



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS  
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM  
ECOLOGIA E EVOLUÇÃO**



**TESE DE DOUTORADO**

**EFEITO DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS NA ECOLOGIA E  
CONSERVAÇÃO DE RAMPHASTIDAE**

**Virgínia de Fernandes Souza**

**Goiânia**

**2019**

**TERMO DE CIÊNCIA E DE AUTORIZAÇÃO PARA DISPONIBILIZAR  
VERSÕES ELETRÔNICAS DE TESES E DISSERTAÇÕES  
NA BIBLIOTECA DIGITAL DA UFG**

Na qualidade de titular dos direitos de autor, autorizo a Universidade Federal de Goiás (UFG) a disponibilizar, gratuitamente, por meio da Biblioteca Digital de Teses e Dissertações (BDTD/UFG), regulamentada pela Resolução CEPEC nº 832/2007, sem ressarcimento dos direitos autorais, de acordo com a Lei nº 9610/98, o documento conforme permissões assinaladas abaixo, para fins de leitura, impressão e/ou *download*, a título de divulgação da produção científica brasileira, a partir desta data.

1. Identificação do material bibliográfico:     Dissertação     Tese

2. Identificação da Tese ou Dissertação:

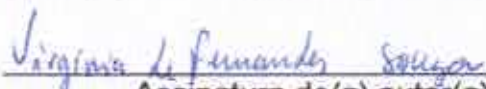
Nome completo do autor: Virgínia de Fernandes Souza

Título do trabalho: Efeito das Mudanças Climáticas na Ecologia e Conservação de Ramphatidae


3. Informações de acesso ao documento:

Concorda com a liberação total do documento  SIM     NÃO<sup>1</sup>

Havendo concordância com a disponibilização eletrônica, torna-se imprescindível o envio do(s) arquivo(s) em formato digital PDF da tese ou dissertação.

  
Assinatura do(a) autor(a)<sup>2</sup>

Ciente e de acordo:

  
Assinatura do(a) orientador(a)<sup>2</sup>

Data: 18 /11 /2019

<sup>1</sup> Neste caso o documento será embargado por até um ano a partir da data de defesa. A extensão deste prazo suscita justificativa junto à coordenação do curso. Os dados do documento não serão disponibilizados durante o período de embargo.

Casos de embargo:

- Solicitação de registro de patente;
- Submissão de artigo em revista científica;
- Publicação como capítulo de livro;
- Publicação da dissertação/tese em livro.

<sup>2</sup> A assinatura deve ser escaneada.

**Virgínia de Fernandes Souza**

**EFEITO DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS NA  
ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO DE RAMPHASTIDAE**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução da Universidade Federal de Goiás como parte dos requisitos para a obtenção do título de doutora em Ecologia e Evolução.

Orientador: Daniel de Brito Candido da Silva

Goiânia  
2019

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor, através do Programa de Geração Automática do Sistema de Bibliotecas da UFG.

Souza, Virgínia de Fernandes  
Efeito das Mudanças Climáticas na Ecologia e Conservação de  
Ramphatidae [manuscrito] / Virgínia de Fernandes Souza. - 2019.  
cxiv, 114 f.: il.

Orientador: Prof. Dr. Daniel de Brito Candido da Silva.  
Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Goiás, Instituto de  
Ciências Biológicas (ICB), Programa de Pós-Graduação em Ecologia e  
Evolução, Goiânia, 2019.

Bibliografia. Anexos. Apêndice.

Inclui mapas, gráfico, tabelas, lista de figuras, lista de tabelas.

1. Ramphastidae. 2. mudanças climáticas. 3. Tucanos. 4.  
Modelagem de nicho ecológico. I. Silva, Daniel de Brito Candido da,  
orient. II. Título.

CDU 574



**SERVIÇO PÚBLICO FEDERAL  
UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS - UFG  
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS - ICB  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E EVOLUÇÃO - PPGEE**

**ATA DA SESSÃO PÚBLICA DE DEFESA DE TESE Nº 80**

Aos quinze dias do mês de Março de 2019 (15/03/2019), às quatorze horas (14h), no Auditório do ICB V, UFG, reuniram-se os componentes da banca examinadora: **Prof. Dr. Daniel de Brito Cândido da Silva, ICB/UFG; Prof. Dr. Arthur Ângelo Bispo de Oliveira, ICB/UFG; Dra. Nathália Machado e Sousa, ICB/UFG; Profa. Dra. Levi Carina Terribile, UFG/Jataí; Prof. Dr. Carlos Abs da Cruz Bianchi, EI/FL/UFG;** para, em sessão pública presidida pelo (a) primeiro(a) examinador(a) citado(a), procederem à avaliação da defesa de tese intitulada: **"Efeito das Mudanças Climáticas na Ecologia e Conservação de Ramphastidae"**, em nível de doutorado, área de concentração em Ecologia e Evolução, de autoria de **Virgínia de Fernandes Souza**, discente do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução da Universidade Federal de Goiás. A sessão foi aberta pelo(a) presidente(a), que fez a apresentação formal dos membros da banca. A palavra, a seguir, foi concedida a(o) autor(a) da tese que, em cerca de 30 minutos, procedeu à apresentação de seu trabalho. Terminada a apresentação, cada membro da banca arguiu a(o) examinada(o), tendo-se adotado o sistema de diálogo sequencial. Terminada a fase de arguição, procedeu-se à avaliação da tese. Tendo-se em vista o que consta na Resolução nº 1127 de dezembro de 2012 do Conselho de Ensino, Pesquisa, Extensão e Cultura (CEPEC), que regulamenta o Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução, a tese foi aprovada, considerando-se integralmente cumprido este requisito para fins de obtenção do título de Doutor(a) em Ecologia e Evolução pela Universidade Federal de Goiás. A conclusão do curso dar-se-á quando da entrega da versão definitiva da tese na secretaria do programa, com as devidas correções sugeridas pela banca examinadora, no prazo de trinta dias a contar da

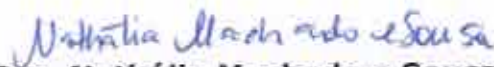
data da defesa. Cumpridas as formalidades de pauta, às 18 h e 15 min., encerrou-se a sessão de defesa e, para constar, eu, Suely Ana Ribeiro, secretária executiva da Universidade Federal de Goiás - UFG, lavrei a presente ata que, após lida e aprovada, será assinada pelos membros da banca examinadora em três vias de igual teor.



**Prof. Dr. Daniel de Brito Cândido da Silva**  
**Presidente da banca**  
**ICB/UFG**



**Prof. Dr. Arthur Ângelo Bispo de Oliveira**  
**ICB/UFG;**



**Dra. Nathália Machado e Sousa**  
**ICB/UFG**



**Profa. Dra. Levi Carina Terribile**  
**Universidade Federal de Jataí**



**Prof. Dr. Carlos Abs da Cruz Bianchi**  
**EI/FL/UFG**

**VIRGÍNIA DE FERNANDES SOUZA**

**EFEITO DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS NA ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO DE RAMPHASTIDAE**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução da Universidade Federal de Goiás como parte dos requisitos para a obtenção do título de doutora em Ecologia e Evolução.

**BANCA EXAMINADORA**

---

Prof. Dr. Daniel de Brito Candido da Silva  
Universidade Federal de Goiás  
Orientador

---

Profa. Dra. Levi Carina Terribile  
Universidade Federal de Goiás  
Membro Interno

---

Prof. Dr. Carlos Abs da Cruz Bianchi  
Universidade Federal Goiás  
Membro Externo

---

Prof. Dr. Arthur Ângelo Bispo de Oliveira  
Universidade Federal de Goiás  
Membro Externo

---

Dra. Nathália Machado e Sousa  
Membro Externo

Goiânia, 15 de março de 2019.

*À minha mãe, com muito amor e carinho, dedico!*

*“Pois aqui, como vê, você tem de correr o mais que pode para continuar no mesmo lugar. Se quiser ir a alguma outra parte, tem de correr no mínimo duas vezes mais rápido!”*

(Carroll, L., Alice Através do Espelho, 1871.)

## AGRADECIMENTOS

À CAPES pela bolsa de doutorado;

À Universidade Federal de Goiás pelo ensino gratuito e de qualidade;

Ao programa de pós graduação em Ecologia e Evolução por me fornecer a oportunidade de crescimento profissional e acadêmico;

Aos funcionários do Instituto de Ciências Biológicas V;

Ao corpo docente do programa de pós graduação em Ecologia e Evolução, por todos os ensinamentos e por toda a disponibilidade que encontrei aqui. Agradeço em especial ao professor Paulo De Marco pela paciência e exemplo;

Ao meu orientador, Daniel Brito, por toda confiança depositada.

Ao meus colegas de doutorado da turma de 2015 e aos colegas do Laboratório de Conservação, por todas as conversas, conhecimentos e causos compartilhados;

Aos amigos feitos nesse período. Em especial ao Guilherme Destro, ao Flávio Rodrigues, ao Anderson Medina e à Alice Francener por todos os cafés, almoços e risadas, e também por todo amparo e carinho nos momentos não tão bons assim.

À minha família que mesmo longe me forneceu um sustento emocional imprescindível durante todo esse processo.

À todas as pessoas que contribuíram para que essa caminhada fosse mais agradável, mais suave e mais colorida.

À minha mãe, Leilah Fernandes Lopes, pelo seu amor incondicional. Por sempre estar “ali” para mim durante toda a minha vida me dando a segurança e base necessárias para a conclusão de mais essa etapa.

Por fim, agradeço a Deus pela minha existência!

Muito obrigada!

# SUMÁRIO

<u>RESUMO GERAL.....</u>	<u>7</u>
<u>INTRODUÇÃO GERAL.....</u>	<u>9</u>
<u>Referências Bibliográficas.....</u>	<u>13</u>
<u>CAPÍTULO I: Vieses de Publicação sobre Tucanos e Araçaris (Ramphastidae).....</u>	<u>21</u>
<u>Resumo.....</u>	<u>22</u>
<u>Abstract.....</u>	<u>23</u>
<u>Introdução.....</u>	<u>24</u>
<u>Metodologia.....</u>	<u>25</u>
<u>Resultados.....</u>	<u>27</u>
<u>Discussão.....</u>	<u>33</u>
<u>Referências Bibliográficas.....</u>	<u>36</u>
<u>Material Suplementar.....</u>	<u>41</u>
<u>CAPÍTULO II: Efeito do Tempo e Mudanças Climáticas no Quebra Cabeça da Conservação.....</u>	<u>43</u>
<u>Resumo.....</u>	<u>44</u>
<u>Abstract.....</u>	<u>45</u>
<u>Introdução.....</u>	<u>46</u>
<u>Métodos.....</u>	<u>49</u>
<u>Resultados.....</u>	<u>54</u>
<u>Discussão.....</u>	<u>61</u>
<u>Referências Bibliográficas.....</u>	<u>64</u>
<u>Material Suplementar 1.....</u>	<u>73</u>
<u>Material Suplementar 2.....</u>	<u>74</u>
<u>CAPÍTULO III: Efeito do Tempo e Mudanças Climáticas no Grau de Ameaça de Ramphastidae... </u>	<u>76</u>
<u>Resumo.....</u>	<u>77</u>
<u>Abstract.....</u>	<u>78</u>
<u>Introdução.....</u>	<u>79</u>
<u>Metodologia.....</u>	<u>80</u>
<u>Resultados.....</u>	<u>83</u>
<u>Discussão.....</u>	<u>89</u>
<u>Referências Bibliográficas.....</u>	<u>92</u>
<u>Material Suplementar 1.....</u>	<u>103</u>
<u>Material Suplementar 2.....</u>	<u>105</u>
<u>CONSIDERAÇÕES FINAIS.....</u>	<u>114</u>

## RESUMO GERAL

Os tucanos e araçarís (Ramphastidae) são uma das linhagens mais antigas de aves com descendentes vivos. São animais que chamam atenção, com características marcantes como bicos enormes e cores contrastantes. Embora se alimentem de ovos e pequenos vertebrados, são predominantemente frugívoros e desempenham uma importante função de dispersores de sementes dos dosséis neotropicais. As grandes aves frugívoras que habitam as florestas estão frequentemente entre as primeiras espécies a desaparecer frente a distúrbios antropogênicos. Declínios nas populações dessas aves podem ter implicações para a integridade biótica da comunidade devido à sua função ecológica como dispersores de sementes. Nesta tese de Doutorado, no primeiro capítulo, nós discutimos sobre a família Ramphastidae em termos de tendências de publicação sobre as espécies. Neste estudo, nossos resultados indicaram que a família, comparativamente ao grupo Aves, é pouco estudada. Esse fator é agravado uma vez que espécies ameaçadas e não ameaçadas receberam a mesma importância em termos de publicação. E, apesar da pequena quantidade de trabalhos, os que foram realizados sobre o grupo, *in situ* e *ex situ* não diferiram em termos quantitativos, indicando que pouco conhecimento de base tem sido gerado sobre a família. Assim, sugerimos que a família necessita de um nível maior de atenção, uma vez que apresenta espécies ameaçadas pouco estudadas e poucos estudos sobre as espécies em seu hábitat natural. No segundo capítulo, usamos a modelagem ecológica de nicho para avaliar a influência de interações na distribuição final de uma espécie foco em dois cenários ao longo do tempo, sendo um otimista (RCP 26) e um pessimista (RCP 85) para os anos de 2050 e 2070. Comparamos como a distribuição da espécie foco foi afetada pela inserção de dois tipos de interações interespecíficas em diferentes escalas (continente Sul americano e bioma do Pantanal). Nossos resultados mostraram que o impacto da inserção das interações bióticas depende da escala espacial utilizada. Além disso, tem importantes implicações para o plano de conservação das espécies. As mudanças climáticas induzidas pelo homem juntamente com a perda de hábitat, podem provocar a ameaça a

sobrevivência de espécies, entretanto a potência desse efeito pode variar ao se combinar a interações bióticas. Já no terceiro capítulo, comparamos as áreas de distribuição das espécies da família no período de tempo atual e nos cenários futuros dos anos de 2050 e 2070 para os cenários otimistas e pessimistas. Verificamos que a influência das mudanças climáticas pode chegar a dobrar o número de espécies em alguma ameaça à preservação da espécie. Assim, de modo geral, podemos dizer que tanto as áreas de distribuição totais quanto as áreas de distribuição que estão inseridas em áreas protegidas tendem a diminuir de acordo com o que piora o cenário climático e conforme o tempo passa. Isso é ainda mais perigoso para populações com distribuições mais restritas. Espécies que no presente não estão ameaçadas por nenhum critério, podem vir a ser no futuro, devido à perda de área de distribuição. Para evitar a extinção destas espécies é necessário que inicie pesquisas extensivas de regiões até então inexploradas dentro da distribuição atual da espécie, desenvolver programas intensivos de conservação e proteção nos locais previstos para permanecerem definitivamente adequados para a espécie no futuro.

**Palavras-chave:** Ramphastidae; Tucanos; modelagem de nicho ecológico; mudanças climáticas globais; áreas protegidas;

## INTRODUÇÃO GERAL

O planeta passa por inúmeras alterações climáticas causadas direta ou indiretamente por ações humanas (Sala et al., 2000). Várias espécies já estão respondendo a essas mudanças tendo sua distribuição geográfica, fisiologia e fenologia influenciadas pelas mudanças climáticas (e.g. Hughes 2000; Parmesan & Yohe 2003). Embora a oscilação natural do clima e fatores não relacionados diretamente a ele possam ser, também, responsáveis por algumas dessas alterações, as mudanças climáticas e atmosféricas induzidas pelo homem são a explicação mais parcimoniosa (Hughes 2000; Parmesan & Yohe 2003). Perda de hábitat e fragmentação florestal, aumento na deposição de nitrogênio fixado e aumento da concentração de CO<sub>2</sub> atmosférico estão associados com as mudanças climáticas sendo considerados causadores das variações ambientais (Sala et al., 2000; Tylianakis et al., 2008). É provável que essas mudanças rápidas e substanciais causem efeitos na biodiversidade do planeta; entre eles, variações na abundância e distribuição de espécies (Polanska et al., 2013; Chen et al., 2011).

As previsões dos impactos das mudanças climáticas na biodiversidade frequentemente se baseiam em abordagens de ‘envelopes’ bioclimáticos pelos quais as distribuições atuais das espécies são combinadas com variáveis abióticas para uma possível projeção das suas distribuições sob os futuros cenários climáticos (e.g. Berry et al., 2002; Peterson et al., 2002; Thuiller et al., 2005; Araújo et al., 2006). Geralmente na forma de “modelagem de nicho ecológico” (ENM-*Ecological Niche Modelling*), ou “modelagem de distribuição de espécies” (SDM- *Species Distribution Modelling*), várias pesquisas sobre distribuição geográfica e ambiental de espécies têm surgido nos últimos anos (Lobo et al., 2010). A modelagem de nicho ecológico é muito utilizada para estimar os requerimentos das espécies em termos ambientais, assim torna possível identificar regiões onde esses requerimentos estejam presentes, identificando áreas nas quais a espécie conseguiria sobreviver (Barve et al., 2011). Uma das razões pela qual os ENMs, baseados no clima, podem

falhar em prever a abundância local da espécie é que os modelos não incluem limitação de dispersão nem interações bióticas (Boulangeat et al., 2012). Se, por exemplo, uma área for climaticamente habitável por uma planta, é de se presumir que ainda assim essa planta dependa do seu polinizador, sendo a presença deste essencial para a permanência da planta no local (e.g. Moeller, 2004). As interações bióticas afetam o padrão espacial das espécies através de muitos mecanismos como predação, competição, parasitismo, mutualismo e facilitação (Bascompte 2009; Van Dam 2009) podendo afetar significativamente a distribuição das espécies.

