Peterson (2005), conhecido como diagrama de “BAM”, que representa os fatores que determinam a distribuição geográfica das espécies, onde “B” representa a dimensão do nicho biótico, “A” representa a dimensão do nicho abiótico e “M” representa a “mobidade”, i.e. capacidade de dispersão (Soberón e Peterson 2005). Assim, tivemos o cuidado de delimitar a área “M” do estudo *a priori*, evitando que o resultado fosse sobreestimado (Barve et al. 2011). Essa área foi estabelecida a partir do modelo binário gerado após a aplicação do limiar de avaliação “*no omission*”. Esse limiar seleciona os modelos em que não há omissão de nenhum registro de presença. O consenso dos algoritmos foi estabelecido pela regra da maioria, em que a presença da espécie foi definida apenas em áreas apontadas como “presença” da espécie por pelo menos três algoritmos.

Os cálculos das diferenças de adequabilidade climática entre os períodos estudados foram realizados a partir da projeção binária de ambos os períodos, em que zero indica o valor

de um pixel não adequado climaticamente e 1 o valor de um pixel adequado climaticamente. Para essa projeção utilizamos o mesmo limiar de corte “*maximum training plus specificity and sensitivity*”. A partir dos mapas binários, comparamos as projeções do presente e do futuro, quantificando a porcentagem de mudança de adequabilidade climática entre os períodos.

1.3 Análise da estrutura das paisagens

Para quantificar a estrutura das paisagens ao longo da Mata Atlântica brasileira, utilizamos os mapas de remanescentes florestais disponibilizados por SOS Mata Atlântica e INPE (2012), gerados através de interpretação visual de imagens Landsat de 2011, incluindo fragmentos > 3 ha. Para delimitar as “paisagens”, uma malha de hexágonos foi sobreposta à toda extensão da Mata Atlântica, acrescida de um buffer de 200 km, para incorporar todos os remanescentes florestais do bioma. Cada hexágono, com área de 50.000 ha, foi utilizado como unidade de análise, sendo considerado uma paisagem. O tamanho dos hexágonos (i.e. paisagens) foi escolhido por atender dois critérios: (i) ser suficientemente grande para permitir a ocorrência de movimentos de dispersão das espécies com maior capacidade de dispersão, como *O. capueira* e *X. atropurpurea* (Anexo B, f. 52); e (ii) incluir um grande número de fragmentos florestais, suficiente para uma análise robusta ao nível da paisagem. Utilizamos a projeção cartográfica cônica equivalente de Albers, para um cálculo mais confiável de área.

Trabalhamos com o mapa atual da SOS Mata Atlântica para o presente e para o futuro, assumindo que a cobertura florestal permanecerá inalterada. Apesar desse pressuposto ser pouco realista, ele atende aos objetivos do estudo, pois permite avaliar se as paisagens atualmente adequadas para a conservação de aves, em função de sua disponibilidade de habitat, continuarão sendo adequadas mesmo sob a influência das mudanças climáticas.

Para cada hexágono, tanto para a projeção do presente quanto para a do futuro, foi utilizado o Índice de Disponibilidade de Habitat Ambientalmente Adequado (IDHAA). Esse índice é uma adaptação do Índice de Disponibilidade de Habitat, também chamado de Índice da Probabilidade de Conectividade (Probability of Connectivity Index - PC). O PC mede tanto a área, quanto a conectividade funcional entre manchas de habitat (no caso, fragmentos florestais), além de tornar viável a inclusão de outros atributos da mancha relevantes para o estudo, por exemplo a qualidade de habitat (Pascual-Hortal e Saura 2006; Saura e Pascual-

Hortal 2007; Crouzeilles et al. 2014). Por incluir todas essas variáveis em uma mesma análise, de forma simples, o PC é considerado atualmente o melhor índice para quantificar a disponibilidade de habitat em paisagens, tendo sido utilizado em estudos recentes que buscaram explicar ou prever a ocorrência de espécies em paisagens (Pereira et al. 2011; Awade e Metzger 2012) e determinar paisagens prioritárias para a conservação ou restauração (e.g. Tambosi et al. 2014, Crouzeilles et al 2015, Gianini et al. 2015).

Nossa proposta para o IDHAA foi incluir a adequabilidade climática como um atributo das manchas, ponderando sua área pela sua adequabilidade climática. Logo:

$$IDHAA = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n (a_i \cdot b_i) (a_j \cdot b_j) \cdot P^*_{ij} / A^2_L \quad (1)$$

em que n é o número de fragmentos, a_i e a_j são os atributos de cada par de fragmentos (neste caso, tamanho do fragmento), b_i e b_j são os valores médios de adequabilidade climática de cada par de fragmentos, P^*_{ij} a probabilidade máxima de conexão entre o par de fragmentos (i e j), e A^2_L é o quadrado da área geográfica da paisagem. O valor médio de adequabilidade climática de cada fragmento foi calculado a partir do valor do centroide, utilizando o mapa contínuo e normalizado (valores variando de 0 a 1) de adequabilidade para cada espécie. Esse índice assume que fragmentos florestais grandes (i.e. com valores altos de a_i), bem conectados (i.e. próximos a outros fragmentos, com valores altos de P^*_{ij}) e com alta adequabilidade climática (i.e. com valores altos de b_i) contribuem mais para a disponibilidade de habitat adequado para uma dada espécie, em uma dada paisagem. Fragmentos grandes, porém localizados em áreas climaticamente inadequadas ($b_i = 0$) não contribuem para disponibilizar habitat, uma vez que o valor do IDHAA será zero. Logo, o IDHAA mede a "adequabilidade ambiental", que no presente estudo engloba a adequabilidade climática (derivada da modelagem de nicho) e a adequabilidade estrutural (disponibilidade de habitat florestal nas paisagens). O cálculo do IDHAA foi realizado no software Conefor Sensinode 2.5.8, utilizando a linha de comando para o R (Saura e Torné 2009).

O cálculo do IDHAA foi realizado apenas nas áreas de possível ocorrência da espécie no presente e no futuro, determinadas pelos modelos climáticos sem erro de omissão, como descrito no final da sessão anterior. Após o cálculo do IDHAA para todos os hexágonos de ambos cenários climáticos, realizamos uma correlação de Pearson entre os valores do IDHAA presentes e futuros de cada paisagem. Foram calculados os coeficientes de correlação (r) e as inclinações das retas (b) para cada espécie e para todas as espécies juntas. Valores de $b > 1$ indicam aumento, em geral, na disponibilidade de habitat ambientalmente adequado, do presente para o futuro; valores de $b < 1$ indicam redução. Finalmente, foi calculada para cada espécie, e também para todas as espécies em conjunto, quanto a mudança climática prevista

alterou, ou não, a adequabilidade da paisagem entre o presente e o futuro. Para isso, calculamos a porcentagem de mudança por paisagem no presente e no futuro, para cada espécie, segundo os valores de IDHAA. Assim, para obter o valor geral, para cada espécie, foi feita uma média dos valores de IDHAA de todas as paisagens, e para obter o valor geral de todas as espécies juntas foi feita uma média das porcentagens individuais.

Para entender mais detalhadamente a contribuição da quantidade de habitat e da adequabilidade climática para os valores de IDHAA de cada paisagem, separamos as paisagens em quatro classes, de acordo com a cobertura florestal total: $\leq 30\%$, $>30\%$, $\leq 50\%$ e $>50\%$. Esse corte é baseado em estudos anteriores que indicaram que quanto menor a cobertura vegetal da paisagem menor a probabilidade de persistência das espécies dependentes de floresta (Andrén 1994, Banks-Leite et al. 2014). Trabalhos realizados na Mata Atlântica observaram que a perda abrupta de espécies de aves ocorre, principalmente, entre o limiar de 30% de cobertura vegetal e acima de 50% de cobertura vegetal há a ocorrência da maioria das espécies da comunidade (Martensen et al. 2012; Banks-Leite et al. 2014).

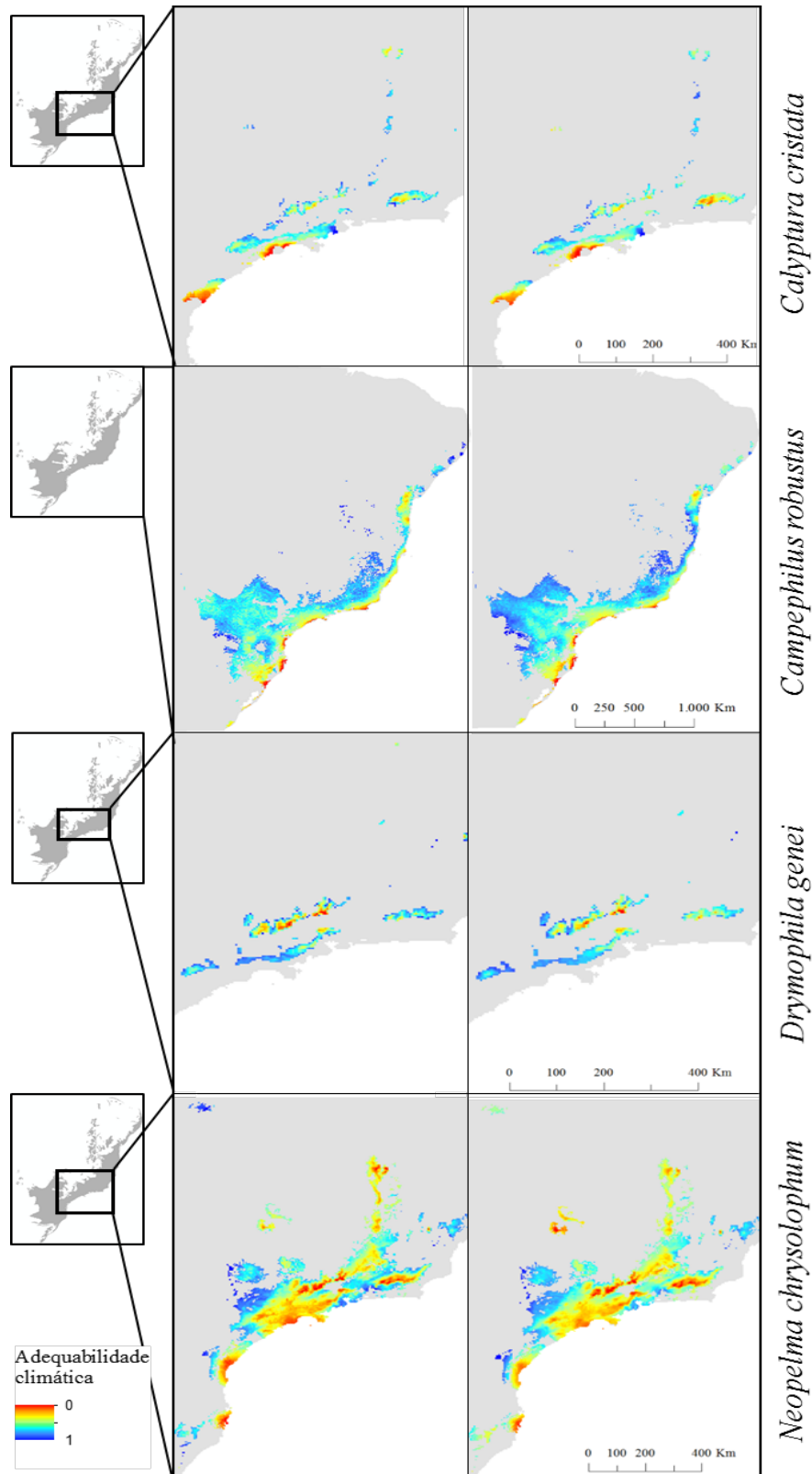
2 RESULTADOS

2.1 Modelo de Nicho Ecológico

Na escala do bioma Mata Atlântica, os resultados derivados da modelagem de nicho ecológico mostraram para todas as espécies, independente dos grupos funcionais, a perda de adequabilidade climática em diversas regiões da área potencial de ocorrência no futuro, quando comparadas às áreas potenciais de ocorrência no presente (Figura 1, 2).