Conhecer a distribuição, a maneira que as espécies se estabelecem espacialmente e as variáveis ambientais que propiciam a ocupação da área de ocorrência de uma determinada espécie é essencial para a conservação e para o manejo de espécies (Brambilla et al., 2009). O uso desses modelos de maneira preditiva pode fornecer uma indicação sobre vulnerabilidade de extinção, alterações nas áreas de abrangência e mudanças na distribuição das espécies. Um exemplo prático disto é a lista vermelha da IUCN que utiliza a extensão de ocorrência e a área de ocupação da espécie como critérios para classificar determinada espécie em alguma das suas categorias de ameaça (IUCN, 2017). As espécies são afetadas pelo clima de várias maneiras, incluindo mudanças em suas áreas de ocorrência, nas abundâncias relativas dentro da área de ocorrência das espécies e mudanças mais sutis em relação ao tempo de atividade e uso de microhabitats (Williams et al., 2008; Bates et al., 2014). A distribuição geográfica das espécies é influenciada pela tolerância ambiental, uma vez que algumas espécies são muito mais hábeis em se adaptar à mudança climática do que outras (Root et al., 2003) e pelas restrições de dispersão, uma vez que o potencial de dispersão varia entre as espécies, as de potencial reduzido devem ter uma adaptação melhor que as que são melhores dispersoras (Berg et al., 2009). Estudos evidenciam que um fator que pode facilitar a adaptação das espécies e comunidades sob as novas condições impostas pelas mudanças climáticas são as áreas protegidas (PAs -*Protected Areas*) (e.g. Gaüzère et al., 2016; Johnston et al., 2013; Thomas et al., 2012). As áreas protegidas são tidas como pilares para a conservação em nível

global, uma vez que agem como refúgios para espécies nativas, evitando, assim, a degradação de habitat oriunda de atividades humanas (Rodrigues et al., 2004). Evidências demonstram que dentro das PAs a diversidade local é maior (Gray et al., 2016). Além disso, a taxa de conversão da paisagem é menor (Joppa & Pfaff 2011) e as populações de animais selvagens tendem a ser estáveis ou a aumentar (Barnes et al., 2016) além de atuarem como um filtro natural contra espécies invasoras (Foxcroft et al., 2011; Pyšek et al., 2003). Estudos têm demonstrado que as áreas protegidas são eficientes na proteção de populações e habitats (Bruner et al., 2001; Hilborn et al., 2006; Laurance et al., 2012).

No entanto, apesar da rede global de áreas protegidas existente mais que triplicar de tamanho nos últimos 40 anos (Watson et al., 2014; Treves et al., 2005), ela tem sido insuficiente para evitar o contínuo esgotamento da biodiversidade (Ricketts et al., 2005; Runge et al., 2015; Jenkins et al., 2015). Adicionalmente, fatores sinérgicos e o débito de extinção (processo no qual a extinção funcional precede a extinção propriamente dita da espécie) fazem a extinção induzida pelas mudanças climáticas parecer uma ameaça distante (Pecl et al., 2017), mesmo que as predições de extinção ainda para este século sejam consideráveis (Pereira et al., 2013).

As grandes aves frugívoras que habitam as florestas estão frequentemente entre as primeiras espécies a desaparecer frente a distúrbios antropogênicos (e.g. Willis, 1979; Aleixo & Vielliard 1995; Galetti & Aleixo 1998; Anjos 2006; Lees & Peres 2008). Declínios nas populações dessas aves podem ter implicações para a integridade biótica da comunidade devido à sua função ecológica como dispersores de sementes (Schupp et al., 2002; Galetti et al., 2013). Além das interações biológicas com as espécies associadas, existem diferenças interespecíficas no potencial de respostas ecológicas e evolutivas, e é exatamente essa disparidade entre as espécies que interagem que podem perturbar a composição da comunidade (Berg et al., 2009).

Os tucanos (Ramphastidae), são um dos grupos proeminentes de frugívoros da região Neotropical (Galetti et al., 2000). A dieta dessas aves varia, por seu bico altamente adaptado

(Ragusa-Netto, 2008; Skutch, 1971; Galetti et al., 2000; Pizo et al., 2008), consumindo uma ampla gama de frutos tendo a dispersão de sementes como função ecológica frequentemente associada a eles, uma vez que conseguem voar longas distâncias (Holbrook, 2011; Tattersall et al., 2009). Entretanto, não são exclusivamente frugívoros. Essas aves possuem grande participação também na predação de ovos e filhotes de pássaros de outras espécies (Santos & Ragusa-Netto 2013; Cockle et al., 2016), desempenhando também um papel de predador de ninhos. São algumas das aves mais facilmente identificáveis devido ao seu característico bico cujo padrão de coloração, e o fato de ser achatado lateralmente com tômiás serrilhadas configura a principal particularidade da família (Höfling, 1991).

A família Ramphastidae (Aves, Piciformes) compreende os tucanos, os araçarís e as saripocas, que estão entre os mais emblemáticos e carismáticos pássaros da região Neotropical (Sick, 1997; Remsen et al., 2017). Eles estão amplamente distribuídos ao longo do Neotrópico, desde a porção central do México até o Sul do Brasil (Short & Horne, 2019). São aves tipicamente arborícolas (Skutch, 1971) e que ocupam uma ampla gama de habitats, desde florestas tropicais de baixa altitude passando por manchas florestais em ambientes mais abertos e chegando até florestas montanhosas (Short & Horne, 2019).

Embora as espécies possam se adaptar às mudanças climáticas, seja por plasticidade fenotípica ou por seleção natural (Valladares et al., 2014), qualquer espécie tem os seus limites em relação à capacidade de responder às mudanças ambientais (Williams et al., 2008). A extinção local geralmente ocorre após um intervalo de tempo, o que dificulta a avaliação da persistência da população. Em vários estudos, as populações podem persistir à beira da extinção por longos períodos antes de finalmente se tornarem extintas (Brooks et al., 1999; Helm et al., 2006; Vellend et al., 2006). Este atraso de tempo em extinção é chamado de tempo de relaxamento (Diamond, 1972). Acredita-se que manchas isoladas de habitat em paisagens fragmentadas ou degradadas têm uma dívida de extinção para as espécies para as quais as futuras extinções são inevitáveis (Tilman et al.,

1994, Kuussaari et al., 2009). Assim, a mera presença de espécies de aves frugívoras em um fragmento florestal não é garantia de que as populações permanecerão a longo prazo (Metzger et al., 2009).

## **Referências Bibliográficas**

Aleixo, A. and Vielliard, J. M. E. (1995). Composição e dinâmica da comunidade de aves da Mata de Santa Genebra, Campinas, SP. *Revista Brasileira Zoologia* **12**(3), 493-511.

Anjos, L., 2006. Bird species sensitivity in a fragmented landscape of the Atlantic Forest Southern Brazil. *Biotropica* **32**(2), 229-234.

Araujo, M. B., Thuiller, W. and Pearson, R. G. (2006). Climate warming and the decline of amphibians and reptiles in Europe. *Journal of Biogeography*.

Barnes, M. D., Craigie, I. D., Harrison, L. B., Geldmann, J., Collen, B., Whitmee, S., et al. (2016). Wildlife population trends in protected areas predicted by national socio-economic metrics and body size. *Nature communications* **7**, 12747.

Barve, N., Barve, V., Jiménez-Valverde, A., Lira-Noriega, A., Maher, S. P., Peterson A. T., et al. (2011). The crucial role of the accessible area in ecological niche modeling and species distribution modeling. *Ecological Modelling* **222**, 1810-1819.

Bascompte, J. (2009). Mutualistic networks. *Frontiers in Ecology and the Environment* **7**(8), 429-436.

Bates, A. E., Pecl, G. T., Frusher, S., Hobday, A. J., Wernberg, T., Smale, D. A., et al. (2014). Defining and observing stages of climate-mediated range shifts in marine systems. *Global*

*Environmental Change* **26**, 27-38.

Berg, M. P., Kiers, E. T., Driessen, G., Van Der Heijden, Marcel., Kooi, B. W., Kuenen, F. et al. (2009). Adapt or disperse: understanding species persistence in a changing world. *Global Change Biology* **16**(2), 587-598.

Berry, P. M., Dawson, T. E., Harrison, P. A. and Pearson, R. G. (2002). Modelling potential impacts of climate change on the bioclimatic envelope of species in Britain and Ireland. *Global Change Ecology and Biogeography* **11**,453–462.

Boulangeat, I., Gravel, D. and Thuiller, W. (2012). Accounting for dispersal and biotic interactions to disentangle the drivers of species distributions and their abundances. *Ecology Letters* **15**, 584–593.

Brambilla, M., Casale, F., Bergero, V., Crovetto, G. M., Falco, R., Negri, I., et al. (2009). GIS-models work well, but are not enough: Habitat preferences of *Lanius collurio* at multiple levels and conservation implications. *Biological Conservation* **142**(10), 2033-2042. 12.

Brooks, T., Tobias, J. and Balmford, A. (1999). Deforestation and bird extinctions in the Atlantic Forest. *Animal Conservation* **2**(3), 211-222.

Bruner, A. G., Gullison, R. E., Rice, R. E. and da Fonseca, G. A. (2001). Effectiveness of parks in protecting tropical biodiversity. *Science* **291**, 125–128.

Chen, I. C., Hill, J. K., Ohlemüller, R., Roy, D. B. and Thomas, C. D. (2011). Rapid range shifts of species associated with high levels of climate warming. *Science* **333**(6045), 1024-1026.

Cockle, K. L., Bodrati, A., Lammertink, M., Bonaparte, E. B., Ferreyra, C. and Di Sallo, F. G. (2016). Predators of bird nests in the Atlantic forest of Argentina and Paraguay. *The Wilson Journal*

*of Ornithology* **128**(1), 120-131.

Diamond, J. M. (1972). Biogeographic kinetics: estimation of relaxation times for avifaunas of Southwest Pacific Islands. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **69**(11), 3199-3203.

Foxcroft, L. C., Jarošík, V., Pyšek, P., Richardson, D. M., and Rouget, M. (2011). Protected area boundaries as filters of plant invasions. *Conservation Biology* **25**, 400–405.

Galetti, M. and Aleixo, A. (1998). Effects of palm heart harvesting on avian frugivores in the Atlantic rain forest of Brazil. *Journal of Applied Ecology* **35**, 286-293.

Galetti, M., Laps, R. and Pizo, M.A. (2000), Frugivory by Toucans (Ramphastidae) at Two Altitudes in the Atlantic Forest of Brazil1. *Biotropica* **32**, 842-850.

Galetti, M., Guevara, R., Côrtes, M. C., Fadini, R., Von Matter, S., Leite, A. B., et al. (2013). Functional extinction of birds drives rapid evolutionary changes in seed size. *Science* **340**(6136), 1086-1090.

Gaüzère, P., Jiguet, F. and Devictor, V. (2016). Can protected areas mitigate the impacts of climate change on bird's species and communities? *Diversity and Distributions* **22**, 625–637.

Gray, C. L., Hill, S. L., Newbold, T., Hudson, L. N., Börger, L., Contu, S., et al. (2016). Local biodiversity is higher inside than outside terrestrial protected areas worldwide. *Nature Communications* **7**, 12306.

Helm, A., Hanski, I. and Pärtel, M. 2006. Slow response of plant species richness to habitat loss and fragmentation. *Ecology Letters* **9**, 72-77.

Hilborn, R. A. Y., Arcese, P., Borner, M., Hando, J., Hopcraft, G., Loibooki, M., et al. (2006).

Effective enforcement in a conservation area. *Science* **314**(5803), 1266-1266.

Höfling, E. (1991). Etude comparative du crane chez des Ramphastidae (Aves, Piciformes). *Bonner Zoologische Beiträge* **42**(1), 55-65.

Holbrook, K. M. (2011). Home range and movement patterns of toucans: implications for seed dispersal. *Biotropica* **43**(3), 357-364.

Hughes, L. (2000). Biological consequences of global warming: is the signal already apparent? *Trends in Ecology & Evolution* **15**(2), 56-61.

IUCN (2017). The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2017-1. <http://www.iucnredlist.org>. Downloaded on 22 May 2017.

Jenkins, C. N., Van Houtan, K. S., Pimm, S. L. and Sexton, J. O. (2015). US protected lands mismatch biodiversity priorities. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **112**, 5081–5086.

Johnston, A., Ausden, M., Dodd, A. M., Bradbury, R. B., Chamberlain, D. E., Jiguet, F., et al. (2013). Observed and predicted effects of climate change on species abundance in protected areas. *Nature Climate Change* **3**(12), 1055.

Joppa, L. N. and Pfaff, A. (2011). High and far: biases in the location of protected areas. *PLOS ONE* **4**, e8273.

Kuussaari, M., Bommarco, R., Heikkinen, R. K., Helm, A., Krauss, J., Lindborg, R., et al. (2009). Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation. *Trends in Ecology & Evolution* **24**(10), 564-571.

Laurance, W. F., Useche, D. C., Rendeiro, J., Kalka, M., Bradshaw, C. J., Sloan, S. P., et al. (2012).

- Averting biodiversity collapse in tropical forest protected areas. *Nature* **489**(7415), 290.
- Lees, A. C. and Peres, C. A. (2008). Avian Life history determinants of local extinction risk in a fragmented neotropical forest landscape. *Animal Conservation* **11**(2), 128-137.
- Lobo, J. M., Jiménez-Valverde, A. and Hortal, J. (2010). The uncertain nature of absences and their importance in species distribution modelling. *Ecography* **33**, 103–114.
- Metzger, J. P., Martensen, A. C., Dixo, M., Bernacci, L. C., Ribeiro, M. C., Teixeira, A. M. G., et al. (2009). Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. *Biological Conservation* **142**, 1166-1177.
- Moeller, D. A. (2004). Facilitative interactions among plants via shared pollinators. *Ecology* **85**, 3289–3301.
- Naughton-Treves, L., Holland, M. B., and Brandon, K. (2005). The role of protected areas in conserving biodiversity and sustaining local livelihoods. *Annual Review of Environment and Resources* **30**, 219-252.
- Parmesan, C., and Yohe, G. (2003). A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature* **421**(6918), 37-4.
- Pecl, G. T., Araújo, M. B., Bell, J. D., Blanchard, J., Bonebrake, T. C., Chen, I. C., et al. (2017). Biodiversity redistribution under climate change: Impacts on ecosystems and human well-being. *Science* **355**(6332), 1390-1400.
- Pereira, H. M., Ferrier, S., Walters, M., Geller, G. N., Jongman, R. H. G., Scholes, R. J., et al. (2013). Essential biodiversity variables. *Science* **339**(6117), 277-278.
- Peterson, A. T., Ortega-Huerta, M. A., Bartley, J., Sanchez-Cordero, V., Soberon, J., Buddemeier, R.

- H., et al. (2002). Future projections for Mexican faunas under global climate change scenarios. *Nature* **416**, 626–629.
- Pizo, M. A., Donatti, C. I., Guedes, N. M. R. and Galetti, M. (2008). Conservation puzzle: Endangered hyacinth macaw depends on its nest predator for reproduction. *Biological Conservation* **141**(3), 792-796.
- Poloczanska, E. S., Brown, C. J., Sydeman, W. J., Kiessling, W., Schoeman, D. S., Moore, P. J., et al (2013). Global imprint of climate change on marine life. *Nature Climate Change* **3**(10), 919-925.
- Pyšek, P., Jarošík, V., and Kučera, T. (2003). Inclusion of native and alien species in temperate nature reserves: An historical study from Central Europe. *Conservation Biology* **17**, 1414–1424.
- Ragusa-Netto, J. (2008): Toco toucan feeding ecology and local abundance in a habit mosaic in the Brazilian Cerrado. *Ornitologia Neotropical* **19**, 345-359.
- Ricketts, T. H., Dinerstein, E., Boucher, T., Brooks, T. M., Butchart, S. H., Hoffmann, M., et al. (2005). Pinpointing and preventing imminent extinctions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **102**(51), 18497-18501.
- Rodrigues, A. S. L., Akcakaya, H. R., Andelman, S. J., Bakarr, M. I., Boitani, L., Brooks, T. M., et al. (2004). Global gap analysis: Priority regions for expanding the global protected area network. *BioScience* **54**, 1092–1100.
- Root, T. L., Price J. T., Hall, K. R., Schneider, S. H., Rosenzweig, C. and Pounds, J. A. (2003). Fingerprints of global warming on wild animals and plants. *Nature* **421**, 57–60.
- Runge, C. A., Watson, J. E., Butchart, S. H., Hanson, J. O., Possingham, H. P. and Fuller, R. A. (2015). Protected areas and global conservation of migratory birds. *Science* **350**(6265), 1255-1258.

- Sala, O. E., Chapin, F. S., Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., et al. (2000). Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* **287**(5459), 1770- 1774.
- Santos, A. A., and Ragusa-Netto, J. (2013). Toco-toucan (*Ramphastos toco*) feeding habits at an urban area in Central Brazil. *Ornitologia Neotropical* **24**, 1-13.
- Schupp, E. W., Milleron, T. and Russo, S. E. (2002). Dissemination limitation and the origin and maintenance of species-rich tropical forests. Seed dispersal and frugivory. *Ecology, Evolution and Conservation*, 19-33.
- Short, L. L. and Horne, J. F. M. (2019). Toucans (*Ramphastidae*). In: del Hoyo, J., Elliott, A., Sargatal, J., Christie, D.A. and de Juana, E. (eds.). Handbook of the Birds of the World Alive. Lynx Edicions, Barcelona. (retrieved from <https://www.hbw.com/node/52284> on 31 January 2019).
- Sick, H. (1997) Ornitologia brasileira. Editora Nova Fronteira, Rio de Janeiro, Brazil. 912 p.
- Skutch, A. F. (1971). Life history of the Keel billed Toucan. *The Auk* **88**, 381–396.
- Tattersall, G. J., Andrade, D. V. and Abe, A. S. (2009). Heat exchange from the toucan bill reveals a controllable vascular thermal radiator. *Science* **325**(5939), 468-470.
- Thomas, C. D., Gillingham, P. K., Bradbury, R. B., Roy, D. B., Anderson, B. J., Baxter, J. M., et al. (2012). Protected areas facilitate species' range expansions. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **109**, 14063–14068.
- Thuiller, W., Lavorel, S., Araujo, M. B., Sykes, M. T. and Prentice, I. C. (2005a). Climate change threatens plant diversity in Europe. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **102**, 8245–8250.

- Tilman, D., May, R. M., Lehman, C. L. and Nowak, A. (1994). Habitat destruction and the extinction debt. *Nature* **371**, 65-66.
- Tylianakis, J. M., Didham, R. K., Bascompte, J. and Wardle, D. A. (2008). Global change and species interactions in terrestrial ecosystems. *Ecology letters* **11**(12), 1351-1363.
- Valladares, F., Matesanz, S., Guilhaumon, F., Araújo, M. B., Balaguer, L., Benito Garzón, M., et al. (2014). The effects of phenotypic plasticity and local adaptation on forecasts of species range shifts under climate change. *Ecology letters* **17**(11), 1351-1364.
- Van Dam, N. M. (2009). How plants cope with biotic interactions. *Plant Biology* **11**(1), 1-5.
- Vellend, M., Verheyen, K., Jacquemyn, H., Kolb, A., Van Calster, H., Peterken, G. et al. (2006). Extinction debt of forest plants persists for more than a century following habitat fragmentation. *Ecology* **87**(3), 542-548.
- Watson, J. E. M., Dudley, N., Segan, D. B. and Hockings, M. (2014). The performance and potential of protected areas. *Nature* **515**, 67–73.
- Williams, S. E., Shoo, L. P., Isaac, J. L., Hoffmann, A. A. and Langham, G. (2008). Towards an integrated framework for assessing the vulnerability of species to climate change. *PLOS Biology* **6**, 2621–2626.
- Willis, E. O. (1979). The composition of avian communities in remanescent woodlots in southern Brazil. *Papéis Avulsos de Zoologia* **33**,1-25.

# **CAPÍTULO I: Vieses de Publicação sobre Tucanos e Araçaris (Ramphastidae)**

**Virgínia de Fernandes Souza e Daniel Brito**

## Resumo

Os tucanos e araçarís (Ramphastidae) são uma das linhagens mais antigas de aves com descendentes vivos. São animais que chamam atenção, com características marcantes como bicos enormes e cores contrastantes. Embora se alimentem de ovos e pequenos vertebrados, são predominantemente frugívoros e desempenham uma importante função de dispersores de sementes dos dosséis neotropicais. Neste estudo, avaliamos a contribuição das pesquisas realizadas nos últimos 50 anos em relação ao conhecimento da família no mundo. Avaliamos 133 artigos que estudaram pelo menos uma espécie de Ramphastidae. Nossos resultados indicam que a família, comparativamente ao grupo Aves, é pouco estudada. Esse fator é agravado uma vez que espécies ameaçadas e não ameaçadas recebem a mesma importância em termos de publicação. E, apesar da pequena quantidade de trabalhos, os que foram realizados sobre o grupo, *in situ* e *ex situ* não diferiram em termos quantitativos, indicando que pouco conhecimento de base tem sido gerado sobre a família. Assim, sugerimos que a família necessita de um nível maior de atenção, uma vez que apresenta espécies ameaçadas pouco estudadas e poucos estudos sobre as espécies em seu habitat natural.

Palavras-chave: Ramphastidae, Ramphastos, Selenidera, Pteroglossus, Andigena, Aulacorhynchus.

## **Abstract**

Toucans and aracarís (Ramphastidae) are one of the oldest lineages of birds with living descendants. They are attention-grabbing animals, with striking features such as huge beaks and contrasting colors. Although they feed on eggs and small vertebrates, they are predominantly frugivorous and play an important role as seed dispersers of neotropical canopies. In this study, we evaluated the contribution of research conducted over the past 50 years in relation to family knowledge in the world. We evaluated 133 articles that studied at least one species of Ramphastidae. Our results indicate that comparatively to the group birds, the family is relatively less studied and does not have its publication curve coupled with the large group birds. This factor is aggravated since endangered and non-endangered species receive the same importance in terms of publication. In spite of few studies about the group, the work carried out *in situ* and *ex situ* did not differ in terms of quantity, indicating that little basic knowledge has been generated about the family. Thus, we suggest that the family needs a higher level of attention, since it has little studied threatened species and few studies on the species in their natural habitat.

**Keywords:** Ramphastidae, Ramphastos, Selenidera, Pteroglossus, Andigena, Aulacorhynchus.

## Introdução

Ramphastidae (ordem Piciformes) está entre as linhagens mais antigas de aves com descendentes vivos (Sibley & Ahlquist 1990) e são símbolos das florestas tropicais americanas. As características da família são: a presença de um bico relativamente longo e recurvado, colorido, duro e cortante, porém leve e poroso; nas laterais das regiões mediana e distal da maxila superior estão presentes protuberâncias cortantes, denominadas tômios; a língua é longa e filamentosa; em geral, não há dimorfismo sexual ligado à plumagem; o palato é peculiar, apresentando um vômer pequeno e truncado (Haffer, 1974; Sick, 1997; Höfling, 1991, 1998; Short & Horne 2001).

Quando os naturalistas visitaram os trópicos, os tucanos atraíram sua atenção devido ao seu tamanho, cores, e seu longo bico (Gould & Rutgers 1972). Eles são basicamente frugívoros, entretanto também se alimentam de ovos, indivíduos jovens de outras espécies de aves e até mesmo pequenos vertebrados e invertebrados (Haffer, 1974; Sick, 1997; Höfling, 1991; Short & Horne, 2001). Na região Neotropical os tucanos e araçarís (Ramphastidae) são frugívoros de dossel que percorrem vastas áreas a fim de explorar árvores frutíferas (Terborgh et al., 1990; Graham, 2001; Galetti et al., 2000). Embora seja um dos grupos mais proeminentes de dispersores de sementes em regiões Neotropicais (Snow, 1976; Howe, 1977; Howe & Vande Kerckhove, 1981), há pouca informação disponível sobre a viabilidade das espécies a longo prazo.

A família possui 50 espécies, agrupadas nos gêneros *Aulacorhynchus*, *Pteroglossus*, *Selenidera*, *Andigena* e *Ramphastos* (Short & Horne, 2019). Seis dessas espécies estão enquadradas em alguma das categorias de ameaça da IUCN, sendo três classificadas como Em Perigo e três como Vulneráveis (IUCN, 2017). Outras cinco são classificadas como Quase Ameaçadas e as 39 restantes como Pouco Preocupante (IUCN 2017, Material Suplementar). Apesar de comparativamente com outros grandes frugívoros, como por exemplo os Cracídeos (del Hoyo, 2019), a família apresenta um baixo número de espécies em alguma categoria de ameaça. Em

relação ao parâmetro tendência populacional, cerca de 80% das espécies estão com suas populações tendendo a diminuir, seis espécies são estáveis e três possuem esse parâmetro desconhecido (IUCN, 2017).

Nas florestas tropicais, cerca de 80% das espécies vegetais possuem frutos dispersados por animais (Howe & Smallwood, 1982). Nas florestas neotropicais esse número pode chegar a 90% em relação às espécies com frutos carnosos. Isso torna os dispersores de sementes essenciais para a manutenção das comunidades de plantas nesses ambientes (Almeida-Neto et al., 2008). Nesse contexto, este estudo pretende entender as tendências e vieses nas pesquisas sobre Ramphastidae a fim de avaliar se os esforços investidos têm sido bem aplicados e se mudanças serão necessárias no futuro. Partimos do pressuposto que o número de publicações fornece uma eficiente métrica de produtividade científica (Verbeek et al., 2002). Assim, avaliamos a contribuição das pesquisas realizadas nos últimos 50 anos em relação ao conhecimento de Ramphastidae no mundo.

## **Metodologia**

Metodologias que analisam a produtividade e estimam as tendências de atividades científicas estão disponíveis tanto em escalas regionais, quanto globais, possibilitando a verificação da importância relativa de um determinado tema (Verbeek et al., 2002). Tendências têm sido apontadas de diversas maneiras, através da contagem no número de artigos por ano ou o número de referências por artigo (Graham & Dayton, 2002) ou pela ocorrência de termos específicos no título, palavras-chave e resumos de artigos (Nobis & Wohlgemuth, 2004). Os métodos que envolvem técnicas de cienciometria são amplamente utilizados devido à necessidade de uma visão global das atividades de investigação científica (Garfield 1992; Dalpé, 2002).

Realizamos buscas em três bancos de dados *online* internacionais: Web of Science, Scopus e Scielo. Os trabalhos publicados entre os anos de 1968 e 2016 que apresentaram os termos

“Ramphastidae”, “Ramphastos”, “Selenidera”, “Aulacorhynchus”, “Pteroglossus”, “Bailloniidae”, “Andigena”, “Toucans” e “Toucanets” no título, resumo ou palavras-chave do artigo foram incluídos na análise. Para cada estudo identificamos a categoria de ameaça de cada espécie de Ramphastidae citada, de acordo com a lista vermelha de espécies ameaçadas de extinção (IUCN, 2017). Obtivemos um Índice de Atenção Taxonômica (I. A.) todas as espécies, este índice é dado pela divisão do número de artigos relacionados a cada espécie pelo número total de artigos (adaptado de Brito 2008). Para cada artigo categorizamos o estudo em *ex situ* (para pesquisas desempenhadas fora do habitat natural da espécie) e em *in situ* (para pesquisas realizadas dentro do habitat natural da espécie).

Dividimos o intervalo de tempo em cinco períodos, sendo o primeiro correspondente à 1968-1977, o segundo a 1978-1987, o terceiro a 1988-1997, o quarto 1998-2007 e o quinto e último a 2008-2016. Estimamos a tendência temporal em relação aos estudos sobre a família avaliada pelo número de publicação por ano analisado. Realizamos uma Análise de Variância de Permutação (PERANOVA) a fim de comparar as médias e os erros padrões dos fatores de impactos entre periódicos amostrados, isso possibilitou um quadro geral para as últimas cinco décadas. Verificamos também através de uma PERANOVA se espécies prioritárias (ameaçadas) recebem mais atenção (em termos de quantidade de artigos relacionados). Além disso, avaliamos através de PERANOVA se trabalhos *ex situ* e *in situ* variaram entre os períodos estudados.

A fim de determinar quais variáveis influem mais sobre o índice de Atenção gerado para as espécies fizemos por último uma regressão múltipla. Para a análise de regressão múltipla, testamos como variável dependente o Índice de Atenção. As seguintes variáveis foram inseridas inicialmente no modelo: tempo de descrição da espécie e área de vida obtidas no banco de dados da União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN, 2017), e a variável peso obtida no banco de dados do handbook of the Birds of the World Alive (Short & Horne). Porém as variáveis área de

vida e tempo de descrição eram correlacionadas ( $r=0,67$ ;  $P<0,05$ ), então utilizamos apenas tempo de descrição e peso.

## Resultados

Analisamos 133 artigos em intervalo de tempo que abrange desde o ano de 1968 até 2016. Ao analisar o número de artigos verificamos diferença em relação a quantidade de publicações por ano ( $F=72,57$ ;  $df= 46$ ;  $P<0,05$ ; Figura 01). Em média o número de artigos publicados da última década analisada ( $N=66$ ) foi cerca de 20 vezes maior que o da primeira década ( $N=3$ ; Tabela 01).

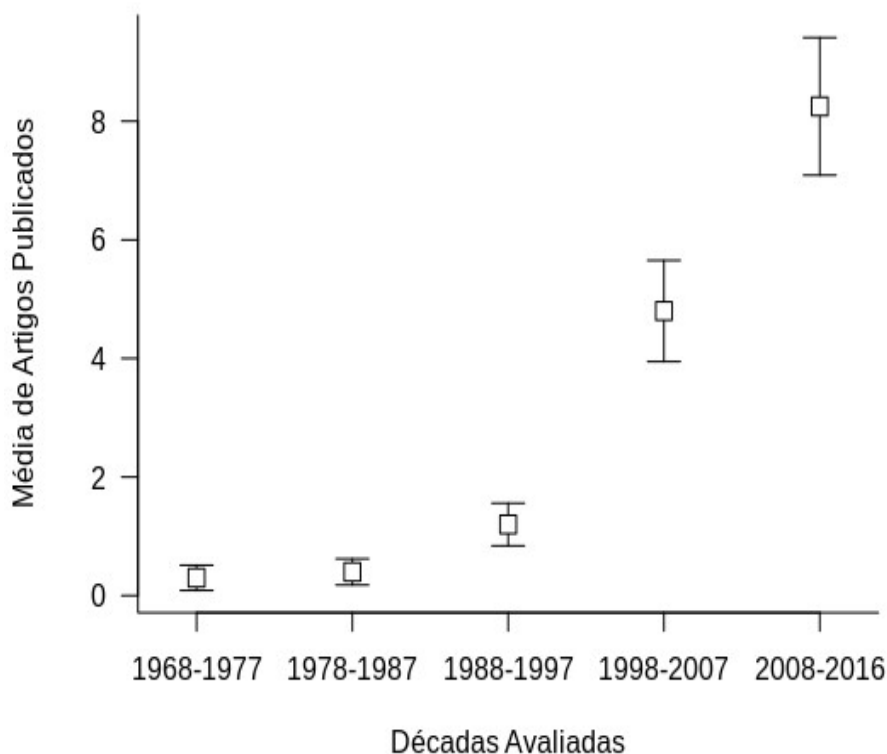


Figura 01. Comparação entre o número médio de artigos em cada período de tempo analisado. As barras verticais representam o erro padrão.

Também encontramos diferença em relação ao fator de impacto das revistas em que os artigos eram publicados ao longo dos períodos ( $F= 3,855$ ;  $df=116$ ;  $P<0,05$ ; Figura 02; Tabela 01).

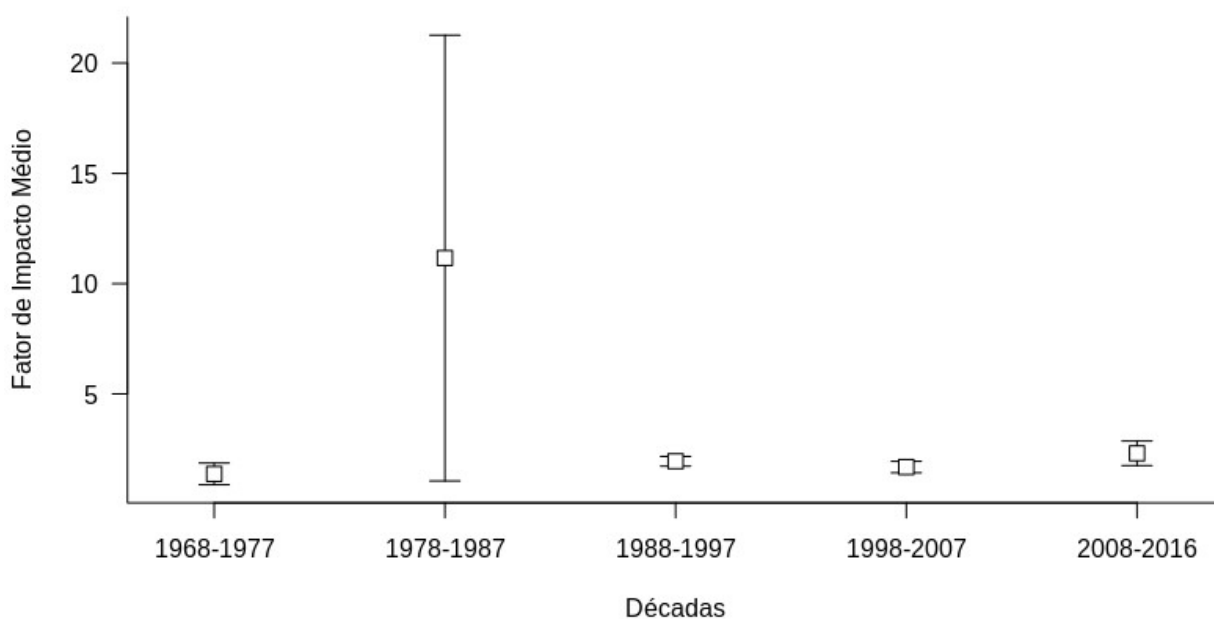


Figura 02: Comparação entre os Fatores de Impacto médios em cada década estudada. As barras verticais representam o erro padrão.