Ao considerar a projeção binária do clima no presente e no futuro para cada espécie (Figura 2), é possível observar que para todas houve perda de adequabilidade climática (Tabela 1). A espécie que teve a maior perda de adequabilidade climática entre os períodos foi *D. genei*, com redução de 76,5%. Por outro lado, a espécie com menor perda de adequabilidade climática foi *Phaethornis idaliae*, com redução de 3,4%.

Figura 1 – Projeções contínuas de adequabilidade climática no presente (esquerda) e em 2050 (futuro) sob cenário de mudanças climáticas (direta) para as oito espécies focais do estudo. Recorte utilizado a partir do somatório das projeções binárias com o limiar *no omission*, o mesmo recorte utilizado na projeção das paisagens(continua)



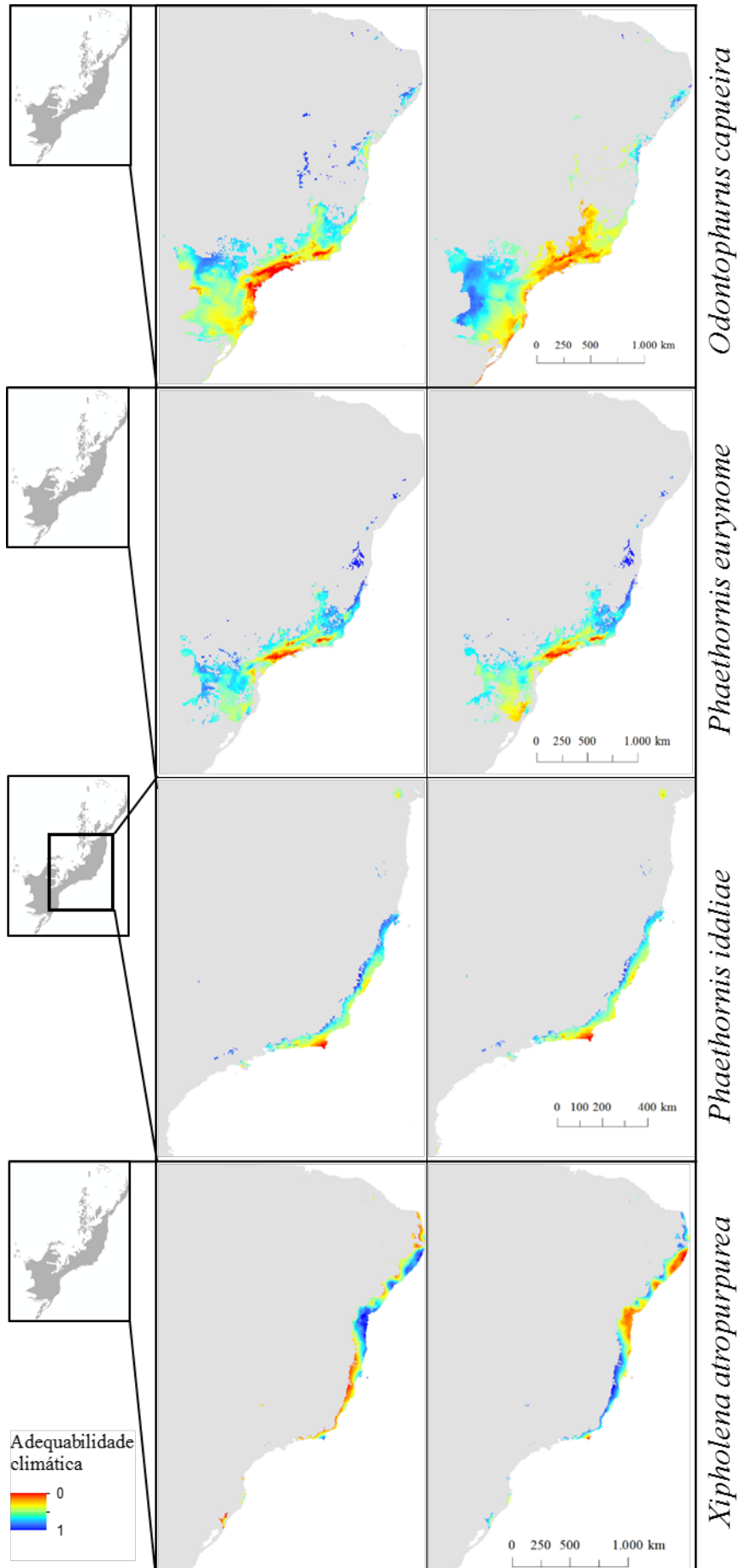


Figura 2 – Projeções binárias de adequabilidade climática no presente e em 2050, em cenário de mudanças climáticas, para as oito espécies estudadas. Os valores 0 e 1 representam as áreas climaticamente inadequadas e adequadas, respectivamente.

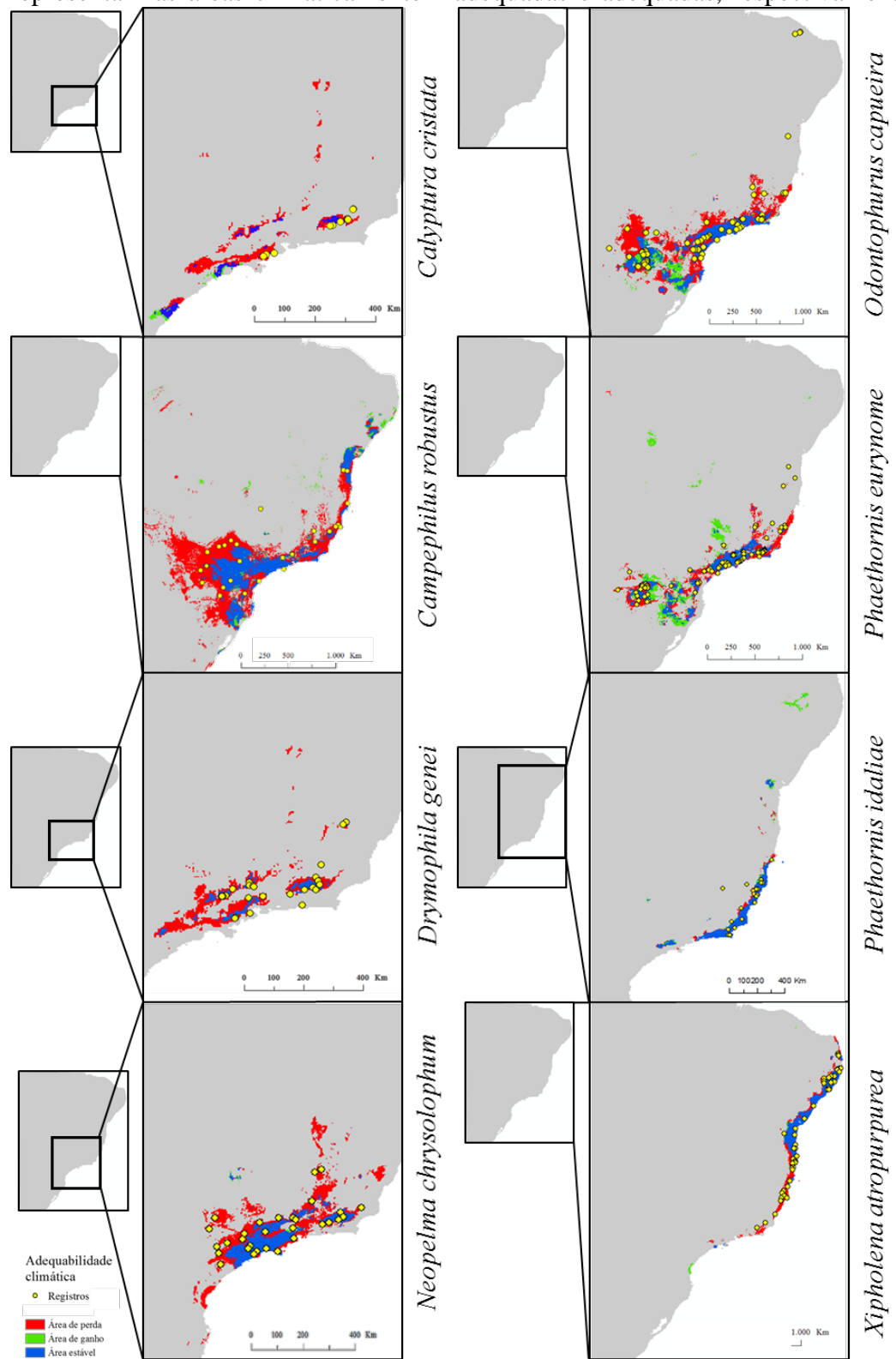


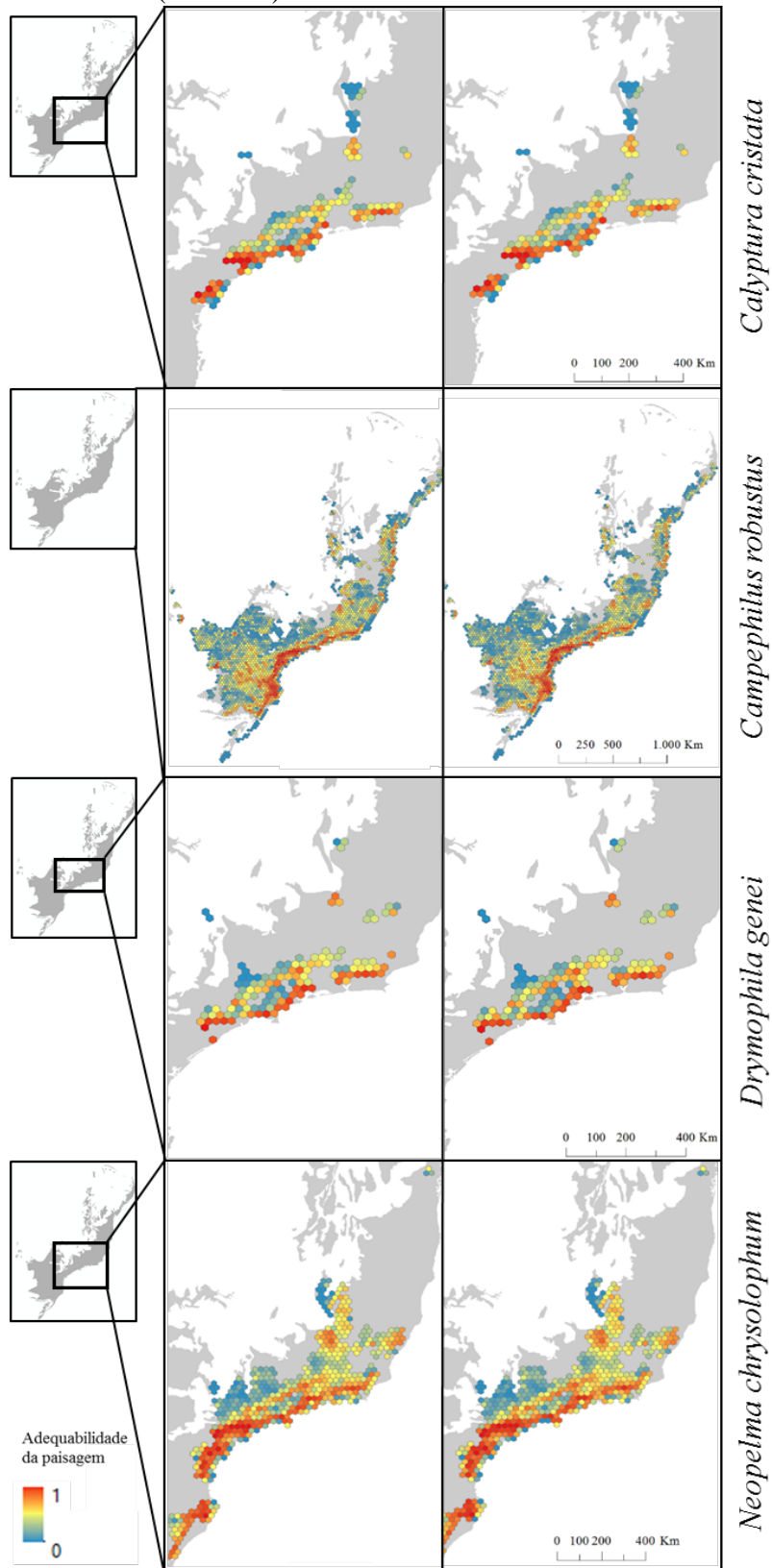
Tabela 1– Comparações entre a adequabilidade climática no presente e no futuro, com base nas projeções binárias para cada espécie focal, segundo a modelagem de nicho ecológico.

Espécie	Número de registros de ocorrência	Área do presente (km²)	Área do futuro (km²)	Área de perda (%)
<i>Calyptrura cristata</i>	11	1159	400	65,5
<i>Campephilus robustus</i>	27	45196	17998	60,2
<i>Drymophila genei</i>	26	1657	389	76,5
<i>Neopelma chrysolophum</i>	30	5891	2220	62,3
<i>Odontophorus capueira</i>	63	26136	13722	47,5
<i>Phaethornis eurynome</i>	89	15084	12598	16,5
<i>Phaethornis idaliae</i>	20	2766	2672	3,4
<i>Xipholena atropurpurea</i>	51	7617	4933	35,2

2.2 Disponibilidade de habitat nas paisagens

De um modo geral, a Disponibilidade de Habitat Ambientalmente Adequado (DHAA) variou pouco na comparação entre o presente e o futuro, para todas as espécies analisadas (Figura 3). Cinco espécies apresentaram perda pouco relevante na adequabilidade ambiental, entre -0,6% (*P. idaliae*) a -3,5% (*C. robustus*). Duas espécies apresentaram ganho de adequabilidade também pouco relevante, *Calyptura cristata* com 1,857% e *Phaethornis eurynome* com 3,721%. Já *O. capueira* apresentou ganho de 57% de áreas adequadas ambientalmente (Tabela 2).

Figura 3 – Mapas de Disponibilidade de Habitat Ambientalmente Adequado das paisagens no presente (esquerda) e no futuro (2050, direita), para as oito espécies estudadas (continua)



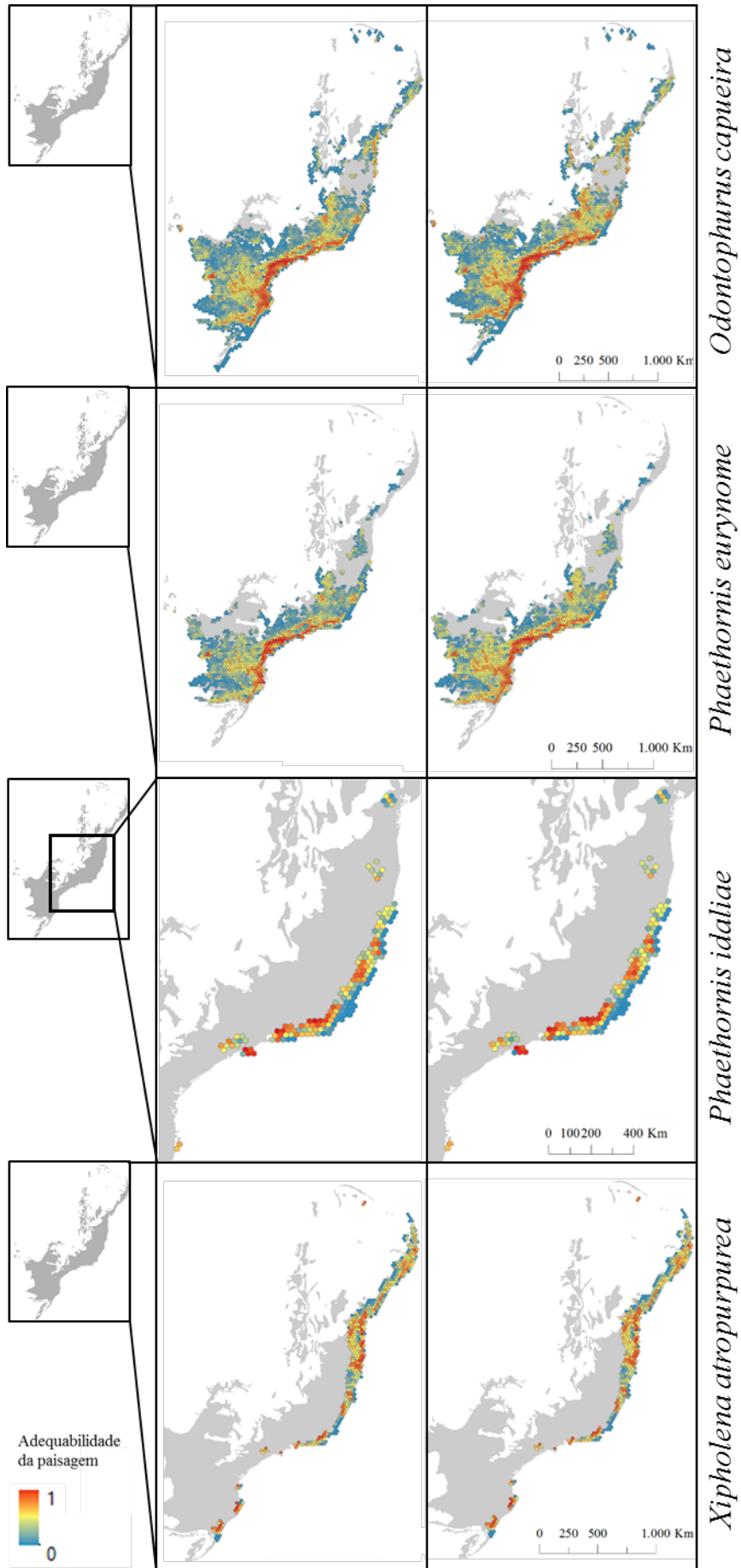
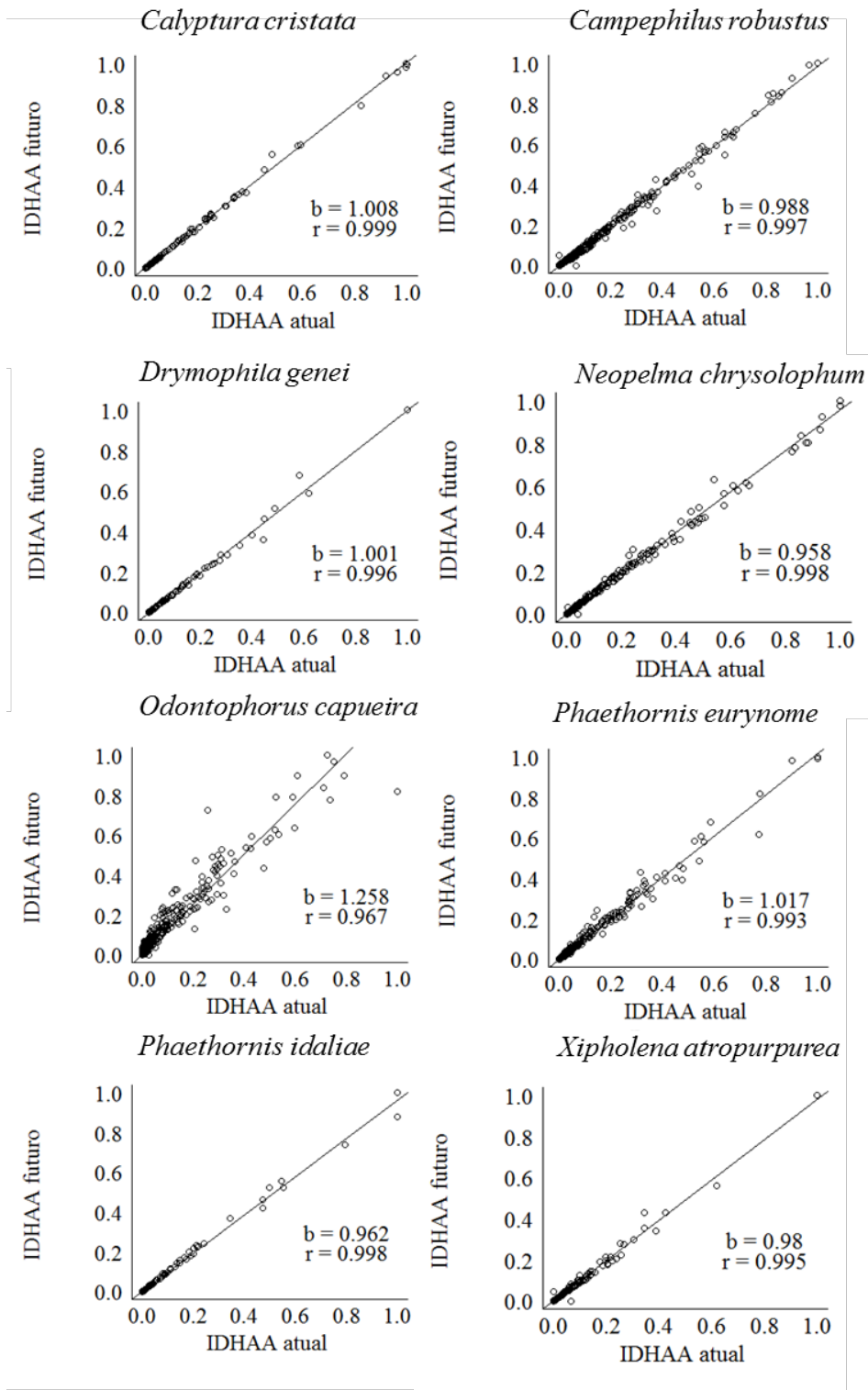


Tabela 2 – Média dos valores de IDHAA de todas as paisagens no presente e no futuro e a porcentagem de mudança entre os períodos. A porcentagem de mudança foi calculada a partir do cálculo simples de variação percentual, $[(IDHAA_{\text{futuro}} - IDHAA_{\text{presente}}) / IDHAA_{\text{presente}} \times 100]$.