Tabela 1. Critérios avaliados ao longo do período dividido em décadas.

	1968-1977	1978-1987	1988-1997	1998-2007	2008-2016
Número de artigos/Ano	0,3+/-0,6749	0,4+/-0,699	1,2+/-1,135	4,8+/-2,699	8,25+/-3,284
Fator de Impacto/Publicação	1,37+/-0,70	11,16+/-20,21	1,95+/-0,74	1,69+/-1,71	2,31+/-4,39
Número de espécies/publicação	1	1	6,285+/-11,38	3,79+/-4,75	3,38+/-4,63
Número de gênero/publicação	1	1	2,1428+/-1,46	1,81+/-1,35	1,63+/-1,20
Espécies Ameaçadas/publicação	0,33+/-0,58	0	1+/-1,10	0,77+/-0,1	0,52+/-0,81
Espécies Sem risco/publicação	0,67+/-0,58	1	5,67+/- 11,45	2,84+/-3,81	2,86+/-4,18

Trabalhos <i>Ex situ</i> /Publicação	0,33+/-0,58	0,2+/-0,45	0,45+/-0,52	0,51+/-0,51	0,52+/-0,50
Trabalhos <i>In situ</i> /Publicação	0,66+/-0,58	1	0,545+/-0,522	0,49+/-0,51	0,47+/-0,50

Quando comparamos o número de trabalhos *in situ* e *ex situ* em relação aos períodos analisados, verificamos diferença no que tange ao tipo de trabalhos entre os períodos ( $F=5,455$ ;  $df=4$ ;  $P<0,05$ ; Figura 3; Tabela 01), mas não diferença entre os tipos de trabalho ( $F=12,66$ ;  $df=4$ ;  $P=0,80$ ; Figura 3). Não verificamos interação entre fatores ( $F= 0,01662$ ;  $df=1$ ;  $P=0,93$ ; Figura 3). Houve períodos nos quais trabalhos *in situ* foram mais observados que trabalhos *ex situ*, como o a segunda década (Tabela 01), mas considerando todos os períodos, não observamos diferença entre a quantidade de trabalhos *ex situ* e *in situ* comparativamente

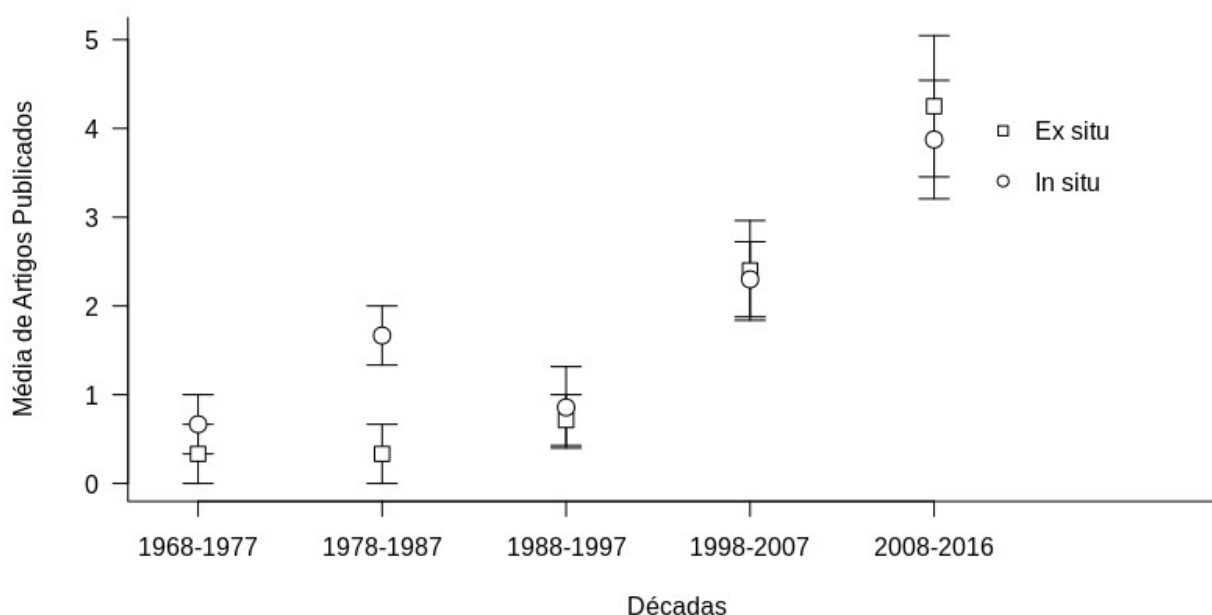


Figura 03. Comparação entre o número médio de artigos publicados em cada década com estudos *in situ* e *ex-situ*. As barras verticais representam o erro padrão.

Do total de artigos analisados, 33% tratavam espécies ameaçadas (N=44), 77% de espécies não ameaçadas de extinção (N=102) e 25% (N=33) continham as duas categorias. O número médio de espécies ameaçadas e não ameaçadas de extinção variou entre as décadas estudadas ( $F= 27,85$ ;  $df= 130$ ;  $P<0,05$ ; Figura 4; Tabela 01). Essa diferença se manteve ao longo de todo o período estudado entre os anos de 1968 e 2016 ( $F= 1,103$ ;  $df=4$ ;  $P=0,36$ ; Figura 4 ), independentemente da década estudada ( $F= 0,632$ ;  $df= 4$ ;  $P=0,54$ ; Figura 4 ).

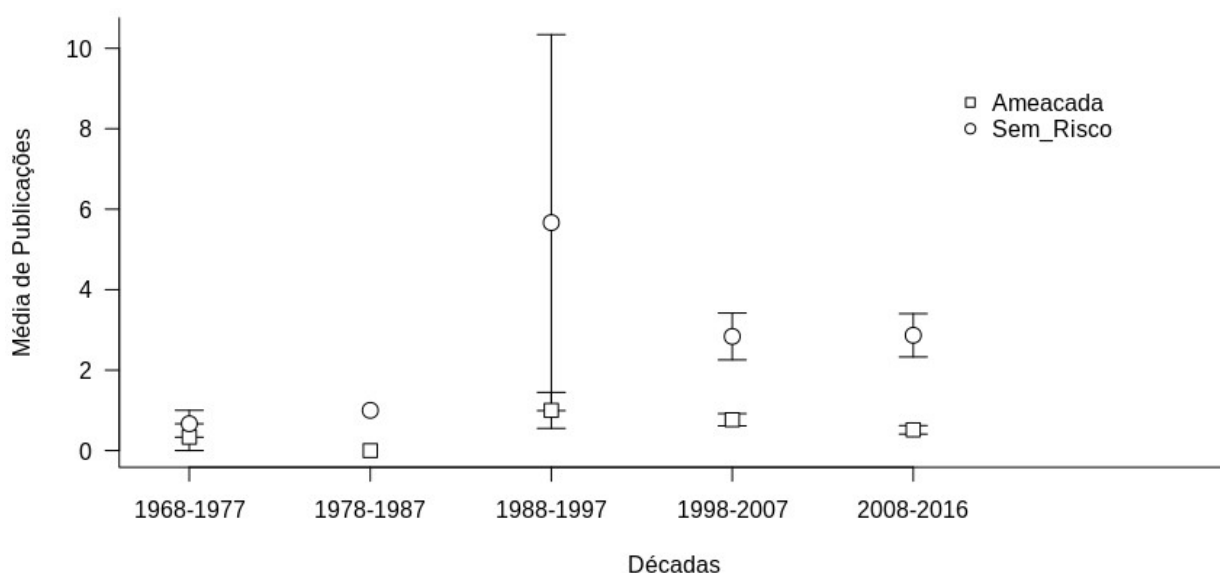


Figura 04. Comparação entre o média de artigos publicados em cada década que analisaram espécies ameaçadas e não ameaçadas. As barras verticais representam o erro padrão.

Durante todas as décadas do período avaliado, em média, a quantidade de espécies e gêneros estudados foram similares. Não verificamos diferença em relação ao número de espécies ( $F=0,9525$ ;  $df=4$ ;  $P=0,44$ ; Tabela 01), o mesmo no que diz respeito ao número de gêneros ( $F=0,8906$ ;  $df=4$ ;  $P=0,47$ ; Tabela 01) estudados entre os períodos.

Após análise da colinearidade e ajuste do modelo de regressão múltipla, as variáveis independentes que permaneceram no modelo final foram: tempo de descrição e peso da espécie.

Essas duas variáveis em conjunto explicam mais de 40% da variação observada no que diz respeito ao Índice de Atenção de cada espécie ( $R^2 = 40,85\%$ ;  $P < 0,05$ ). Para Ramphastidae, o I.A. está positivamente relacionado com o tempo de descrição da espécie, ou seja, quanto mais antiga for a espécie, maior será o número de trabalhos associados a ela. A cada 10 anos há um incremento de 0,9% no Índice (Figura 05).

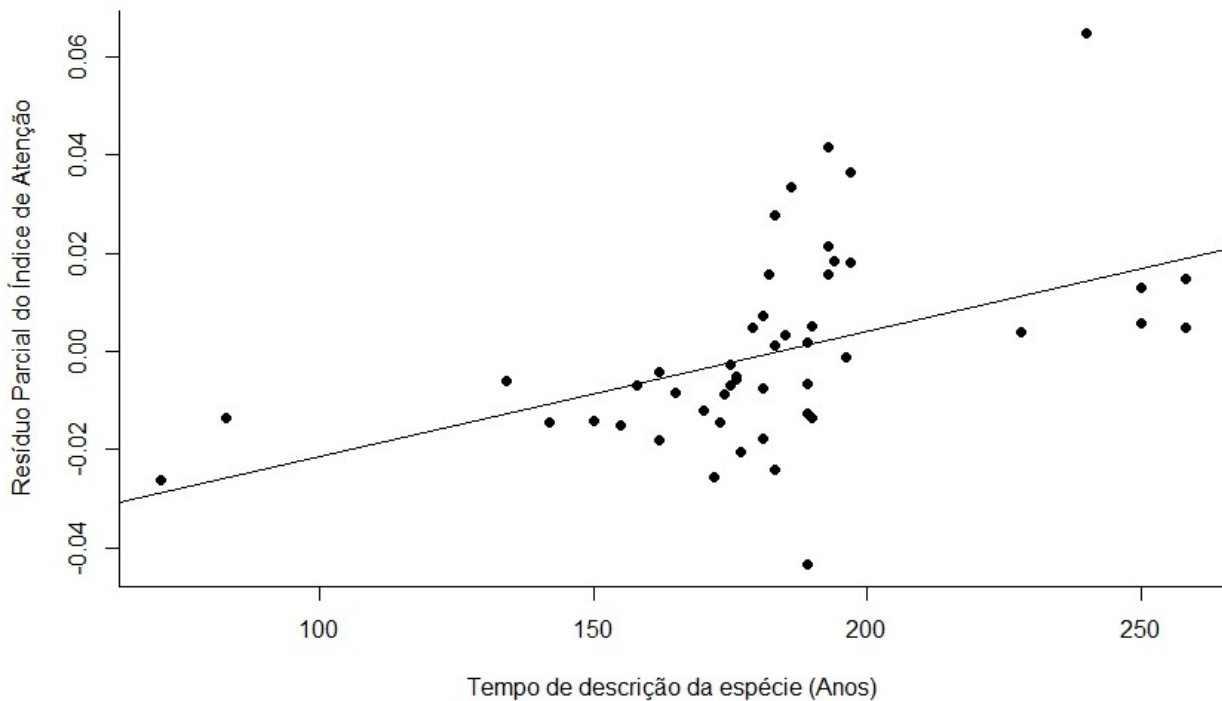


Figura 05. Efeito da variável independente Tempo de descrição da espécie sobre o Índice de Atenção controlando do I.A. o efeito da variável Peso.

A outra variável que influenciou positivamente a determinação do I.A. foi o peso de cada espécie. A cada 10 gramas há um aumento de 0,2% no Índice (Figura 06).

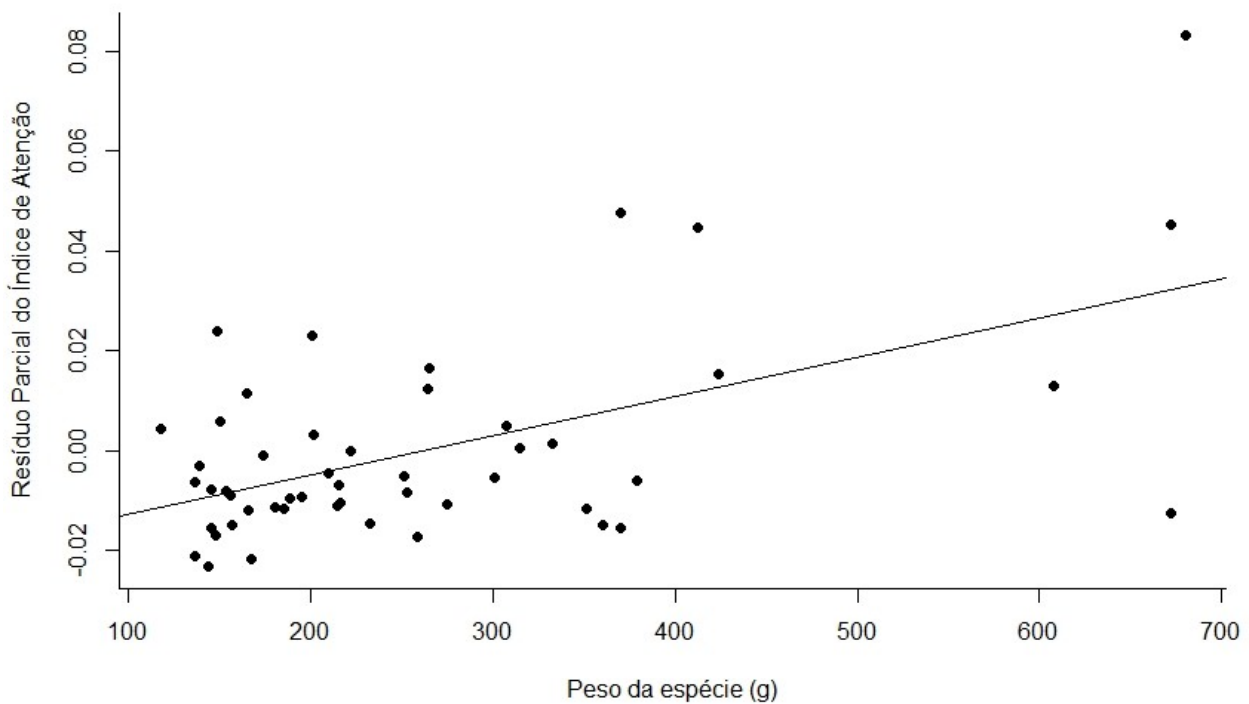


Figura 06. Efeito da variável peso, controlando da variável resposta Índice de Atenção, o efeito do tempo de descrição da espécie.

No que concerne à comparação com os artigos de aves de modo geral, a curva correspondente de Ramphastidae não seguiu o padrão observado para o grupo Aves. Não houve picos de publicações conectados e a tendência de aumentar o número de publicações ao longo dos anos não foi evidenciada demonstrando que, embora haja uma inclinação para um aumento de publicação para o grande grupo Aves, o grupo dos tucanos não acompanha essa mesma direção (Figura 07).