Espécie	IDHAA médio do presente	IDHAA médio do futuro	Mudança no IDHAA (%)
<i>Calyptura cristata</i>	0,12	0,12	1,86
<i>Campephilus robustus</i>	0,03	0,03	-3,49
<i>Drymophila genei</i>	0,08	0,08	-0,71
<i>Neopelma chrysolophum</i>	0,07	0,07	-3,03
<i>Odontophorus capueira</i>	0,02	0,03	57
<i>Phaethornis eurynome</i>	0,02	0,02	3,72
<i>Phaethornis idaliae</i>	0,06	0,06	-0,57
<i>Xipholena atropurpurea</i>	0,03	0,03	-3,09

Para todas as espécies, os valores de IDHAA das paisagens presentes e futuras apresentaram alta correlação (Figura 4), indicando que há pouca diferença na disponibilidade de habitat ambientalmente adequado nos dois cortes temporais. O mesmo aconteceu analisando todas as espécies em conjunto (Apêndice C, f. 50). Além disso, a maioria das paisagens possuiu valores abaixo de 0.5, o que ocorre quando a adequabilidade estrutural e climática da paisagem são baixas. As correlações revelaram um padrão levemente distinto para uma das espécies, *O. capueira*, que teve o menor valor de coeficiente de correlação ($r=0.967$) e o maior valor de inclinação da reta ($b=1.258$; Figura 4).

Figura 4 – Correlação entre o Índice de Disponibilidade de Habitat Ambientalmente Adequado (IDHAA) presente e futuro para as oito espécies focais do estudo, onde b = inclinação da reta e r = coeficiente de correlação de Pearson. Cada ponto representa uma paisagem.



As correlações apresentaram valores similares de r e b para paisagens com diferentes quantidades de cobertura florestal total ($\leq 30\%$, $>30\%$, $\leq 50\%$, $>50\%$; Tabela 3). Entretanto, foi observado que paisagens com cobertura $\leq 30\%$ sempre possuíam valores de IDHAA baixos ($< 0,2$), enquanto que paisagens com cobertura $>30\%$ possuíam tanto valores baixos quanto altos de IDHAA (Figura 4). Por outro lado, paisagens com $\leq 50\%$ de cobertura vegetal tiveram valores de IDHAA baixos ($<0,5$), enquanto que paisagens com cobertura $>50\%$ tiveram valores de IDHAA maiores do que 0,5.

Para *O. capueira*, a correlação entre os IDHAA do presente e do futuro apresentou menor coeficiente de correlação ($r=0.918$) e maior inclinação da reta ($b=1.764$) para paisagens com cobertura $\leq 30\%$ (Figura 5). Paisagens com cobertura $>30\%$ apresentaram valores de r e b mais próximos de 1 ($r=0.941$ e $b=1.087$; Figura 5). Por outro lado, na comparação entre paisagens com $\leq 50\%$ versus $>50\%$ de cobertura, os valores de r e b mudaram pouco em relação às outras espécies (Tabela 3).

Figura 5 – Correlação entre o Índice de Disponibilidade de Habitat Ambientalmente Adequado (IDHAA) atual e futuro para *Odontophorus capueira*, para paisagens com cobertura florestal total $\leq 30\%$ ou $>30\%$.

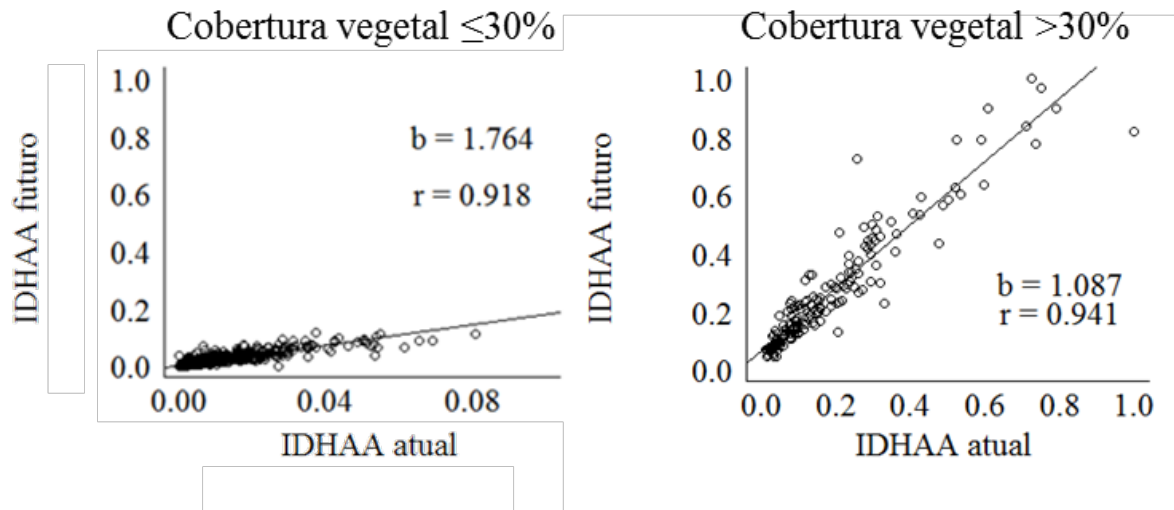


Tabela 3 – Resumo das análises de correlação entre o Índice de Disponibilidade de Habitat Ambientalmente Adequado (IDHAA) atual e futuro, para as oito espécies estudadas. As colunas mostram o coeficiente de correlação (r) e inclinação da reta (b), para todas as espécies, considerando diferentes valores de cobertura florestal.

Espécie	r para	r para	r para	r para	b para	b para	b para	b para
	cobertura florestal $\leq 30\%$	cobertura florestal $> 30\%$	cobertura florestal $\leq 50\%$	cobertura florestal $> 50\%$	cobertura florestal $\leq 30\%$	cobertura florestal $> 30\%$	cobertura florestal $\leq 50\%$	cobertura florestal $> 50\%$
<i>Calyptura cristata</i>	0,99	0,99	0,99	0,99	1,04	1	1,03	0,99
<i>Campephilus robustus</i>	0,99	0,99	0,99	0,99	0,93	1	0,98	1,02
<i>Dryophila genei</i>	0,99	0,99	0,99	0,98	0,99	1,03	0,98	1,04
<i>Neopelma chrysolophum</i>	0,99	0,99	0,100	0,98	0,99	0,95	0,98	0,95
<i>Odontophorus capueira</i>	0,92	0,94	0,95	0,87	1,75	1,09	1,4	0,96
<i>Phaethornis eurynome</i>	0,99	0,100	0,99	0,98	1,05	0,99	1,05	0,96
<i>Phaethornis idaliae</i>	0,99	0,99	0,99	0,100	1,03	0,92	0,99	0,1
<i>Xipholena atropurpurea</i>	0,99	0,99	0,99	0,100	0,93	0,98	0,95	0,94

3 DISCUSSÃO

A partir da utilização do Índice de Disponibilidade de Habitat Ambientalmente Adequado foi possível quantificar e mapear a adequabilidade ambiental (i.e. adequabilidade estrutural e climática) de paisagens para aves endêmicas da Mata Atlântica, considerando o cenário presente e o cenário futuro de mudanças climáticas. De um modo geral, nos resultados mostraram que a grande maioria das paisagens que hoje são adequadas ambientalmente, no futuro permanecerão adequadas para todas as espécies em estudo. O mesmo ocorreu para paisagens pouco adequadas no presente, que permanecerão pouco adequadas no futuro. Este resultado indica que as áreas que hoje são prioritárias para a conservação de aves endêmicas da Mata Atlântica devem ser as mesmas áreas no futuro.

A seleção de áreas prioritárias para a conservação tem sido foco de diversos estudos, visando a solução de problemas ecológicos, sociais e econômicos. Essa seleção pode ocorrer através da priorização de áreas para a restauração da vegetação nativa, a conservação das espécies ameaçadas, a manutenção dos serviços ecossistêmicos e o controle das alterações climáticas globais (Lindenmayer et al. 2008). Para a seleção dessas áreas, alguns estudos consideraram apenas métricas de paisagem (Moilanen et al. 2005, Visconti e Elkin 2009), outros consideraram apenas a alteração das áreas de distribuição decorrente das mudanças climáticas (Araújo et al. 2004, Lemes e Loyola 2013) e, por último, alguns estudos consideraram a associação desses processos, porém analisaram essa questão em escalas mais amplas (Halpin 1997, Jetz et al. 2007, Loiselle et al 2010).

Gouveia et al. (2016) avançaram na questão estrutural da região estudada, sendo um dos primeiros estudos a trabalhar com a associação do processo de fragmentação do habitat e mudanças climáticas. Neste estudo foram indicadas regiões adequadas climaticamente e estruturalmente para algumas espécies de primatas da Mata Atlântica. Eles avaliaram a estrutura da região (tamanho dos fragmentos e conectividade entre eles) no presente e no futuro, apenas nas áreas que o modelo binário de nicho ecológico apresentou como adequadas climaticamente para a ocorrência da espécie. Como resultado, Gouveia et al. (2016) encontraram uma possível perda de áreas climaticamente e estruturalmente adequadas no futuro, quando comparadas ao presente. Já no presente estudo, combinamos as duas principais causas de ameaça a biodiversidade, perda e fragmentação do habitat e mudanças climáticas, a partir do índice de disponibilidade de habitat, incorporando como atributo do índice a adequabilidade climática. Além disso, avaliamos toda a Mata Atlântica em escala de

paisagem, em que cada paisagem possui um valor do Índice de Disponibilidade de Habitat Ambientalmente Adequado comparáveis, o que é interessante para possíveis utilizações em medidas de manejo e conservação das paisagens.

Com base nesse índice, nossos resultados indicam que o efeito das mudanças climáticas não será suficientemente forte para alterar o padrão de prioridade espacial das paisagens, refutando a hipótese inicial do estudo. Ou seja, o índice de disponibilidade de habitat, ao considerar os valores de adequabilidade climática fornecidos pela modelagem de nicho ecológico, indica que as paisagens que hoje são as mais adequadas para a conservação de Aves da Mata Atlântica continuarão, em sua maioria, sendo as mais adequadas no futuro, considerando o cenário de mudanças climáticas “*business as usual*”. Essa é uma novidade comparada aos estudos que foram encontrados na literatura sobre a associação dos efeitos das mudanças climáticas e do uso do solo em escala regional para a Mata Atlântica, que indicam perda de áreas adequadas no futuro (Loiselle et al. 2010, Gouveia et al. 2016). Loiselle et al. 2010 mostraram que o processo de desmatamento na Mata Atlântica tem maior impacto do que as mudanças climáticas na perda das áreas potencialmente adequadas para a ocorrência de espécies de aves endêmicas. Entretanto, a alteração do clima também foi apresentada como significativa neste estudo.

A análise da influência de ambos os processos em uma escala mais detalhada (paisagem) sugere que a análise de adequabilidade estrutural da paisagem, por si só, pode ser suficiente para indicar áreas prioritárias para a conservação. Esse resultado pode soar como uma boa notícia para a conservação, uma vez que os efeitos alarmantes esperados pelas mudanças climáticas possam não influenciar fortemente na adequabilidade da paisagem para a manutenção das espécies de aves, pelo menos de forma direta. No entanto, esse resultado mostra que em um bioma altamente fragmentado e com grande perda de cobertura florestal, como a Mata Atlântica, a questão climática é, proporcionalmente, uma preocupação de menor importância e impacto. Ou seja, qualquer perda na estrutura da paisagem, seja através da diminuição do tamanho dos fragmentos ou da perda da conectividade entre eles terá um impacto muito maior para a persistência das espécies, em relação à mudança do clima de adequado para pouco adequado. A Mata Atlântica é um bioma ameaçado e altamente impactado, logo a questão estrutural é mais preocupante.