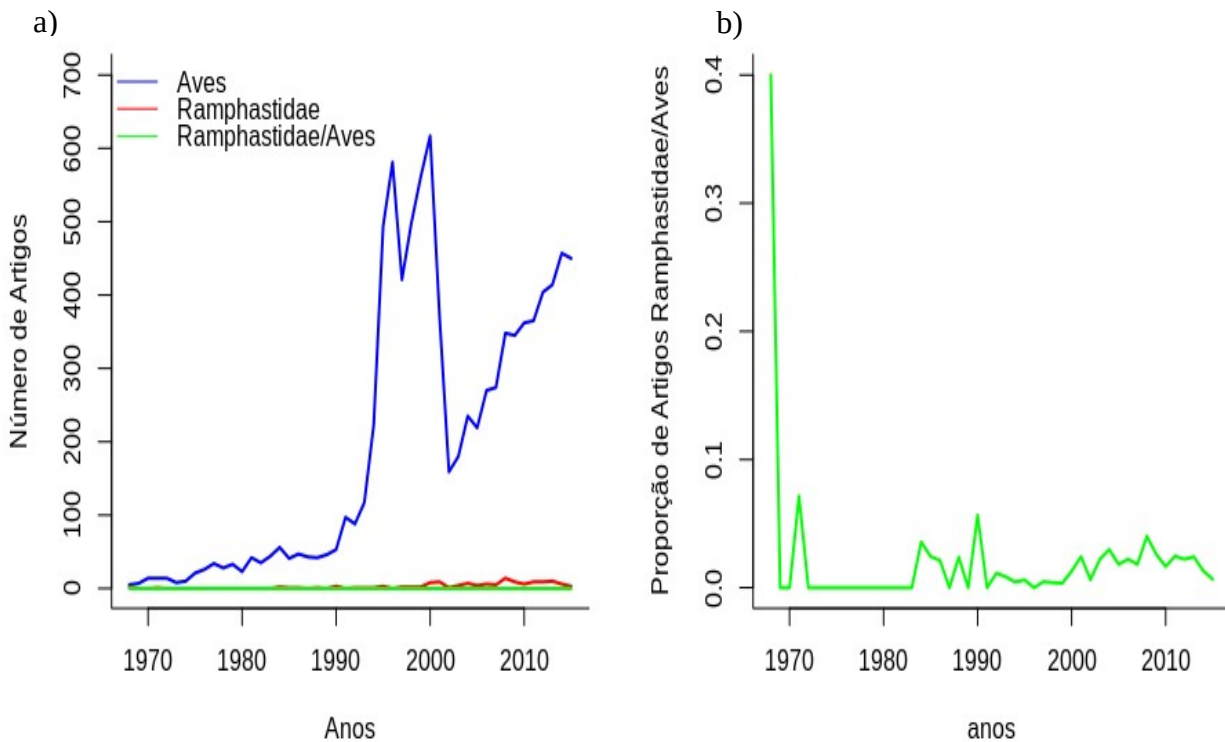


Figura 07. Curva resultado da proporção de publicações sobre Ramphastidae em cada ano em relação às publicações sobre o grande grupo Aves em cada ano. Dados retirados do web of science (a). Curva de publicação em cada ano para o grupo Aves para Ramphastidae e proporção Ramphastidae/ Aves (b).

## Discussão

O baixo número de artigos que tiveram como objeto de estudo alguma espécie da família Ramphastidae causa estranhamento, principalmente por se tratar de uma família com espécies carismáticas, pertencente ao grupo das aves, que é um grupo taxonômico relativamente bem estudado (Bonnet et al., 2002; Fazey et al., 2005).

A diferença encontrada no número de artigos publicados entre os períodos de tempo avaliados pode ser explicado pela tendência geral da ciência de ter seu número de artigos incrementado a cada ano devido ao aumento do número de autores nas comunidades científicas

(Holmgren & Schnitzer, 2004) e também ao aumento no número de periódicos disponíveis. Entretanto esse aumento, para a família estudada, não seguiu o padrão encontrado para o grande grupo do qual é um subconjunto, com os picos e vales de publicações desacoplados. Isso pode ser explicado uma vez que a maior quantidade de artigos publicados sobre o grupo nas últimas décadas, aumenta como o esperado pelo viés de publicações em geral, mas não seguindo o padrão das aves.

Em relação ao índice de atenção e ao fato de espécies descritas há mais tempo terem mais atenção direcionada a elas provavelmente se deve ao fato de essas espécies estarem disponíveis por mais tempo o que proporciona uma chance maior de serem estudadas. Sobre espécies de tamanho corpóreo maior terem um maior índice de atenção, não seria absurdo pensar que estaria relacionado com a questão do carisma da espécie. Tamanho corporal já foi associado como *proxy* de carisma em aves e mamíferos (Clucas et al., 2008; Barua, 2011) e os pesquisadores não são isentos desse viés. Nossos resultados estão de acordo com os encontrados por Ducatez & Lefebvre (2014) e Yarwood et al., (2018) que reportaram uma associação entre área massa corporal e o que os autores chamaram de esforço de amostragem de espécies. Além disso, o fato de peso corporal estar positivamente correlacionado com área de vida nos permite concordar com Morales & Traba (2016) quando dizem que espécies que se dispersam mais estão, potencialmente, mais acessíveis a ornitólogos e quanto maior a espécie potencialmente mais fácil de estudar.

A similaridade entre o número de artigos que tem como foco espécies ameaçadas e os que tratam das não ameaçadas pode ter sido ocasionada pelo baixo número de artigos sobre a família de modo geral. Preocupa saber que espécies ameaçadas receberam a mesma atenção (ou no caso, falta de atenção) que as outras espécies do grupo; entretanto esse padrão não é inédito (Ducatez & Lefebvre 2014; Roberts et al., 2016).

No que diz respeito à “qualidade” das publicações, a diferença encontrada entre os períodos analisados concentra entre o segundo período e o demais. Este período discrepante sucede uma

publicação importante de Haffer em 1969 sobre especiação de pássaros na floresta amazônica em uma revista de alto impacto o que potencialmente aumentou o interesse pelas espécies da família.

Devido o não acoplamento da curva de publicação entre Ramphastidae e o grande grupo Aves, além da similaridade no pequeno número de trabalhos feitos entre espécies ameaçadas e não ameaçadas, assim como a similaridade entre o número de trabalhos *in situ* e *ex situ* sugiro que o grupo necessita uma atenção maior. Considerando a taxa global de perda de cobertura florestal (Hansen et al., 2013) e associando isso ao potencial declínio da diversidade e abundância de frugívoros (Kuussaari et al., 2009), um maior entendimento sobre a família em questão torna-se necessário. Apesar de possuírem muitos atributos de espécies carismáticas e serem bem conhecidos do publico leigo, Ramphastidae é uma família que pode ser considerada pouco estudada .

## Referências Bibliográficas

- Almeida-Neto, M., Campassi, F., Galetti, M., Jordano, P. and Oliveira, A. (2008). Vertebrate dispersal syndromes along the Atlantic forest: broad-scale patterns and macroecological correlates. *Global Ecology and Biogeography* **17**, 503–513.
- Barua, M. (2011). Mobilizing metaphors: the popular use of keystone, flagship and umbrella species concepts. *Biodiversity and Conservation* **20**(7), 1427-1440.
- Brito, D. (2008). Amphibian conservation: Are we on the right track? *Biological Conservation* **141**, 2912-2917.
- Bonnet, X., Shine, R. and Lourdais, O. (2002). Taxonomic chauvinism. *Trends in Ecology & Evolution* **17**(1), 1-3.
- Clucas, B., McHugh, K. and Caro, T. (2008). Flagship species on covers of US conservation and nature magazines. *Biodiversity and Conservation* **17**(6), 1517–1528.
- Dalpé, R. (2002). Bibliometric analysis of biotechnology. *Scientometrics* **55** (2), 189-213.
- del Hoyo, J. (2019). Guans, Chachalacas, Curassows (*Cracidae*). In: del Hoyo, J., Elliott, A., Sargatal, J., Christie, D. A. and de Juana, E. (eds.). *Handbook of the Birds of the World Alive*. Lynx Edicions, Barcelona. (retrieved from <https://www.hbw.com/node/52217> on 9 February 2019).
- Ducatez, S., and Lefebvre, L. (2014). Patterns of research effort in birds. *PLoS One* **9**, 1-9.
- FAO. (1998). Soil and terrain database for Latin America and the Caribbean. FAO, Rome.
- Fazey, I., Fischer, J. and Lindenmayer, D. (2005). What do conservation biologists publish?. *Biological Conservation* **124**(1), 63-73.

- Galetti, M., Laps, R. and Pizo, M. A. (2000). Frugivory by toucans (Ramphastidae) at two altitudes in the Atlantic Forest of Brazil. *Biotropica* **32**, 842-850.
- Garfield, E. (1992). Contract research services at ISI. Citation analysis for governmental, industrial and academic clients. *Current Contents* **23**, 5-13.
- Graham, C. H. (2001). Factors influencing movement patterns of keel-billed toucans in fragmented tropical landscape in southern Mexico. *Conservation Biology* **15**, 1789-1798.
- Graham, M. H. and Dayton, P. K. (2002). On the evolution of ecological ideas: paradigms and scientific progress. *Ecology* **83**(6), 1481–1489.
- Gould, J. and Rutgers, A. (1972). Birds of South America. *Eyre Methuen*, London.
- Haffer, J. (1969). Speciation in Amazonian forest birds. *Science* **165**(3889), 131-137.
- Haffer, J. (1974). Avian speciation in tropical South America, vol. 14. Publications of the Nuttall Ornithological Club, Cambridge, Massachusetts.
- Hansen, M. C., Potapov, P. V., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S. A. A. and Tyukavina, A. (2013). High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. *Science* **342**(6160), 850-853.
- Höfling, E. (1991). Etude comparative du crane chez des Ramphastidae (Aves, Piciformes). *Bonner Zoologische Beiträge* **42**(1), 55-65.
- Holmgren, M. and Schnitzer, S. A. (2004). Science on the rise in developing countries. *PLoS Biology* **2**(1), 10–13.
- Howe, H. F. (1977). Bird activity and seed dispersal of a tropical wet forest tree. *Ecology* **58**, 539-550.

Howe, H. F. and Vande Kerckhove, G. A. (1981). Removal of wild nutmeg (*Virola surinamensis*) crops by birds. *Ecology* **62**, 1093-1106.

Howe, H. F. and Smallwood, P. D. (1982). Ecology of seed dispersal. *Annual Review in Ecology and Systematics* **13**, 201–228.

IUCN (2017). *The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2017-1*. <http://www.iucnredlist.org>. Downloaded on 12 May 2017.

Kuussaari, M., Bommarco, R., Heikkinen, R. K., Helm, A., Krauss, J. and Lindborg, R. (2009). Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation. *Trends in Ecology & Evolution* **24**(10), 564–571.

Morales, M. B. and Traba, J. (2016). Prioritising research in steppe bird conservation: A literature survey. *Ardeola* **63**, 137–150.

Nobis, M. and Wohlgemuth, T. (2004). Trend words in ecological core journals over the last 25 years (1978–2002). *Oikos* **106**(2), 411–421.

Roberts, D. L., Taylor, L., and Joppa, L. N. (2016). Threatened or Data Deficient: assessing the conservation status of poorly known species. *Diversity and Distributions* **22**(5), 558-565.

Sibley, C. G. and Ahlquist, J. A. (1990). *Phylogeny and Classification of Birds*. New Haven: Yale University Press.

Sick, H. (1997). *Ornitologia Brasileira*. Nova Fronteira, Rio de Janeiro. 917p.

Short, L. L. and Horne, J. F. M., (2001). *Toucans, Barbets and Honeyguides. Bird Families of the World*, vol. **8**. Oxford University Press, New York.

Short, L. L. and Horne, J. F. M. (2019). Toucans (*Ramphastidae*). In: del Hoyo, J., Elliott, A., Sargatal, J., Christie, D. A. and de Juana, E. (eds.). *Handbook of the Birds of the World Alive*. Lynx Edicions, Barcelona. (retrieved from <https://www.hbw.com/node/52284> on 9 February 2019).

Snow, D. (1976). Tropical frugivorous birds The web of and their food plants adaptation. *New Biotropica* **13**, 1-14.

Terborgh, J., Robinson, S. K., Parker III, T. A., Munn, C. A. and Pierpont, N. (1990). Structure and organization of an Amazonian forest bird community. *Ecological Monographs* **60**, 213-238.

Verbeek, A., Debackere, K., Luwel, M. and Zimmermann, E. (2002). Measuring the progress and evolution in science and technology – I: The multiple uses of bibliometric indicators. *International Journal of Management Reviews* **4** (2), 179-211.

Yarwood, M. R., Weston, M. A. and Symonds, M. R. (2018). Biological determinants of research effort on Australian birds: a comparative analysis. *Emu-Austral Ornithology* **119**(1), 38-44.

## Material Suplementar

**Espécies de Ramphastidae, ano de descrição, status de conservação e área de vida obtidos da IUCN. O peso médio de cada espécie foi retirado de Short & Horne (2019).**

Espécies	Ano de Descrição	Índice de Atenção	Status de Conservação	Área de vida (km <sup>2</sup> )	Peso médio (g)
<i>Ramphastos toco</i>	1776	0,1179	LC	4260000	680
<i>Ramphastos ambiguus</i>	1823	0,0680	NT	598000	672,5
<i>Ramphastos cuvieri</i>	1827	0,0091	LC	5000000	672,5
<i>Ramphastos tucanus</i>	1758	0,0522	VU	2370000	607,5
<i>Ramphastos sulfuratus</i>	1830	0,0656	LC	680000	412,5
<i>Ramphastos brevis</i>	1945	0,0068	LC	106000	423,5
<i>Ramphastos citreolaemus</i>	1844	0,0023	LC	108000	360
<i>Ramphastos culminatus</i>	1833	0,0045	VU	5500000	370
<i>Ramphastos vitellinus</i>	1823	0,0703	VU	1750000	370
<i>Ramphastos ariel</i>	1826	0,0159	EN	2530000	379
<i>Ramphastos dicolorus</i>	1766	0,0386	LC	1390000	332,5
<i>Aulacorhynchus wagleri</i>	1841	0,0068	LC	48600	180
<i>Aulacorhynchus prasinus</i>	1833	0,0431	LC	420000	201
<i>Aulacorhynchus caeruleogularis</i>	1854	0,0068	LC	32700	145,5
<i>Aulacorhynchus albivitta</i>	1840	0,0091	LC	260000	195
<i>Aulacorhynchus cyanolaemus</i>	1866	0,0	LC	116000	185
<i>Aulacorhynchus atrogularis</i>	1841	0,0091	LC	438000	156
<i>Aulacorhynchus haematopygus</i>	1835	0,0091	LC	179000	216
<i>Aulacorhynchus huallagae</i>	1933	0,0068	EN	450	264
<i>Aulacorhynchus coeruleicinctis</i>	1840	0,0113	LC	103000	215
<i>Aulacorhynchus calorhynchus</i>	1874	0,0	LC	121000	188,5
<i>Aulacorhynchus sulcatus</i>	1820	0,0113	LC	30200	165,5
<i>Aulacorhynchus derbianus</i>	1835	0,0227	LC	302000	201,5
<i>Aulacorhynchus whitelianus</i>	1882	0,0045	LC	167000	138,5
<i>Andigena hypoglauca</i>	1833	0,0249	NT	122000	307
<i>Andigena laminirostris</i>	1851	0,0159	NT	14300	315
<i>Andigena cucullata</i>	1846	0,0113	LC	48700	301
<i>Andigena nigrirostris</i>	1839	0,0068	LC	110000	351
<i>Selenidera spectabilis</i>	1858	0,0091	LC	146000	210
<i>Selenidera piperivora</i>	1758	0,0159	LC	1090000	144
<i>Selenidera reinwardtii</i>	1827	0,0136	LC	513000	153,5

<i>Selenidera langsdorffii</i>	1827	0,0000	LC	1710000	167
<i>Selenidera gouldii</i>	1837	0,0181	LC	2610000	173,5
<i>Selenidera maculirostris</i>	1823	0,0340	LC	931000	165
<i>Selenidera nattereri</i>	1835	0,0045	LC	879000	156,5
<i>Pteroglossus bailloni</i>	1819	0,0476	NT	654000	148,5
<i>Pteroglossus viridis</i>	1766	0,0159	LC	1560000	136
<i>Pteroglossus humboldti</i>	1827	0,0045	LC	1960000	148
<i>Pteroglossus inscriptus</i>	1822	0,0272	LC	2980000	117,5
<i>Pteroglossus torquatus</i>	1788	0,0204	LC	1000000	214,5
<i>Pteroglossus sanguineus</i>	1854	0,0000	LC	236000	232,5
<i>Pteroglossus erythropygius</i>	1843	0,0068	LC	61700	275
<i>Pteroglossus frantzii</i>	1861	0,0045	LC	19800	252,5
<i>Pteroglossus aracari</i>	1758	0,0340	LC	3320000	251
<i>Pteroglossus castanotis</i>	1834	0,0362	LC	5070000	265
<i>Pteroglossus pluricinctus</i>	1835	0,0023	LC	1260000	258,5
<i>Pteroglossus azara</i>	1819	0,0295	LC	3120000	150
<i>Pteroglossus beauharnaisii</i>	1831	0,0204	LC	1820000	222
<i>Pteroglossus sturmi</i>	1842	0,0023	NT	1260000	145
<i>Pteroglossus bitorquatus</i>	1826	0,0156	EN	831000	136,5

# **CAPÍTULO II: Efeito do Tempo e Mudanças Climáticas no Quebra Cabeça da Conservação**

**Virgínia de Fernandes Souza e Daniel Brito**

## Resumo

No Pantanal, um sistema compreendendo um conjunto de interações interespecíficas foi descrito, nesse sistema, a arara azul (*Anodorhynchus hyacinthinus*) faz seu ninho quase que exclusivamente nos ocos naturalmente encontrados no manduví (*Sterculia apetala*). Essa planta que serve de local de nidificação para a arara, tem o seu recrutamento altamente dependente do tucano toco (*Ramphastos toco*) que juntamente a outro membro da família Ramphastidae, o araçari (*Pteroglossus castanotis*) são responsáveis por cerca de 99% das remoções das sementes desta planta. *R. toco* e *P. castanotis* são importantes dispersores pois conseguem voar longas distâncias e efetivamente dispersar as sementes de *S. apetala*. Nós usamos a modelagem ecológica de nicho para avaliar a influência das interações na distribuição final da espécie foco em dois cenários ao longo do tempo, sendo um otimista (RCP 26), e um pessimista (RCP 85) para os anos de 2050 e 2070. Comparamos como a distribuição da espécie foco (arara) é afetada pela inserção de dois tipos de interações interespecíficas em diferentes escalas (continente Sul americano e bioma do Pantanal). A primeira limitação se refere à dependência da planta hospedeira, que fornece os ocos para a nidificação (organismo comensal). A segunda restrição diz respeito à dependência da planta hospedeira (manduví) dos dispersores de suas sementes, que afeta indiretamente a espécie alvo. Assim, este estudo avaliou o impacto das mudanças climáticas nesse sistema de interações interespecíficas nessas duas escalas. Nossos resultados mostram que o impacto da inserção das interações bióticas dependem da escala espacial utilizada. Além disso, tem importantes implicações para o plano de conservação das espécies. As mudanças climáticas induzidas pelo homem juntamente com a perda de hábitat, podem provocar a ameaça a sobrevivência de espécies, entretanto a potência desse efeito pode variar ao se combinar a interações bióticas.