Entretanto, antes de utilizar esses resultados em um contexto aplicado, é essencial lembrar que eles assumem que a cobertura florestal permanecerá inalterada. Esse pressuposto é provavelmente inválido: por um lado, o desmatamento ainda ocorre em algumas regiões da Mata Atlântica (SOS Mata Atlântica 2014); por outro, há previsão de aumento de cobertura

florestal em outras regiões, em função da regeneração natural (e.g. Rezende et al. 2016) e de ações de restauração ativa como as do Pacto da Mata Atlântica (Planejamento Estratégico 2010). Caso os remanescentes de Mata Atlântica mudem substancialmente a configuração espacial nos próximos 30 anos é possível que a priorização atual das áreas para conservação das paisagens seja diferente para o futuro.

Ao analisar apenas os resultados derivados da modelagem climática, observamos um padrão claro de redução da área de ocorrência para todas as espécies estudadas, em função das mudanças climáticas previstas para o futuro. Esse resultado condiz com a perspectiva geral das mudanças climáticas em andamento apresentada por diversos estudos, que sugeriram a perda de áreas adequadas climaticamente no futuro para diversos taxa (e.g. Opdam e Wascher 2004, Sinervo et al. 2010, Nadeau e Fuller 2016). Com alteração do regime de precipitação e aumento da temperatura média global, muitas espécies podem não tolerar as mudanças por restrições fisiológicas ou fenológicas, resultando primeiramente na redução local das populações da margem da área de distribuição e, em casos extremos, na extinção da espécie (Hannah 2001, Sinervo et al. 2010, Kubisch et al. 2016).

Por outro lado, o padrão claro de redução da área de ocorrência diverge do encontrado por Souza et al. (2011), em seu estudo com aves da Mata Atlântica. Souza et al. (2011) utilizaram uma lista diferente de espécies de aves, com apenas *Xipholena atropurpurea* em comum. Para as diversas espécies houve perda e ganho de área, a depender da espécie, e para *X. atropurpurea*, a perda foi de apenas 1,4%, enquanto que no presente estudo, *X. atropurpurea* apresentou uma perda de 35,2% de área adequada climaticamente. Souza et al. (2011) utilizaram a mesma extensão da área trabalhada que este estudo, a Mata Atlântica; o cenário de emissão de gases A21 (IPCC 2007), enquanto este trabalho usou o RCP 8.5, que são equivalentes, mas não iguais; a projeção futura foi para o ano 2050, mas com dados climáticos menos atuais (IPCC 2007 verso IPCC 2013); e os algoritmos utilizados foram diferentes. Souza et al. (2011) utilizaram apenas o Maxent, enquanto que neste estudo foi utilizado o consenso de cinco algoritmos, apresentados na metodologia. Além dos dados utilizados por este estudo serem mais atuais, como o uso de diferentes algoritmos apresenta diferentes resultados (Elith e Graham 2009, Li e Wang 2013, Qiao et al. 2015), o consenso entre os algoritmos pode gerar um resultado diferente, e provavelmente de maior acurácia.

Apesar de consistente para as várias espécies estudadas, a redução da adequabilidade climática não foi suficiente para alterar de forma substancial a disponibilidade de habitat nas paisagens da Mata Atlântica brasileira. A inclusão do fator climático no cálculo do Índice de Disponibilidade de Habitat Ambientalmente Adequado (IDHAA) gerou valores de

adequabilidade ambiental muito semelhantes entre as paisagens do presente e do futuro. Apesar dos resultados das projeções binárias do clima mostrarem que a porcentagem de perda entre o presente e o futuro foi alta para algumas espécies, para calcular o IDHAA utilizamos os valores de adequabilidade climática das projeções contínuas. As projeções binárias refletem as projeções contínuas, porém assumem um limiar de corte, o que pode não expressar precisamente o resultado quando trabalhamos com uma escala mais refinada, como a escala de paisagem. Isso ocorre, porque a adequabilidade climática entra na fórmula de disponibilidade de habitat como um fator multiplicador, logo, o uso dos dados binários (0,1) ocultaria a variação dos resultados.

Já a adequabilidade estrutural apresentou uma grande influência nos resultados. Paisagens com pouca cobertura florestal e fragmentos pequenos e isolados entre si sempre tiveram uma baixa disponibilidade de habitat climaticamente adequado, mesmo quando a adequabilidade climática nesses fragmentos era alta. Os baixos valores de disponibilidade de habitat para a maioria das paisagens refletem a situação atual da Mata Atlântica, que encontra-se altamente fragmentada, com fragmentos isolados entre si e cobertura florestal muito menor em relação à cobertura original (Ribeiro et al. 2009). Esse resultado foi similar aos encontrados por artigos que utilizaram o índice de disponibilidade de habitat, em que paisagens com maior adequabilidade estrutural apresentaram maiores valores do índice (e.g. Saura e Pascual-Hortal 2007, Crouzeilles et al. 2014).

É importante ressaltar que o Índice de Disponibilidade de Habitat é focado na quantidade de habitat, onde essa quantidade de habitat é ponderada com base na probabilidade de uma espécie alcançar o habitat vizinho. No IDHAA, nós adicionamos uma nova ponderação, que é a adequabilidade climática do habitat. Portanto, biologicamente, o IDHAA mede o quanto de habitat está adequado climaticamente e estruturalmente em uma paisagem, ou seja, “adequabilidade ambiental”. O que pode ser observado é que, devido a natureza dos dados, o tamanho do fragmento varia mais entre as paisagens do que a adequabilidade climática, que varia apenas de 0 a 1 entre os períodos (presente e futuro) e, o mesmo ocorre para a probabilidade de dispersão que varia de 0 a 1.

Maiores valores de adequabilidade estrutural indicam que os fragmentos são maiores e mais próximos entre si, permitindo maior probabilidade de dispersão e, conseqüentemente, maior probabilidade das espécies persistirem na paisagem (Saura e Pascual-Hortal 2007). Um habitat com grandes fragmentos e alta conectividade entre eles disponibiliza maior quantidade de recursos para as espécies e permite a manutenção do fluxo gênico, fatores essenciais para persistência de uma população (Primack e Rodrigues 2001). Assim, com a maioria dos

valores de IDHAA baixos, como apresentado neste estudo, é um grande desafio para as espécies desse bioma persistirem a longo prazo.

Um estudo de priorização espacial de áreas para conservação e manutenção das espécies a longo prazo também deve se ater as especificidades de cada espécie e das suas relações bióticas. Ao considerar estudos demográficos e fisiológicos sobre a relação das mudanças climáticas e persistência das espécies, alterações abruptas do clima local podem ser fatal para uma população, por exemplo, eventos pontuais de fortes ondas de calor (e.g. Welbergen et al. 2008). O acúmulo dos efeitos das mudanças do clima a longo prazo também pode influenciar na persistência das espécies, a partir da alteração de seus processos fenológicos ou de outras espécies com as quais estas interagem (e.g. Visser et al. 1998). Apesar das paisagens mapeadas por este estudo apresentarem adequabilidade ambiental com alta correlação entre os diferentes períodos climáticos, presente e futuro, não há garantia de que uma determinada espécie irá persistir em cenários de mudanças climáticas. Isso ocorre, pois cada espécie possui diferentes restrições fisiológicas (Sinervo et al. 2010, Kubisch et al. 2016) e variações fenológicas e demográficas (Visser et al. 1998, Welbergen et al. 2008), podendo responder de forma diferente às mudanças climáticas. Mesmo que a paisagem permaneça inalterada, as especificidades devem ser consideradas, principalmente, quando a conservação tem como foco principal uma espécie ameaçada, espécie carismática ou espécie chave.

O. capueira foi a única espécie que apresentou variação entre as paisagens do presente e do futuro, ainda que pequena, com o aumento médio de sua adequabilidade ambiental (IDHAA médio de 0,2 para 0,3, aproximadamente). Das espécies focais deste estudo, *O. capueira* é a que possui maior área de distribuição, ocorrendo em toda a Mata Atlântica. Além disso, essa é uma espécie generalista, de tamanho corporal grande e não ameaçada de extinção (Birdlife 2016, IUCN 2016). Baseado em estudos que sugerem que há relação entre determinadas características funcionais e sensibilidade à distúrbios antrópicos (e.g. Lees e Peres 2008), o conjunto de características apresentado por *O. capueira* pode estar relacionados à uma menor sensibilidade aos processos tratados nesse estudo, em comparação às outras espécies. Estudos sobre o efeito da perda e fragmentação de habitat sugerem que espécies generalistas e de maior tamanho corporal tendem a ser menos susceptíveis às alterações da paisagem, pois possuem maior flexibilidade alimentar e maior capacidade de dispersão (e.g. Visconti e Elkin 2009). O mesmo foi observado ao considerar o efeito das mudanças climáticas, que espécies de dieta generalista e de área de distribuição ampla são menos susceptíveis às alterações climáticas, pois, novamente, possuem maior flexibilidade

alimentar em situações adversas e, normalmente, estão adaptadas à uma maior variação climática ao longo da sua área de ocorrência (e.g. Rowe et al. 2011; Terry e Rowe 2015). Entretanto, as análises climáticas deste estudo mostraram que essa espécie teve uma perda de quase metade da sua área de ocorrência potencial. Ou seja, *O. capueira* é menos afetada por mudanças na paisagem, porém mais afetada por mudanças climáticas.

O fato do clima não ter forte influência sobre a adequabilidade das paisagens ficou mais claro quando os Índice de Disponibilidade de Habitat Ambientalmente Adequado (IDHAA) foram separados considerando paisagens com cobertura vegetal menor ou igual a 30% e a 50% e, cobertura vegetal maior do que 30% e 50%. Paisagens com baixa cobertura vegetal tiveram menor disponibilidade de habitat ambientalmente adequado, quando comparadas às paisagens com maior cobertura vegetal. Esse padrão mostra que uma baixa cobertura florestal oferece uma baixa quantidade de habitat, independentemente da qualidade climática desse habitat. Esse resultado faz sentido biologicamente, considerando a importância da quantidade de cobertura vegetal para a persistência das populações, já apontada em diversos estudos para diferentes biomas e espécies (Andrén 1994, Fahrig 2003, Martensen et al. 2012, Banks-Leite et al. 2014).

Assim, nosso resultado sugere que a estrutura atual das paisagens, em termos de quantidade de cobertura florestal, tamanho dos fragmentos e conectividade, tem maior influência na disponibilidade de habitat ambientalmente adequado do que as alterações climáticas previstas para o futuro. Esse resultado corrobora que nas regiões tropicais o fator estrutural de paisagem representa uma maior ameaça para as espécies do que as alterações climáticas globais (Jetz et al. 2007). Estimativas indicam que regiões temperadas e polares sofrem maior exposição às alterações climáticas em relação às regiões tropicais e essas, por sua vez, sofrem maior influência do processo de perda e fragmentação do habitat (e.g. Jetz et al. 2007). Em um bioma como a Mata Atlântica, altamente fragmentado e com cobertura florestal bastante reduzida em relação à cobertura original (Ribeiro et al. 2009), o maior problema enfrentado é o uso do solo. Por essa razão principalmente, grande parte das espécies de aves desse bioma estão ameaçadas e os efeitos das mudanças climáticas tendem apenas a agravar a situação atual.

CONCLUSÃO

Nosso estudo sugere que as mudanças no clima devem reduzir a adequabilidade climática e, conseqüentemente, a área de ocorrência potencial das oito espécies estudadas na Mata Atlântica. Entretanto, tal redução, por si só, terá pouco impacto em termos de priorização espacial das paisagens para a conservação. Paisagens atualmente consideradas de alto valor para a conservação, em função de sua alta disponibilidade de habitat, poderão manter esse status no futuro, caso suas características estruturais sejam mantidas. Esse resultado refuta a hipótese inicial do estudo, e ressalta que o processo de perda e fragmentação do habitat é mais preocupante do que o processo de mudanças climáticas em biomas tropicais, como sugerido por Jetz et al. (1997)

Nossos resultados mostram também que paisagens com pouca cobertura florestal possuem uma baixa disponibilidade de habitat ambientalmente adequado, mesmo quando sua adequabilidade climática é alta. Os altos valores do Índice de Disponibilidade de Habitat Ambientalmente Adequado para paisagens com maior cobertura florestal em relação às paisagens com menor cobertura florestal sugerem que esta métrica influencia fortemente a adequabilidade ambiental da paisagem. Portanto, é essencial maximizar a cobertura florestal nas paisagens de Mata Atlântica, através de ações de conservação e/ou de restauração. Independentemente do comportamento futuro do clima, manter paisagens com alta cobertura florestal pode ser fundamental para a conservação de espécies dependentes de florestas, como é o caso das espécies de aves endêmicas da Mata Atlântica avaliadas neste estudo.

No entanto, caso a qualidade estrutural das paisagens se altere, a resposta ao clima pode ser diferente, uma vez que o processo de fragmentação e perda de habitat intensifica os efeitos das mudanças climáticas (Hannah 2001). Se tratando da Mata Atlântica, um bioma tropical altamente ameaçado pelo processo de uso do solo, uma das maiores desafios para a biodiversidade local é persistir em um ambiente bastante fragmentado e com baixa disponibilidade de habitat. Por esse motivo, estudos futuros devem avaliar como a priorização espacial das paisagens responde às alterações tanto no clima quanto no uso do solo, simulando por exemplo cenários de ganho ou de perda de cobertura florestal.

Neste estudo apenas uma espécie saiu levemente do padrão de alta correlação entre a adequabilidade ambiental do presente e do futuro. Mesmo que o resultado geral tenha sido pouco relevante quantitativamente, a espécie *O. capueira* apresentou aproximadamente 50% da alteração do valor do IDHAA e de adequabilidade climática por si só. Essa é uma espécie

de ampla distribuição, de dieta generalista e de grande massa corporal, características que podem indicar baixa susceptibilidade à distúrbio antrópicos, por conferirem maior flexibilidade na dieta, alta capacidade de dispersão e sujeita a uma ampla variação ambiental. Entretanto, esta espécie se mostrou vulnerável às alterações climáticas, apesar de ter apresentado baixa susceptibilidade à estrutura da paisagem. Esse resultado não esperado realça a importância de considerar as especificidades das espécies quando estas estão em foco no contexto de priorização de áreas para conservação.

REFERÊNCIAS

- Allouche O, Tsoar A, Kadmon R. 2006. Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS) *J. Appl. Ecol.* 43:1223-1232.
- Andrén H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos.* 71:355-366.
- Andrén H. 1996. Population responses to habitat fragmentation: statistical power and the random sample hypothesis. *Oikos.* 76:235-242.
- Araújo MB, Cabeza M, Thuiller W, Hannah L, Williams PH. 2004. Would climate change drive species out of reserves? An assessment of existing reserve-selection methods. *Gl Chan Biol.* 10:1618-1626.
- Awade M, Boscolo D, Metzger JP. 2012. Using binary and probabilistic habitat availability indices derived from graph theory to model bird occurrence in fragmented forests. *Landsc Ecol.* 27:185–198.
- Banks-Leite C, Ewers RM, Kapos V, Martensen AC, Metzger JP. 2014. Using ecological thresholds to evaluate the costs and benefits of set-asides in a biodiversity hotspot. *Science.* 345:1041-1045.
- Barvea N, Barvea V, Jiménez-Valverdea A, Lira-Noriegaa A, Maher SP, Petersona AT, Soberóna J, Villalobos F. 2011. The crucial role of the accessible area in ecological niche modeling and species distribution modeling. *Ecol Model.* 222:1810-1819.
- BirdLife International. 2016. [accessado em 2016 Out 5].
- Chou SC, Lyra A, Mourão C, Dereczynski C, Pilotto I, Gomes J, Bustamante J, Tavares P, Silva ADAN, Rodrigues D, et al. 2014. Evaluation of the Eta Simulations Nested in Three Global Climate Models. *AJCC* 3:438–454.
- Crouzeilles R, Prevedello JA, Figueiredo MSL, Lorini ML, Grelle CEV. 2014. The effects of the number, size and isolation of patches along a gradient of native vegetation cover: how can we increment habitat availability? *Landsc Ecol.* [accessado em 2015 Mai 31] 1:11. doi:10.1007/s10980-013-9978-6.
- Crouzeilles R, Beyer HL, Mills M, Grelle CEV, Possingham HP. 2015. Incorporating habitat availability into systematic planning for restoration: a species-specific approach for Atlantic Forest mammals. *Divers Distrib.* 21:1027–1037.
- Devictor V, Julliard R, Jiguet F. 2008. Distribution of specialist and generalist species along spatial gradients of habitat disturbance and fragmentation. *Oikos* 117: 507-514.

- Elith J, Graham CH. 2009. Do they? How do they? WHY do they differ? On finding reasons for differing performances of species distribution models. *Ecography* 32: 66–77.
- Ewers RM, Banks-Leite C. 2013. Fragmentation impairs the microclimate buffering effect of tropical forests. *PlosOne* [accessado em 2016 Dez 09] 1:7. doi: 10.1371/journal.pone.0058093.
- Ewers RM, Didham RK. 2006. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biol. Ver.* 81:117–142.
- Fahrig L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 34:487-515.
- Franklin J. 2009. Mapping species distributions: spatial inference and prediction. Cambridge (UK): Cambridge University Press. 340 p.
- GBIF.org: Free and Open Access to Biodiversity Data. 2016. [accessado em 2015 Set 10]. www.gbif.org/.
- Gianini TC, Tambosi LR, Acosta AL, Jaffé R, Saraiva AM, Imperatriz-Fonseca VL, Metzger JP. 2015. Safeguarding Ecosystem Services: A Methodological Framework to Buffer the Joint Effect of Habitat Configuration and Climate Change. *Plos One* [accessado em 2016 Dez 12] 1:19. doi: 10.1371/journal.pone.0129225
- Gouveia SF, Souza-Alves JP, Rattis L, Dobrovolski R, Jerusalinsky L, Beltrão-Mendes R, Ferrari SF. 2016. Climate and land use changes will degrade the configuration of the landscape for titi monkeys in eastern Brazil. *Glob Change Biol.* [accessado em 2016 Mar 09] 1:20. doi:10.1111/gcb.13162.
- Hales S, Wet N, Maindonald J, Woodward A. 2002. Potential effect of population and climate changes on global distribution of dengue fever: an empirical model. *The Lancet.* 360:830-834.
- Halpin PN. 1997. Global Climate Change and Natural-Area Protection: Management Responses and Research Directions. *Ecol Applic.* 7:828-843.
- Hannah L. 2001. *Climate Change Biology*. Burlington (MA): Academic Press. 402 p.
- Hernandez AP, Graham CH, Master LL, Albert DL. 2006. The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography.* 29:773-785.
- Hijmans RJ, Cameron SE, Parra JL, Jones PG, Jarvis A. 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology.* [accessado em 2015 Mai 20] 25:1965–1978. doi: 10.1002/joc.1276
- Hijmans RJ, Phillips S, Leathwick J, Elith J. *dismo: Species distribution modeling*. R package version 1.0–5. 2014. <http://CRAN.R-project.org/package=dismo>.

Huey RB. 1974. Behavioral Thermoregulation in Lizards: Importance of Associated Costs. *Science*. 184:1001-1003.

ICMBIO 2015. [accessado em 2015 Abr 10]. www.icmbio.gov.br/.

IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change. 2013. [Stocker, T.F. et al (eds.)]. Cambridge (UK): Cambridge University Press.

IUCN - The IUCN Red List of Threatened Species. [accessado em 2015 Ago 20]. www.iucnredlist.org/.

Jetz W, Wilcove DS, Dobson AP. 2007. Projected impacts of climate and land-use change on the global diversity of birds. *PLoS Biol*. 5:1211-1219.

Kubisch EL, Corbalán V, Iburgüengoytía NR, Sinervo B. 2016. Local extinction risk of three species of lizard from Patagonia as a result of global warming. *Can. J. Zoo*. 94:49-59.

Laurance WF. 2004. Forest–climate interactions in fragmented tropical landscapes. *T Roy Soc*. 359:345-352.

Lees AC, Peres CA. 2008. Avian life-history determinants of local extinction risk in a hyper-fragmented neotropical forest landscape. *Anim Conserv*. [accessado em 2015 Jun 09]. 1–10. doi:10.1111/j.1469-1795.2008.00162.x

Lees AC, Peres CA. 2009. Gap-crossing movements predict species occupancy in Amazonian forest fragments. *Oikos* [accessado em 2015 Jul 18]. 118:280-290. doi: 10.1111/j.1600-0706.2008.16842.x

Lemes, P. & Loyola, R. 2013. Accommodating species climate-forced dispersal and uncertainties in spatial conservation planning. *PLoS One*. 8:1-10.

Li X, Wang Y. 2013. Applying various algorithms for species distribution modelling. *Integr Zool*. [accessado em 2016 Jun 08]. 8:124–135. doi: 10.1111/1749-4877.12000 PMID: 23731809

Lindenmayer D, Hobbs RJ, Montague-Drake R, Alexandra J, Bennett A, Burgman M, Cale P, Calhoun A, Cramer V, Cullen P et al. 2008. A checklist for ecological management of landscapes for conservation. *Ecol Lett*. 11:78-91.

Loiselle BA, Graham CH, Goerck JM, Ribeiro MC. 2010. Assessing the impact of deforestation and climate change on the range size and environmental niche of bird species in the Atlantic forests, Brazil. *J Biogeog*. (37)1288–1301.

Marmion M, Parviainen M, Luoto M, Heikkinen RK, Thuiller W. 2009. Evaluation of consensus methods in predictive species distribution modelling. *Divers Distrib*. 15: 59–69.

Martensen AC, Ribeiro MC, Banks-Leite C, Prado PI, Metzger JP. 2012. Associations of forest cover, fragment area, and connectivity with neotropical understory bird species richness and abundance. *Conserv Biol*. 26:1100–1111.