Palavras-chave: Mudanças Climáticas, interações bióticas, mutualismo, comensalismo.

## Abstract

In the Pantanal, a system formed by a set of interspecific interactions was described, in this system, the blue macaw (*Anodorhynchus hyacinthinus*) makes its nest almost exclusively in the hollows naturally found in the manduví (*Sterculia apetala*). This plant, which serves as a nesting site for the macaw, has its recruitment highly dependent on the toucan toucan (*Ramphastos toco*), which together with another member of the Ramphastidae family, the araçari (*Pteroglossus castanotis*) account for about 99% of the seeds of this plant. *R. toco* and *P. castanotis* are important dispersers because they can fly long distances and effectively disperse the seeds of *S. apetala*. We used ecological niche modeling to assess the influence of interactions on the final distribution of the target species in two scenarios over time, being an optimistic (RCP 26) and pessimistic (RCP 85) for the years 2050 and 2070. We compared the distribution of the focus species (macaw) by the insertion of two types of interspecific interactions in different scales (South American continent and Pantanal biome). The first limitation refers to the dependence of the host plant, which supplies the hollows for nesting (commensal organism). The second restriction concerns the dependence of the host plant (manduví) on its seed dispersers, which indirectly affects the target species. Thus, this study evaluated the impact of climate change on this system of interspecific interactions in these two scales. Our results show that the impact of the insertion of the biotic interactions depends on the spatial scale used. In addition, it has important implications for the species conservation plan. Man-induced climate change coupled with habitat loss may threaten the survival of species, but the potency of this effect may vary by combining biotic interactions.

Keywords: Climate Change, biotic interactions, mutualism, commensalism

## Introdução

Recentemente, o planeta Terra passa por inúmeras alterações climáticas causadas direta ou indiretamente por ações humanas (Sala et al., 2000). Várias espécies já estão respondendo a essas variações tendo sua distribuição geográfica, fisiologia e fenologia influenciadas por estas mudanças climáticas (e.g. Hughes 2000; Parmesan & Yohe 2003). Embora a oscilação natural do clima e fatores não relacionados diretamente a ele possam ser, também, responsáveis por algumas dessas alterações, as mudanças climáticas e atmosféricas induzidas pelo homem são a explicação mais parcimoniosa (Hughes 2000; Parmesan & Yohe 2003). Fatores como a perda de hábitat e fragmentação florestal, aumento na deposição de nitrogênio fixado e aumento da concentração de CO<sub>2</sub> atmosférico estão associados com as mudanças climáticas sendo considerados causadores das variações ambientais (Sala et al., 2000; Tylianakis et al., 2008). É provável que essas mudanças rápidas e substanciais causem efeitos na biodiversidade do planeta; entre eles, variações na abundância e distribuição de espécies (Poloczanska et al., 2013; Chen et al., 2011).

As previsões dos impactos das mudanças climáticas na biodiversidade frequentemente se baseiam em abordagens de ‘envelopes’ bioclimáticos pelos quais as distribuições atuais das espécies são combinadas com variáveis abióticas para uma possível projeção das suas distribuições sob os futuros cenários climáticos (e.g. Peterson et al., 2002; Thuiller et al., 2005; Araujo et al., 2006). Os modelos de distribuição de espécies (ENMs – Ecological Niche Modelling) oferecem uma noção sobre o potencial de distribuição geográfica das espécies que varia desde uma escala local até uma escala global (Araújo et al., 2006).

Conhecer a distribuição, a maneira que as espécies se estabelecem espacialmente e as variáveis ambientais que propiciam a ocupação da área de ocorrência de uma determinada espécie é essencial para a conservação e para o manejo de espécies (Brambilla et al., 2009). O uso desses modelos de maneira preditiva pode fornecer uma indicação sobre vulnerabilidade de extinção da

espécie, alterações nas áreas de abrangência das espécies e mudanças na distribuição das espécies (Chauvenet et al., 2013 ). Um exemplo prático disto é a lista vermelha da IUCN que utiliza a extensão de ocorrência e a área de ocupação da espécie como critérios para classificar determinada espécie em alguma das suas categorias de ameaça (IUCN, 2001). Além disso, os ENMs podem guiar ações de conservação no sentido de identificar áreas que no futuro serão propícias para as espécies, além de antever possíveis perdas de habitats disponíveis no presente (Schwartz, 2012). No entanto, essa abordagem tem sido questionada, tendo como base que para ela ser robusta e abrangente o suficiente, seria necessário considerar outros fatores que influenciariam a vulnerabilidade relativa das espécies, incluindo sensibilidade fisiológica, exposição, amortecimento climático, resiliência, potencial adaptativo e interações bióticas (Williams et al., 2008).

As interações bióticas como a predação, competição, parasitismo, mutualismo e facilitação afetam o padrão espacial das espécies (Bascompte, 2009; Van Dam 2009). Entretanto, elas frequentemente não são explicitadas nos ENMs. Alguns autores afirmam que elas estão implícitas, uma vez que as distribuições atuais refletem interações tanto com outras espécies quanto com os fatores abióticos (e.g. Guisan et al., 2002; Kearney & Porter, 2004). Já outros autores afirmam, por exemplo, que não incluir as interações bióticas nos modelos poderia incorrer em previsões enganosas (e.g. Davis et al., 1998; Leathwick, 2002).

A distribuição de espécies que têm interações fortes e especializadas com uma determinada espécie foco é potencialmente uma variável preditora importante nos modelos de distribuição de espécies observados. Jaeschke et al., (2012) encontraram uma menor área de ocorrência sob um cenário de dispersão total, apenas incluindo as interações bióticas. Isso pode ser um indicativo de que modelos de distribuição de espécies realizados sem considerar as interações bióticas possivelmente superestimaram a abrangência das espécies e estão sendo otimistas ao avaliar as distribuições futuras das mesmas.

Interações interespecíficas mutualísticas desempenham um importante papel em todos os ecossistemas. Uma séria ameaça a persistência local de plantas é a interrupção de interações ecológicas, tanto mutualísticas quanto antagonísticas (Wright, 2003). No contexto de interações mutualísticas, a dispersão de sementes é particularmente importante, pois é um processo que une o ciclo reprodutivo de indivíduos de plantas adultas com o estabelecimento de plântulas e tem um grande efeito na estrutura da vegetação e na distribuição de espécies (Herrera et al., 1994; Wang & Smith, 2002). Assim, as estratégias de conservação deveriam considerar as interações interespecíficas das espécies, tanto as diretas quanto as indiretas.

No Pantanal, um sistema compreendendo um conjunto de interações interespecíficas foi descrito por Pizo et al., (2008). Nesse sistema, a arara azul (*Anodorhynchus hyacinthinus*, Latham, 1790) faz seu ninho quase que exclusivamente nos ocos naturalmente encontrados no manduví (*Sterculia apetala* (Jacq.) H.Karst.). Essa planta que serve de local de nidificação para a arara, tem o seu recrutamento altamente dependente do tucano toco (*Ramphastos toco*, Müller, 1776) que juntamente a outro membro da família Ramphastidae, o araçari (*Pteroglossus castanotis*, Linnaeus, 1758) são responsáveis por cerca de 99% das remoções das sementes desta planta. Juntos *R. toco* e *P. castanotis* são importantes dispersores do manduví uma vez que conseguem voar longas distâncias e efetivamente dispersar as sementes de *S. apetala*.

No estudo, foi também mostrado que o tucano toco atua como um importante predador dos ovos da arara, entretanto neste estudo focamos nas relações comensalistas e nas relações mutualistas, diretas e indiretas do sistema em questão. Assim, temos a espécie foco *Anodorhynchus hyacinthinus*, a relação de comensalismo (*A. hyacinthinus* e *S. apetala*), a relação de mutualismo entre (*S. apetala* e seus dispersores, *R. toco* e *P. castanotis*; Figura 01).

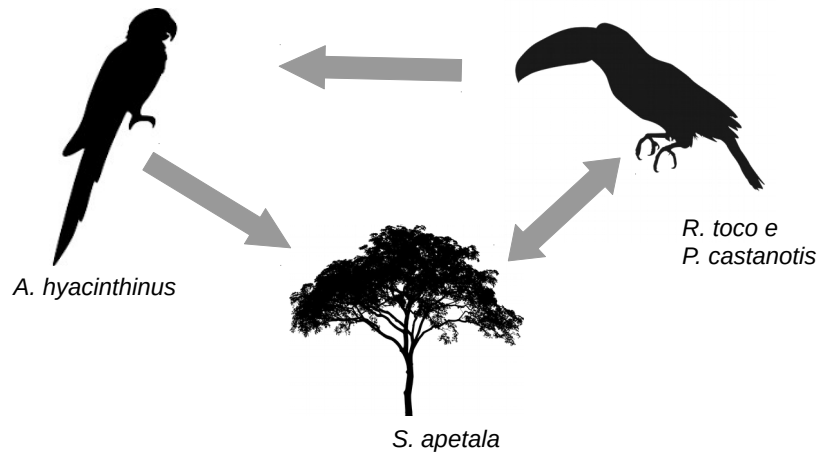


Figura 01. Entidades das relações bióticas representadas esquematicamente conforme relacionamentos abordados por Pizo et al., (2008). Evidenciando as relações diretas entre *A. hyacinthinus* e *S. apetala* (comensalismo), entre *S. apetala* e seus dispersores *R. toco* e *P. castanotis* (Mutualismo), e entre *A. hyacinthinus* e *R. toco* (Predação).

Neste artigo nós comparamos como a distribuição da espécie foco é afetada pela inserção de dois tipos de interações interespecíficas em diferentes escalas (continente Sul americano e bioma do Pantanal). A primeira limitação se refere à dependência da planta hospedeira, que fornece os ocos para a nidificação (organismo comensal). A segunda restrição diz respeito à dependência da planta hospedeira (manduví) dos dispersores de suas sementes, que afeta indiretamente a espécie alvo.

## Métodos

Um total de 18126 registros de ocorrências retiradas do banco de dados do Global Biodiversity Information Facility (<http://www.gbif.org/>) foram obtidos das quatro espécies envolvidas na relação citada por Pizo et al., (2008). Registros contendo erros de localização geográfica, e.g. localizados fora da área de estudo, foram removidos. Para a remoção usamos o

ArcGis 10.2.2 for Desktop (ESRI, 2014). A nomenclatura dos pássaros seguiu Brazilian Ornithological Records Committee (Piacentini et al., 2015). Para controlar a correlação espacial, a extensão SDMToolBox 2.1.0 (<http://sdmtoolbox.org/>) do ArcGis, foi usada para excluir registros dúbios e estabelecer uma distância mínima de 20km entre os registros de uma mesma espécie. Esse tratamento evitou que células contíguas fossem analisadas (cell size grid = 10km). Ao final, um total de 2035 pontos de ocorrência foram usados, destes 176 de *Sterculia apetala*, 970 de *Pteroglossus castanotis*, 773 de *Ramphastos toco* e 116 de *Anodohynchus hyacinthinus*.

Para o cenário climático do tempo presente, todas as 19 variáveis climáticas do WorldClim (Hijmans 2005) foram usadas para a obtenção dos componentes principais (Pcs) através da análise de componentes principais (PCA). Assim, a fim de diminuir a colinearidade entre as variáveis ambientais e evitar o superajuste de modelo, que pode resultar em áreas biologicamente não confiáveis (Jiménez-Valverde et al., 2011; Silva et al., 2014a), seis PCs foram selecionados como novas camadas ambientais durante os procedimentos de modelagem. (Silva et al., 2014a; Silva et al., 2014b; Silva et al., 2015), abrangendo cerca de 96% da variação do conjunto original. As mesmas 19 variáveis foram obtidas considerando os cenários de emissão de CO<sub>2</sub> otimista (RCP 26) e pessimista (RCP 85) para os anos 2050 e 2070 para três modelos climáticos globais (GCMs): CCSM4, MRI-CGCM3 e GISS-E2- R. Esses GCMs também foram obtidos do banco de dados WorldClim e escolhidos porque pertencem a grupos de modelos com diferentes previsões e cobrem a mais ampla gama de previsões climáticas (Varela et al., 2015). Projetamos as combinações lineares de todos os 19 PCs obtidos no cenário atual em cada cenário futuro de GCMs e usamos os primeiros seis PCs dos 19 resultantes, para cada GCM, de cada cenário de emissão, para prever a futura distribuição dos cenários avaliados. Assim, quatro cenários diferentes foram obtidos: a) 2050 com cenário otimista; b) 2050 com cenário pessimista; 2070 com cenário otimista; e, d) 2070 com cenário pessimista.

## **Modelo Ecológico de Nicho (ENM)**

A modelagem de nicho ecológico (ENM) é amplamente usada para estimar os requisitos ambientais de espécies, que podem ser projetadas em paisagens do mundo real para identificar regiões nas quais esses requisitos se manifestam (Barve et al., 2011). De fato, este método é atualmente a forma mais efetiva de avaliar a distribuição geográfica potencial de espécies e prever a distribuição sob diferentes condições ambientais (isto é, cenários futuros ou passados) (Chauvenet et al., 2013; Vaz et al., 2015), re-priorizando áreas para conservação (Blair et al., 2012). Assim, com base nas ocorrências observadas das espécies foco e nas variáveis ambientais correlacionadas com esses registros, os algoritmos computacionais criam um espaço ambiental multidimensional que infere parâmetros de nicho e predizem a distribuição de espécies (e.g. Elith & Leathwick, 2009; Araújo & Guisan, 2006; Soberón & Peterson, 2005). Nele, o nicho ecológico das quatro espécies que se inter-relacionam foi avaliado inicialmente considerando oito diferentes algoritmos de modelagem: i) Método do Envelope Bioclimático - BioClim (Beaumont et al., 2005); ii) Modelo Aditivo Generalizado - GAM (Hastie & Tibshirani, 1986); iii) Modelo Gaussiano (Golding & Purse, 2016); iv) Modelo Linear Generalizado - GLM (Guisan et al., 2002); v) Maxent, com recursos padrão - MaxNet (Phillips et al., 2006; Philips et al., 2017); vi) Modelo Maxent Simples (Williams, 2010); vii) Floresta Aleatória - RDF (Breiman, 2001); e, viii) Máquina de Vetores de Suporte - SVM (Tax & Duin, 2004). Os modelos atuais de clima e cenários futuros foram realizados no roteiro “ENM\_TheMetaLand” ([https://github.com/andrefaa/ENM\\_TheMetaLand](https://github.com/andrefaa/ENM_TheMetaLand)), desenvolvido pelo “Laboratório de Metacomunidades e Ecologia de Paisagens” da Universidade Federal de Goiás - Brasil, e implementado no software “R” (R Core Team, 2017). No total, 14 simulações foram realizadas para cada espécie através das combinações de diferentes parâmetros: i) método de seleção de pseudo-ausência; ii) Método de particionamento de dados; iii) limiar; e iv) Ensemble, com a seleção daqueles que apresentaram melhores soluções de acordo com as espécies avaliadas

(Material Suplementar S1). Todos os procedimentos de modelagem foram realizados considerando toda a região Neotropical, visando cobrir a faixa máxima das espécies avaliadas. A grade de todas as variáveis foi definida em uma resolução de 5 arc-min ( $0,083 \pm 10$  km).

A partição geográfica estruturada como um tabuleiro de xadrez foi usada como método de partição de dados e, seguindo Liu et al., (2011), a Área Sob a Curva do Operador-Receptor (AUC) e as Estatísticas True Skilled (TSS; Allouche et al., 2006) foram usadas para avaliar o desempenho do modelo. AUC e TSS são responsáveis pela sensibilidade (quantificação de erros de omissão) e especificidade (quantificação de erros de comissão) dos modelos (Allouche et al., 2006). A AUC é uma análise estatística independente do limiar que varia de 0 a 1, onde valores em torno de 0,5 representam modelos de distribuição não melhores do que aleatórios e valores em torno de 1 representam um encaixe perfeito entre a distribuição de espécies observada e a prevista. Modelos de distribuição aceitáveis exibem valores superiores a 0,7. Por outro lado, o TSS é uma análise estatística dependente do limiar que varia de -1 a +1 (Allouche et al., 2006). Os valores de TSS próximos de 0 ou negativos representam distribuições não melhores do que aleatórias, enquanto valores iguais a +1 representam uma concordância perfeita entre a distribuição observada e a prevista. Modelos aceitáveis considerando estas estatísticas alcançam pelo menos 0,5, e modelos excelentes alcançam um mínimo de 0,7, similar ao que é empregado nas estatísticas da AUC (Fielding & Bell, 1997). Apenas dados de presença foram utilizados para elaborar os modelos. As matrizes de adequação modeladas foram cortadas usando o limiar no qual a soma da sensibilidade e especificidade foi maior (Vale et al., 2014; Ferraz et al., 2012). Esta estratégia foi adotada porque as espécies aqui investigadas são bem amostradas e abundantes em toda a área de estudo (Sick, 1997). Finalmente, dados os vieses globais e a natureza incerta dos modelos de distribuição de espécies (Zhu & Peterson 2017; Diniz-Filho et al., 2009), o consenso médio dos modelos com TSS acima da média foi usado para elaborar os mapas finais. De fato, embora os modelos de consenso não superem os modelos individuais, eles podem refletir a tendência central dos modelos individuais,

reduzindo as incertezas pela consolidação da consistência entre modelos individuais (Zhu & Peterson, 2017; Araújo & New, 2007).

Assim, obtivemos as matrizes de presença e ausência (binária) das 4 espécies, *A. hyacinthinus* (espécie foco), *S. apetala* (comensalismo), *R. toco* e *P. castanotis* (mutualismo). Como a matriz de mutualistas é formada por 2 espécies, os valores de cada célula poderiam ser 0, caso nenhuma das duas espécies estivesse presente, 1 se pelo menos uma espécie estivesse presente e 2 se as duas espécies estivessem presentes. Para caracterizar a presença e ausência de mutualistas, caso a célula da matriz fosse 0, era considerada ausência (0), caso fosse 1 ou 2 era considerado presença e a célula assumia o valor 1.

### **Análise de Mudança Climática**

Para avaliar as mudanças nas áreas de distribuição previstas, os quatro cenários futuros (2050-otimista, 2050-pessimista, 2070-otimista e 2070-pessimista) foram comparados com os atuais mapas de nicho climático.

Para tanto, foi calculada a área para cada AOGCM (CCSM4, MRI-CGCM3 e GISS-E2-R) e, pela média, a área final foi obtida para cada cenário e espécie futuros. Os cenários futuros também foram comparados com o clima atual para avaliar a mudança de adequação nas áreas de origem. Assim, para cada espécie, quatro mapas de cenários futuros foram elaborados através da média dos três mapas AOGCMs. Para avaliar a significância da diferença entre as distribuições com restrição por interação e as distribuições sem restrição por interação entre os diferentes limites (Pantal e América do Sul), e entre os cenários climáticos atuais e futuros fizemos uma Análise de variância de dois fatores sem replicação. O teste estatístico foi realizado no software “R” (R Core Team, 2017) e todas as análises espaciais foram realizadas no ArcGis 10.2.2 for Desktop, considerando a América do Sul como limite espacial da análise.

## Resultados

Os valores de TSS obtidos ao final do processo de modelagem variaram de (0,9365) a (0,9659), enquanto os valores de AUC variaram entre (0,994) e (0,997) (Material Suplementar S2), demonstrando a boa capacidade preditiva dos ENMs (Fielding & Bell 1997; Metz 1986).

No cenário atual e nos cenários otimistas em relação a área do Pantanal, todas as espécies preencheram o limite do bioma em sua totalidade (150985,42 km<sup>2</sup>; Figura 02). Não houve mudança na distribuição de *A. hyacinthinus* com a inserção da distribuição tanto do comensal quanto do dispersor uma vez que ambos estavam distribuídos em todo o bioma. Entretanto, a área variou nos cenários pessimistas de 2050 e 2070 ( $\chi^2 = 2564,1$ ;  $df = 8$ ;  $P < 0,05$ ; Figura 02).

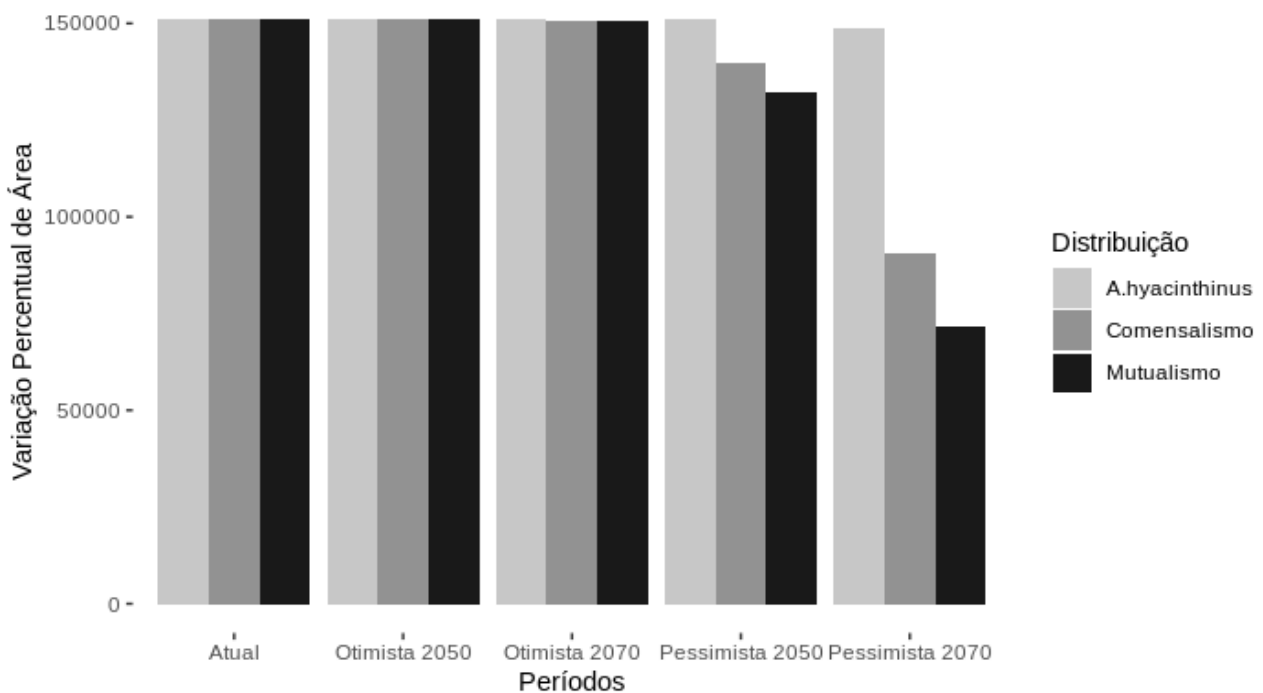


Figura 02. Quantidade de área em km<sup>2</sup> para cada uma das distribuições estudadas no Pantanal: Distribuição sem restrições de *A. hyacinthinus*; Distribuição de *A. hyacinthinus* restringida pelo comensalismo, Distribuição de *A. hyacinthinus* restringida pelo mutualismo que é a área referente à relação de comensalismo limitada pela presença dos dispersores (*R. toco* ou *P. castanotis*).

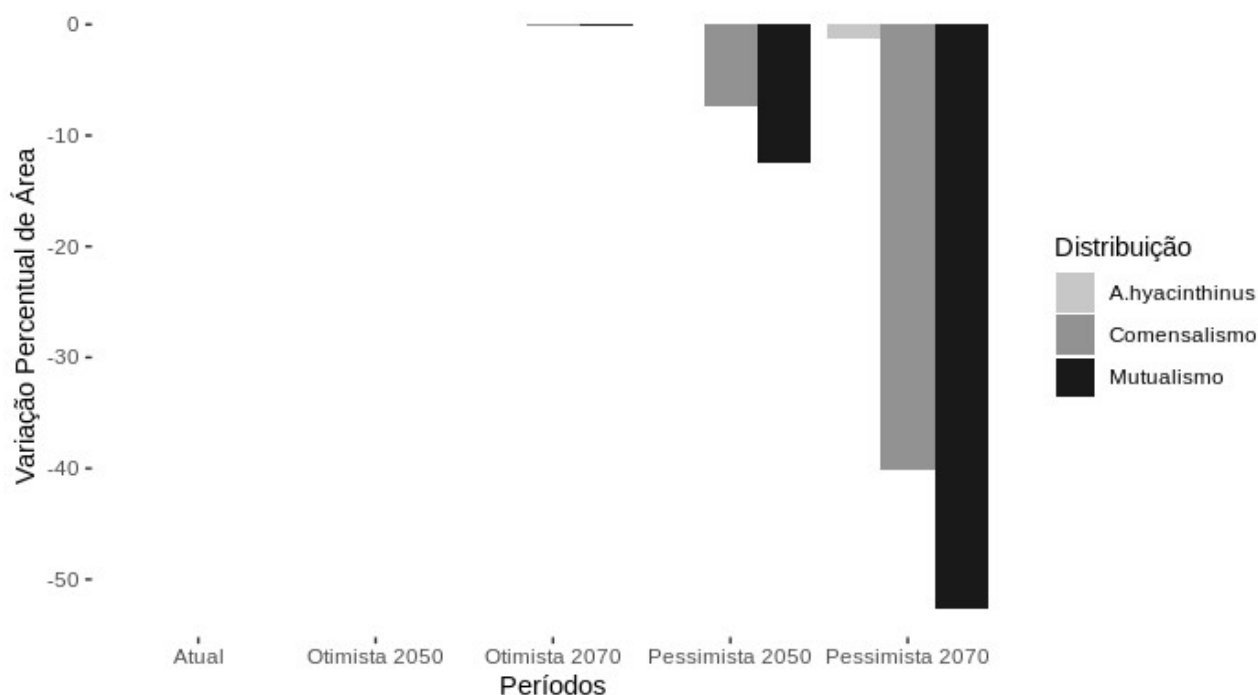


Figura 3. Porcentagem de área perdida no bioma Pantanal em cada um dos cenários: Distribuição sem restrições de *A. hyacinthinus*; Distribuição de *A. hyacinthinus* restringida pelo comensalismo, Distribuição de *A. hyacinthinus* restringida pelo mutualismo que é a área referente à relação de comensalismo limitada pela presença dos dispersores (*R. toco* ou *P. castanotis*).

No cenário atual e nos cenários otimistas em relação a área da América do Sul, apesar de a espécie tender a crescer conforme o cenário futuro piora, a distribuição final foi restringida ao incorporar as interações (Figura 2). Assim, mesmo que a área final da espécie seja maior no futuro, ela não é tão grande quanto o previsto pela modelagem do nicho predita sem incorporar as interações ( $\chi^2 = 366800000$ ;  $df = 8$ ;  $P < 0,05$ ).

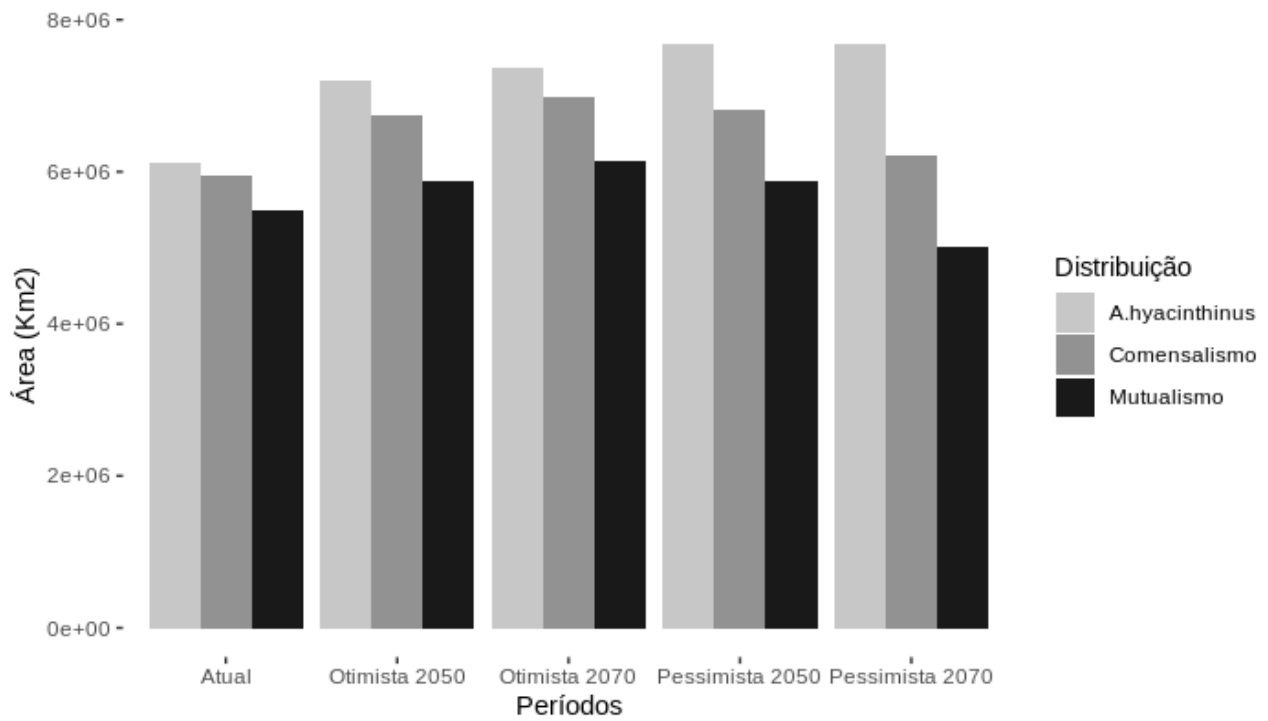


Figura 04. Quantidade de área em km<sup>2</sup> para cada uma das distribuições estudadas na América do Sul: Distribuição sem restrições de *A. hyacinthinus*; Distribuição de *A. hyacinthinus* restringida pelo comensalismo, Distribuição de *A. hyacinthinus* restringida pelo mutualismo que é a área referente à relação de comensalismo limitada pela presença dos dispersores (*R. toco* ou *P. castanotis*).

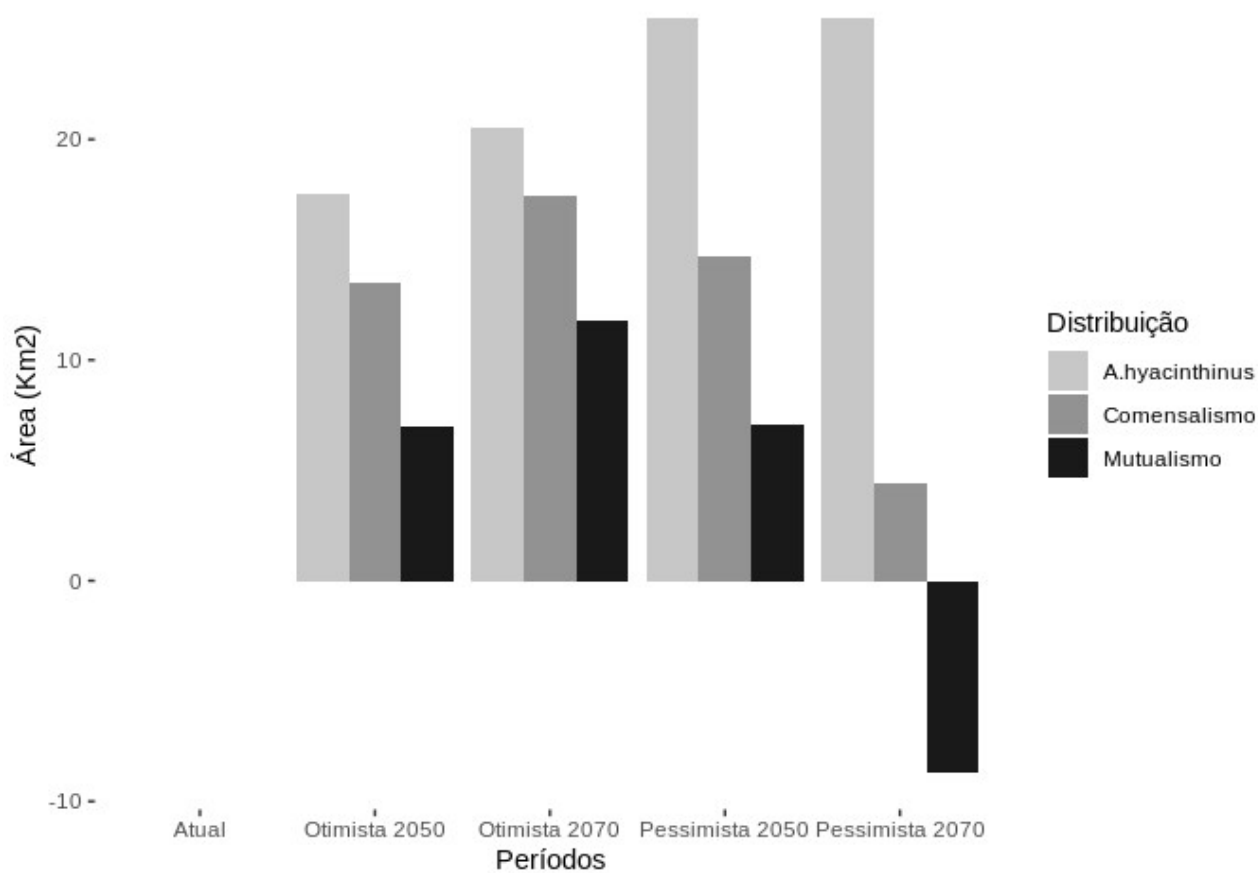


Figura 5. Porcentagem de área ganha ou perdida no Continente Sul Americano em relação ao presente: Distribuição sem restrições de *A. hyacinthinus*; Distribuição de *A. hyacinthinus* restringida pelo comensalismo, Distribuição de *A. hyacinthinus* restringida pelo mutualismo que é a área referente à relação de comensalismo limitada pela presença dos dispersores (*R. toco* ou *P. castanotis*).