- Metzger JP, Décamps H. 1997. The structural connectivity threshold: an hypothesis in conservation biology at the landscape scale. *Acta Ecol.* 18:1-12.
- Metzger JP, Martensen AC, Dixo M, Bernacci LC, Ribeiro MC, Teixeira AMG, Pardini R. 2009. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. *Biol Conserv.* 142:1166–1177.
- Moilanen A, Franco AMA, Regan IE, Fox R, Wintle B, Thomas CD. 2005. Prioritizing multiple-use landscapes for conservation: methods for large multi-species planning problems. *Proc R. Soc B.* 272:1885–1891.
- Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, Fonseca GAB, Kent J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature.* 403:853-858.
- Nadeau C, Fuller AK. 2016. Combining landscape variables and species traits can improve the utility of climate change vulnerability assessments. *Biol Conserv.* 202:30–38.
- Opdam, P. e Wascher, D. 2004. Climate change meets habitat fragmentation: linking landscape and biogeographical scale levels in research and conservation. *Biol Conserv.* 117:285-297.
- Pardini R, Bueno AAB, Gardner TA, Prado PI, Metzger JP. 2010. Beyond the fragmentation threshold hypothesis: regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. *PLoS One.* 5:1-10.
- Pascual-Hortal L, Saura S. 2006. Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation. *Landsc Ecol.* 21:959–967.
- Pereira M, Segurado P, Neves N. 2011. Using spatial network structure in landscape management and planning: a case study with pond turtles. *Landsc Urb Plann.* 100:67-76.
- Planejamento Estratégico: Pacto pela Restauração da Mata Atlântica. 2010. HAGARI – Modelos Sustentáveis. [acesso em 2015 Mai 03]. www.pactomataatlantica.org.br/
- Primack RB, Rodrigues E. 2001. *Biologia da conservação*. Londrina: E. Rodrigues. 328 p.
- Puttker T, Bueno AA, De Barros CDS, Sommer S. 2011. Immigration rates in fragmented landscapes—empirical evidence for the importance of habitat amount for species persistence. *PLoS One.* 1:10 [acesso em 2016 Jun 09]. doi: 10.1371/journal.pone.0027963
- Qiao H, Soberón J, Peterson AT. 2015. No silver bullets in correlative ecological niche modeling: Insights from testing among many potential algorithms for niche estimation. *Methods Ecol Evol.* 1:7 [acesso em 2016 Abr 23]. doi: 10.1111/2041-210X.12397
- R Core Team. 2016. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org/>.

Rezende CL, Uezu A, Scarano FR, Araujo DSD. 2016. Atlantic Forest spontaneous regeneration at landscape scale. *Biodivers Conserv.* 24:2255–2272.

Ribeiro MC, Metzger JP, Martensen AC, Ponzoni FJ, Hirota MM. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biol Conserv.* 142:1141-1153.

Rowe RJ, Terry RC, Rickart EA. 2011. Environmental change and declining resource availability for small-mammal communities in the Great Basin. *Ecol.* 92:1366–1375.

Saura S, Pascual-Hortal L. 2007. A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: comparison with existing indices and application to a case study. *Landsc Urban Plan* 83:91–103.

Saura S, Torne J. 2009. Conefor Sensinode 2.2: a software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity. *Environ Model Softw.* 24:135–139.

Sinervo B, Méndez-de-la-Cruz F, Miles DB, Heulin B, Bastiaans E, Villagrán-Santa Cruz M, Lara-Resendiz R, Martínez-Méndez N, Calderón-Espinosa ME, Meza-Lázaro RN, et al. 2010. Erosion of Lizard Diversity by Climate Change and Altered Thermal Niches. *Science* 328:894-899.

Soberón J, Peterson AT. 2005. Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. *Biodiv Inform.* 2:1–10.

SOS Mata Atlântica e INPE. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica, 2013–2014.

Souza, RA, De Marco, P. 2014. The use of species distribution models to predict the spatial distribution of deforestation in the western Brazilian Amazon. *Ecolog Model.* 291:250–259.

Souza TV, Lorini ML, Alves MAS, Cordeiro P, Vale MM. 2011. Redistribution of Threatened and Endemic Atlantic Forest Birds Under Climate Change. *Nat Conserv.* 9:214-218.

Sutherland GD, Harestad AS, Price K, Lertzman KP. 2000. Scaling of Natal Dispersal Distances in Terrestrial Birds and Mammals. *Conserv Ecol.* 4(1):16 [acesso em 2015 Jun 09]. <http://www.consecol.org/vol4/iss1/art16>

Tabarelli M, Peres CA. 2002. Abiotic and vertebrate seed dispersal in the Brazilian Atlantic forest: implications for forest regeneration. *Biol Conserv.* 106:165-176.

Tambosi LR, Martensen AC, Ribeiro MC, Metzger JP. 2014. A Framework to optimize biodiversity restoration efforts based on habitat amount and landscape connectivity. *Rest Ecol.* 22:169–177.

Terry RC, Rowe RJ. 2015. Energy flow and functional compensation in Great Basin small mammals under natural and anthropogenic environmental change. *PNAS.* 112:9656-9661 [acesso em 2015 Ago 05]. doi: 10.1073/pnas.1424315112

Uezu A, Metzger JP, Vielliard JME. 2005. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. *Biol Conserv.* 123:507-519.

Vale MM, Alves MAS, Lorini ML. 2009. Mudanças climáticas: desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade brasileira. *Oecol. Bras.* 13:518-535.

Vetter D, Hansbauer MM, Végvári Z, Storch I. 2001. Predictors of forest fragmentation sensitivity in Neotropical vertebrates: a quantitative review. *Ecograp.* 34:1-8. [acesso em 2016 Dez 22]. doi: 10.1111/j.1600-0587.2010.06453.x

Visser ME, van Noordwijk AJ, Tinbergen JM, Lessells CM. 1998. Warmer springs lead to mistimed reproduction in great tits (*Parus major*). *Proc. R. Soc. Lond. B.* 265:1867-1870.

Visconti P, Elkin C. 2009. Using connectivity metrics in conservation planning - When does habitat quality matter? *Divers Distrib* 1–11.

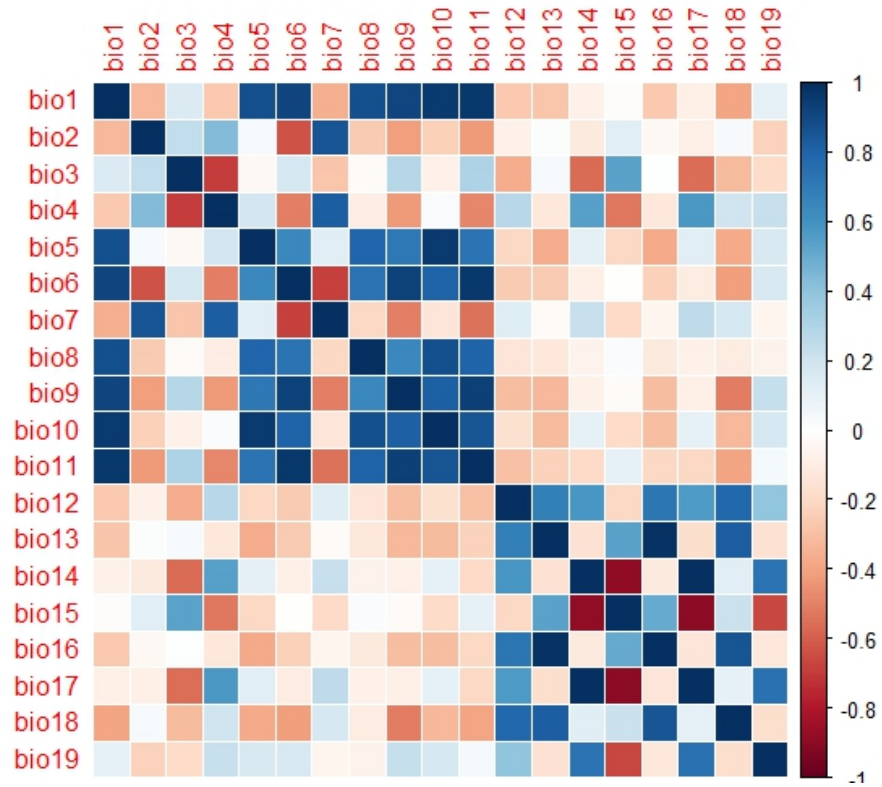
WikiAves [accessado em 2015 Jun 24]. <http://www.wikiaves.com/>.

Wei T. corrplot: visualization of a correlation matrix. R package version 0.73. 2013. <http://CRAN.R-project.org/package=corrplot>.

Welbergen JA, Klose SM, Markus N, Eby P. 2008. Climate change and the effects of temperature extremes on Australian flying-foxes. *Proc. R. Soc. B.* 275:419–425.

WorldClim – Global Climate Data: Free climate data for ecological modeling and GIS [accessado em 2016 Mai 4]. <http://www.worldclim.org/>.

APÊNDICE A – Correlação entre as variáveis bioclimáticas produzido a partir da Matrix de Correlação de Pearson. Quanto mais próximo de 1 (tons de azul) e de -1 (tons de vermelho), maior é a correlação entre as variáveis. A numeração das variáveis bioclimáticas de 1 a 19 segue o padrão da fonte dos dados (<http://www.worldclim.org/bioclim>)



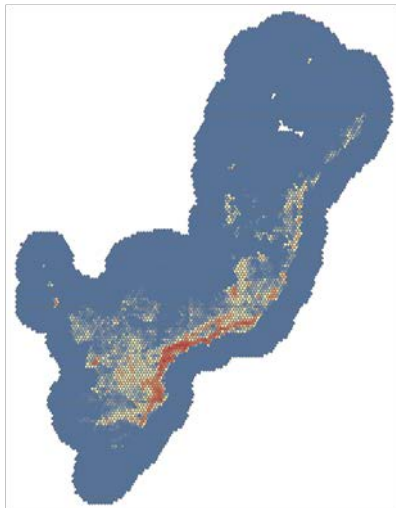
APÊNDICE B – Valores de TSS para todos ou modelos e espécies (continua)

Nome dos algoritmos	<i>Calyptura cristata</i> TSS	<i>Campephilus robustus</i> TSS	<i>Drymophila genei</i> TSS	<i>Neopelma chrysolophum</i> TSS	<i>Odontophorus capueira</i> TSS	<i>Phaethornis eurynome</i> TSS	<i>Phaethornis idaliae</i> TSS	<i>Xipholena atropurpurea</i> TSS
BIOCLIM	1.00	0.83	1.00	0.33	0.72	0.64	0.50	0.78
	1.00	0.48	0.94	0.97	0.59	0.71	0.50	0.57
	0.99	0.81	0.97	0.60	0.57	0.81	1.00	0.97
	0.00	0.50	0.49	0.98	0.67	0.91	0.99	0.99
	0.49	0.31	0.31	0.93	0.14	0.90	1.00	0.47
	0.00	0.32	0.93	0.32	0.92	0.87	0.50	0.98
	1.00	0.65	0.91	0.98	0.47	0.50	0.48	0.96
	1.00	0.82	0.61	0.33	0.63	0.87	0.50	0.79
	1.00	0.40	0.98	0.97	0.47	0.72	1.00	0.96
	0.00	0.81	0.32	0.57	0.62	0.78	1.00	0.99
GLM	1.00	0.81	1.00	0.92	0.60	0.54	1.00	0.99
	1.00	0.93	0.97	0.99	0.49	0.74	0.90	0.78
	0.99	0.97	0.98	0.92	0.69	0.62	0.99	0.99
	0.97	0.41	0.91	0.92	0.62	0.75	0.79	0.96
	0.90	0.84	0.65	0.78	0.59	0.62	0.98	0.82
	0.92	0.51	1.00	0.71	0.77	0.72	0.95	0.99
	0.97	0.73	0.94	0.95	0.70	0.83	0.55	0.90
	0.98	0.82	0.79	0.97	0.68	0.61	0.92	0.97
	0.99	0.65	0.99	1.00	0.69	0.51	1.00	0.95
	0.99	0.80	0.83	0.99	0.62	0.62	0.98	0.99
Random Forest	1.00	0.85	1.00	0.99	0.74	0.92	1.00	0.98
	1.00	0.81	0.97	0.99	0.91	0.89	0.50	0.97

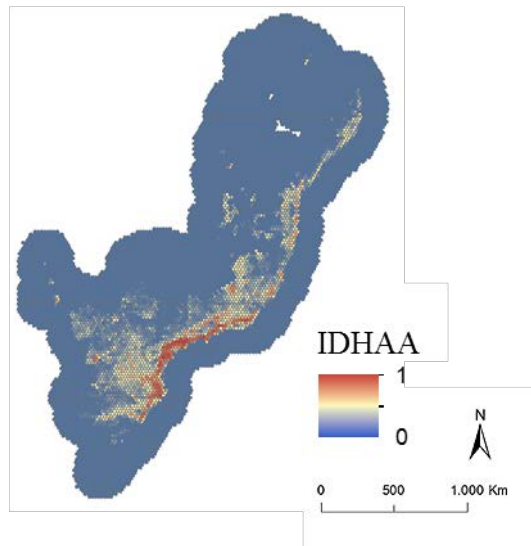
	0.99	0.55	1.00	0.72	0.91	0.92	1.00	0.96
	1.00	0.76	0.49	1.00	0.85	0.96	0.97	0.99
	1.00	0.90	0.99	0.96	0.96	0.94	1.00	0.94
	1.00	0.64	1.00	0.83	0.98	0.78	0.99	0.99
	1.00	0.59	0.00	0.82	0.81	0.83	0.93	0.97
	1.00	0.87	0.93	0.99	0.78	0.88	0.84	0.98
	1.00	0.67	0.98	0.99	0.42	0.86	1.00	0.96
	0.99	0.93	0.82	0.97	0.84	0.70	0.92	0.98
Maxent	1.00	0.76	1.00	0.98	0.75	0.79	1.00	0.98
	1.00	0.94	1.00	1.00	0.66	0.93	0.91	0.94
	0.99	0.79	0.99	0.93	0.92	0.90	1.00	0.99
	0.99	0.85	0.94	0.98	0.71	0.95	0.98	0.99
	0.98	0.68	0.82	0.92	0.67	0.84	0.99	0.90
	0.92	0.79	1.00	0.90	0.99	0.93	0.92	0.99
	0.91	0.63	0.98	0.97	0.85	0.86	0.97	0.97
	0.97	0.83	0.94	0.99	0.88	0.98	0.88	0.99
	0.98	0.90	1.00	1.00	0.65	0.83	1.00	0.97
	0.99	0.86	0.88	0.98	0.90	0.73	1.00	0.99
SVM	1.00	0.74	1.00	0.65	0.47	0.87	1.00	0.77
	1.00	0.03	1.00	0.72	0.38	0.44	0.91	0.95
	1.00	0.06	1.00	0.66	0.72	0.75	1.00	0.89
	0.99	0.77	0.49	0.61	0.78	0.82	0.97	0.99
	0.78	0.64	0.99	0.33	0.65	0.87	0.98	0.81
	1.00	0.73	1.00	0.06	0.74	0.78	1.00	1.00
	0.95	0.57	0.33	0.57	0.57	0.67	0.97	0.98
	0.97	0.83	0.88	1.00	0.63	0.87	0.79	0.98
	0.99	0.46	0.50	0.74	0.56	0.88	1.00	0.39
	1.00	0.48	0.67	0.33	0.73	0.64	1.00	0.93

APÊNDICE C – Índice de Disponibilidade de Habitat Ambientalmente Adequado (IDHAA) no presente (esquerda) e no futuro (direita), valores médios de todas as espécies focais, sobre os hexágonos de 50 mil ha utilizados na análise de paisagem, cobrindo a Mata Atlântica Brasileira acrescida de um buffer de 200 km

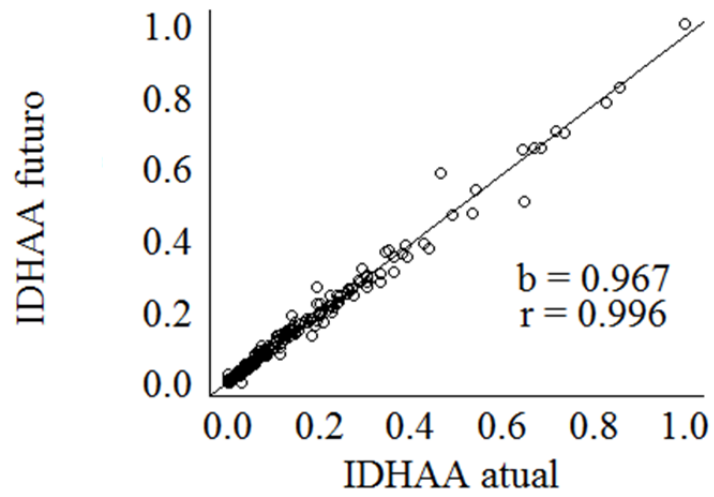
IDHAA no presente



IDHAA no futuro



APÊNDICE D – Correlação entre o Índice de Disponibilidade de Habitat Ambientalmente Adequado (IDHAA) futuro (eixo y) e presente (eixo x), para espécies focais



ANEXO A – Informações gerais sobre as espécies focais

Ordem	Familia	Espécie	Status de conservação (IUCN 2016)	Dieta	Massa corporal (g)
Passeriformes	Cotingidae	<i>Calyptura cristata</i> (Vieillot 1818)	Criticamente ameaçada	Generalista	5,2
Piciformes	Picidae	<i>Campephilus robustus</i> (Lichtenstein 1819)	Pouco preocupante	Carnívoro	200
Passeriformes	Thamnophilidae	<i>Drymophila genei</i> (Fillipi 1847)	Pouco preocupante	Carnívoro	18,7
Passeriformes	Pipridae	<i>Neopelma chrysolophum</i> (Pinto 1944)	Pouco preocupante	Generalista	19,2
Galliformes	Phasianidae	<i>Odontophorus capueira</i> (Spix 1825)	Pouco preocupante	Herbívoro	426,5
Caprimulgiformes	Trochilidae	<i>Phaethornis eurynome</i> (Lesson 1832)	Pouco preocupante	Herbívoro	5,3
Caprimulgiformes	Trochilidae	<i>Phaethornis idaliae</i> (Bourcier e Mulsant 1856)	Pouco preocupante	Herbívoro	2,6
Passeriformes	Cotingidae	<i>Xipholena atropurpurea</i> (Wied 1820)	Em perigo	Herbívoro	61,5

Fonte: Birdlife 2016; IUCN 2016; WikiAves 2016.

ANEXO B – Todas as espécies endêmicas utilizadas para o cálculo da média das espécies focais, separadas em grupos funcionais, com seus respectivos valores de capacidade de dispersão em km (continua)

Espécie	Capacidade de dispersão mediana (km)	Média das capacidades de dispersão mediana (m)
Leves (≤ 22 g)		
Generalista		
<i>Calyptura cristata</i>	0.48	
<i>Ilicura militaris</i>	0.84	
<i>Mionectes rufiventris</i>	0.86	
<i>Neopelma chrysolophum</i>	1.09	
		815.27
Carnivora		
<i>Anabacerthia amaurotis</i>	1.09	
<i>Cranioleuca pallida</i>	0.79	
<i>Dryophila ferruginea</i>	0.75	
<i>Dryophila genei</i>	1.07	
<i>Dryophila malura</i>	0.85	
<i>Dryophila ochropyga</i>	0.74	
<i>Dryophila rubricollis</i>	0.72	
<i>Dysithamnus plumbeus</i>	1.13	
<i>Dysithamnus xanthopterus</i>	0.90	
<i>Eleoscytalopus psychopompus</i>	1.04	
<i>Heliobletus contaminatus</i>	0.89	
<i>Hemitriccus diops</i>	0.72	
<i>Hemitriccus obsoletus</i>	0.79	
<i>Hemitriccus orbitatus</i>	0.71	
<i>Jacamaralcyon tridactyla</i>	1.05	
<i>Myrmeciza loricata</i>	1.18	
<i>Myrmotherula gularis</i>	0.78	
<i>Myrmotherula minor</i>	0.54	

<i>Myrmotherula snowi</i>	0.71
<i>Myrmotherula unicolor</i>	0.79
<i>Myrmotherula urosticta</i>	0.65
<i>Nemosia rourei</i>	1.18
<i>Notharchus swainsoni</i>	0.89
<i>Onychorhynchus swainsoni</i>	0.89
<i>Philydor lichtensteini</i>	1.15
<i>Phyllomyias virescens</i>	0.64
<i>Phylloscartes beckeri</i>	0.66
<i>Phylloscartes ceciliae</i>	0.61
<i>Phylloscartes difficilis</i>	0.57
<i>Phylloscartes oustaleti</i>	0.72
<i>Phylloscartes paulista</i>	0.60
<i>Phylloscartes sylviolus</i>	0.63
<i>Phylloscartes eximius</i>	0.60
<i>Picumnus temminckii</i>	0.79
<i>Platyrinchus leucoryphus</i>	0.97
<i>Scytalopus pachecoi</i>	0.93
<i>Scytalopus speluncae</i>	0.85
<i>Terenura maculata</i>	0.55
<i>Terenura sicki</i>	0.54
<i>Thamnophilus ambiguus</i>	1.18

820.16

Herbívora

<i>Amaurospiza moesta</i>	0.87
<i>Glaucis dohrnii</i>	0.51
<i>Haplospiza unicolor</i>	0.94
<i>Neopelma aurifrons</i>	0.89
<i>Phaethornis eurynome</i>	0.48
<i>Phaethornis idaliae</i>	0.31
<i>Phaethornis squalidus</i>	0.36
<i>Ramphodon naevius</i>	0.62

623.95

Médias e grandes (> 22 g)**Carnívora**

<i>Anabazenops fuscus</i>	1.62
<i>Automolus leucophthalmus</i>	1.57
<i>Buteogallus lacernulatus</i>	8.67
<i>Campephilus robustus</i>	4.75
<i>Celeus tinnunculus</i>	3.69
<i>Cichlocolaptes leucophrus</i>	1.68
<i>Glaucidium minutissimum</i>	2.01
<i>Hylatomus galeatus</i>	3.52
<i>Hypoedaleus guttatus</i>	1.69
<i>Leptodon forbesi</i>	9.26
<i>Merulaxis ater</i>	1.59
<i>Phacellodomus erythrophthalmus</i>	1.27
<i>Philydor atricapillus</i>	1.19
<i>Piculus aurulentus</i>	2.56
<i>Pseudastur polionotus</i>	9.96
<i>Pyriglena atra</i>	1.50
<i>Schiffornis virescens</i>	1.30
<i>Sclerurus scansor</i>	1.64
<i>Tinamus solitarius</i>	16.12
	3978.45

Herbívoras

<i>Amazona brasiliensis</i>	5.15
<i>Amazona rhodocorytha</i>	8.20
<i>Amazona vinacea</i>	5.52
<i>Carpornis cucullata</i>	2.54
<i>Lipaugus lanioides</i>	2.97
<i>Odontophorus capueira</i>	7.66
<i>Piprites pileata</i>	3.43
<i>Procnias nudicollis</i>	4.35
<i>Pteroglossus bailloni</i>	3.90

<i>Pyrrhura cruentata</i>	4.01
<i>Pyrrhura griseipectus</i>	2.93
<i>Saltator fuliginosus</i>	2.23
<i>Saltator maxillosus</i>	2.00
<i>Tijuca atra</i>	3.58
<i>Tijuca condita</i>	2.67

Xipholena atropurpurea

4075.2

Fonte: Birdlife, 2016.