As diferenças entre as áreas previstas para os cenários otimistas em 2050 e 2070 não foram relevantes nas comparações executadas, mas houve sim diferença entre os níveis de dependência estudados, assim como houve interações significativas entre nível e local e entre período e local (Tabela 1, Figura 6). Quando comparamos a média das distribuições entre os períodos de tempo analisados, não encontramos diferença, entretanto foi evidenciada uma discrepância entre as distribuições o que significa que a inserção das interações afetou a distribuição final do organismo (Tabela 1).

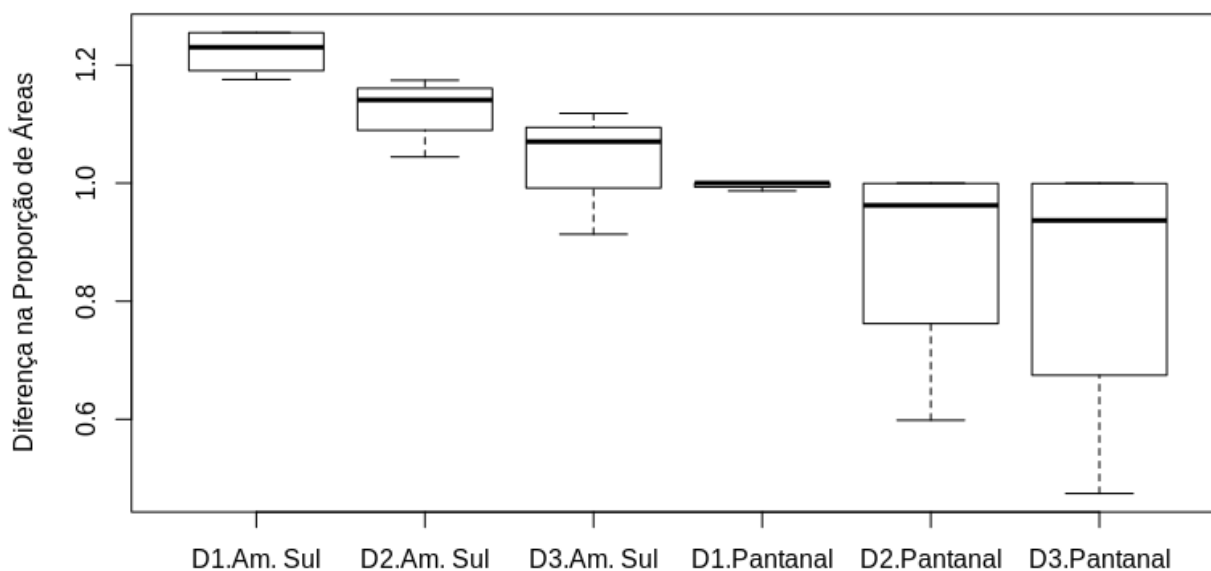


Figura 6. Boxplot da porcentagem de área ganha ou perdida para os quatro cenários futuros estudados em relação a arara e cada uma de suas interações no continente Sul Americano e no Pantanal (SA= América do Sul), D1 = Distribuição sem restrições de *A. hyacinthinus*, D2 = Distribuição de *A. hyacinthinus* restringida pelo comensalismo, D3= Distribuição de *A. hyacinthinus* restringida pelo mutualismo que é a área referente à relação de comensalismo limitada pela presença dos dispersores (*R. toco* ou *P. castanotis*).

Tabela 01. Resultado da Análise de Variância sem replicação de dois fatores comparando as áreas de distribuição de *Anodorhynchus hyacinthinus*, incorporando os diferentes níveis de dependência.

	F	df	P
Distribuição	26,9850	2	<0,05
Período	1,7568	3	0,21
Período:Local	1081,4813	4	<0,05
Local:Distribuição	25,5673	2	<0,05

## Discussão

Há mais de 40 anos Janzen (1974) levantou o fantasma do mais insidioso tipo de extinção, a extinção das interações ecológicas. Nossa abordagem sugere que as mudanças climáticas, a depender do cenário climático utilizado na elaboração do modelo, podem levar à extinção de interações em todo um bioma. Vários modelos de respostas biológicas às mudanças climáticas predizem as redistribuições e possíveis extinções das espécies. Essas predições geralmente ignoram as interações interespecíficas, embora elas sejam muitas das vezes as responsáveis na determinação da distribuição da espécie (Davis et al., 1998). Nossos resultados proveem suporte para o argumento de que a integração das interações bióticas no modelo de distribuição de espécies gera mudanças na distribuição final da espécie alvo.

Embora a depender da escala geográfica utilizada a distribuição final da espécie tenha diminuído (Pantanal) ou aumentado (América do Sul) em relação ao presente, nós sugerimos que as interações bióticas possam ter influência na distribuição das espécies em escala biogeográfica (macroecológica). Em escala continental, o clima, fortemente, determina onde e quais espécies ocorrem (Field et al., 2009). Em escalas espaciais menores, no entanto, a variação climática não explica mais a riqueza de espécies. E uma das explicações é que em escalas espaciais relativamente pequenas, outros fatores explicam a riqueza de espécies (Field et al., 2009). Esses outros fatores podem incluir interações bióticas entre plantas e seus herbívoros, patógenos, mutualistas simbióticos e organismos decompositores, embora existam visões contrastantes sobre suas contribuições em relação umas às outras e fatores abióticos, por exemplo a disponibilidade de nutrientes, e a umidade (Putten et al., 2010). Essas interações podem preocupar principalmente no que compete à presença de cavidades para a nidificação. Para aves, as interações bióticas têm sido observadas afetando a seleção dos locais de nidificação e sucesso reprodutivo, com base em dados de territórios de nidificação (Steenhof et al., 1997; Martin, 2001; Krüger, 2002). Nossos resultados sugerem que as interações afetam a distribuição da *Anodorhynchus hyacinthinus*

O aquecimento global recente é conhecido por ter alterado interações interespecíficas seja pela adição ou perda de espécies de assembleias locais vegetais e animais (Parmesan, 2006; Hegland et al., 2009). As consequências para mutualismos são complexas, por exemplo alterações espaciais e de sincronias temporais de ocorrência (Parmesan, 2006; Memmott et al., 2007; Hegland et al., 2009), ou morfológicas e interdependências fisiológicas (Bond, 1994; Corbet, 2000). É razoável pensar que animais, pelo menos os vertebrados, uma vez que são mais móveis que as plantas, podem mudar em resposta direta ao clima e independente de mudanças na vegetação (Martin, 2001). Os resultados aqui apresentados demonstram que as aves mudarão independente das plantas e em resposta direta às mudanças climáticas. Essas mudanças podem impactar interações mutualistas negativamente seja alterando ou provocando a disrupção temporal, ou espacial das espécies envolvidas.

Nossos resultados mostram que o impacto da inserção das interações bióticas dependem fortemente da escala espacial utilizada. Além disso, há importantes implicações para o plano de conservação das araraúnas. As mudanças climáticas induzidas pelo homem, juntamente com a perda de hábitat, podem provocar a ameaça à sobrevivência de espécies (Opdam & Wascher, 2004). Entretanto, a potência desse efeito pode variar ao se combinar a interações bióticas. De uma perspectiva aplicada, nossos resultados também estimulam questões sobre a aplicabilidade de se fazer previsões sobre a distribuição de espécies sem levar em consideração as suas interações. Uma espécie não é uma ilha, ela se interconecta com várias outras e assim por diante portanto, devemos considerar a possibilidade de levarmos em conta ao menos as interações mais fortes

A importância das interações bióticas para distribuições de espécies pode variar entre espécies, dentro e entre diferentes grupos de espécies. Isso pode representar um grande desafio para estudos de modelagem de impacto de espécies-clima usando várias centenas ou milhares de espécies. Mudanças climáticas globais são amplamente previstas como causa de mudanças nas distribuição de espécies ao longo de gradientes latitudinais ou outro gradiente climático uma vez

que espera-se que as espécies acompanhem essas mudanças climáticas em função das suas tolerâncias fisiológicas (Webb 1987, Pastor & Post 1988, Graham & Grimm 1990, Hart & Shaw 1995, Root & Schneider 1995). Se nós quisermos desenvolver modelos de distribuição de espécies úteis, precisamos dar mais atenção ao potencial valor de incorporar as interações bióticas ao modelo. Enquanto fatores abióticos claramente influenciam o uso de hábitat e a distribuição, fatores bióticos também desempenham um papel, possivelmente ainda maior para algumas espécies que outras.

## Referências Bibliográficas

- Allouche, O., Tsoar, A. and 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.
- Araújo, M. B. and Guisan, A. (2006). Five (or so) challenges for species distribution modelling. *Journal of Biogeography* **33**,1677-1688.
- Araújo, M. B.; Thuiller, W. and Pearson, R. G. (2006). Climate warming and the decline of amphibians and reptiles in Europe. *Journal of Biogeography* **33**,1712-1728.
- Araújo, M. B. and New, M. (2007). Ensemble forecasting of species' distributions. *Trends in Ecology & Evolution* **22**, 42-47.
- Barve, N., Barve, V., Jiménez-Valverde, A., Lira-Noriega, A., Maher, S. P., Peterson, A.T., et al. (2011) The crucial role of the accessible area in ecological niche modeling and species distribution modeling. *Ecological Modelling* **222**,1810-1819.
- Bascompte, J. (2009). Mutualistic networks. *Frontiers in Ecology and Environment*. **7**, 429-436.
- Beaumont, L. J., Hughes, L., and Poulsen, M. (2005). Predicting species distributions: use of climatic parameters in BIOCLIM and its impact on predictions of species' current and future distributions. *Ecological Modelling* **186**,250-269.
- Blair, M. E., Rose, R. A., Ersts, P. J., Sanderson, E. W., Redford, K. H., Didier, K., et al. (2012). Incorporating climate change into conservation planning: identifying priority areas across a species' range. *Frontiers of Biogeography* **4**, 157–167.

Brambilla, M., Casale F., Bergero, V., Crovetto, G.M., Falco, R., Negri, I., et al. (2009). GIS-models work well, but are not enough: Habitat preferences of *Lanius collurio* at multiple levels and conservation implications. *Biological Conservation* **142**, 2033–2042.

Breiman, L. (2001). Random Forest. *Machine Learning* **45**, 5-32.

Bond, W. J. (1994). Do mutualisms matter-assessing the impact of pollinator and disperser disruption on plant extinction. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences* **344**, 83-90.

Chauvenet, A. L. M., Ewen, J. G., Armstrong, D. and Pettorelli, N. (2013). Saving the hihi under climate change: a case for assisted colonization. *Journal of Applied Ecology* **50**, 1330-1340.

Chen, I. C., Hill, J. K., Ohlemüller, R., Roy, D. B. and Thomas, C. D. (2011). Rapid range shifts of species associated with high levels of climate warming. *Science* **333**(6045), 1024-1026.

Corbet, S. A. (2000). Conserving compartments in pollination webs. *Conservation Biology* **14**, 1229-1231.

Davis, A. J., Jenkinson, L. S., Lawton, J. H., Shorrocks, B. and Wood, S. (1998). Making mistakes when predicting shifts in species range in response to global warming. *Nature* **391**, 783 –786.

Diniz-Filho, J. A. F., Bini, L. M., Rangel, T. F., Loyola, R. D., Hof, C., Nogués-Bravo, D. and Araújo, M. B. (2009). Partitioning and mapping uncertainties in ensembles of forecasts of species turnover under climate change. *Ecography* **32**:897-906.

Elith, J. and Leathwick, J. R. (2009). Species distribution models: ecological explanation and prediction across space and time. *Annual Review of Ecology and Systematics* **40**, 677-697.

ESRI (2014) Environmental Systems Research Institute: ArcGIS Desktop: Release 10.2.2.

Environmental Systems Research Institute, Redlands, CA, USA.

Ferraz, K. M. P. M. B., Siqueira, M. F., Alexandrino, E. R., Luz, D. T. A. and 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**,316-324.

Field, R., Hawkins, B. A., Cornell, H. V., Currie, D. J., Diniz-Filho, J. A. F., Guégan, J. F., et al. (2009). Spatial species-richness gradients across scales: a meta-analysis. *Journal of Biogeography* **36**, 132 -147.

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

Golding, N. and Purse, B. V. (2016). Fast and flexible Bayesian species distribution modelling using Gaussian processes. *Methods in Ecology and Evolution* **7**, 598-608.

Graham, R. W., and Grimm., E. C. (1990) Effects of global climate change on the patterns of terrestrial biological communities. *Trends in Ecology & Evolution* **5**, 289-292.

Guisan, A., Edwards Jr, T. C. and Hastie, T. (2002). Generalized linear and generalized additive models in studies of species distributions: setting the scene. *Ecological Modelling* **157**,89-100.

Hart, J. and Shaw, R. (1995). Shifting dominance within a montane vegetation community: results of a climate-warming experiment. *Science* **267**, 876-880.

Hastie, T. and Tibshirani, R. (1986) Generalized Additive Models. *Statistical Science* **1**, 297-310.

- Hegland, S. J., Nielsen, A., Lázaro, A., Bjercknes, A. L. and Totland, O. (2009). How does climate warming affect plant-pollinator interactions? *Ecology Letters* **12**, 184-195.
- Herrera, C. M., Jordano, P., López-Soria, L. and Amat, J.A. (1994). Recruitment of a mast-fruiting, bird-dispersed tree: bridging frugivore activity and seedling establishment. *Ecological Monographs* **64**, 315-344.
- Hijmans, R. J., Cameron, S. E., Parra, J. L., Jones P. G. and Jarvis, A. (2005). Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* **25**, 1965-1978.
- Hughes, L. (2000). Biological consequences of global warming: is the signal already apparent?. *Trends in Ecology & Evolution* **15** (2), 56-61.
- IUCN (2001) IUCN Red List Categories and Criteria – Version 3.1, IUCN-SSC ([http://www.redlist.org/info/categories\\_criteria2001.html](http://www.redlist.org/info/categories_criteria2001.html))
- Jaeschke, A., Bittner, T., Jentsch, A., Reineking, B., Schlumprecht, H. and Beierkuhnlein, C. (2012). Biotic interactions in the face of climate change: a comparison of three modelling approaches. *PloS one* **7**(12), e51472.
- Janzen, D. H. (1974). The deflowering of Central America. *Natural History* **83**, 48-53.
- Jiménez-Valverde, A., Peterson, A. T., Soberón, J., Overton, J. M., Aragon, P. and Lobo, J. M. (2011). Use of niche models in invasive species risk assessments. *Biological Invasions* **13**, 2785-2797.
- Kearney, M. and Porter, W. P. (2004). Mapping the fundamental niche: physiology, climate, and the distribution of a nocturnal lizard. *Ecology* **85**, 3119-3131.

- Krüger, O. (2002). Interactions between common buzzard *Buteo buteo* and goshawk *Accipiter gentilis*: trade-offs revealed by a field experiment. *Oikos* **96**: 441- 452.
- Leathwick, J. R. (2002) Intra-generic competition among *Nothofagus* in New Zealand's primary indigenous forests. *Biodiversity & Conservation* **11**, 2177–218.
- Liu, C., White, M., and Newell, G. (2011). Measuring and comparing the accuracy of species distribution models with presence absence data. *Ecography* **34**, 232-243.
- Martin, T. E. (2001). Abiotic vs. biotic influences on habitat selection of coexisting species: climate change impacts? *Ecology* **82**(1), 175-188.
- Memmott, J., Craze, P. G., Waser, N. M. and Price, M. V. (2007). Global warming and the disruption of plant-pollinator interactions. *Ecology Letters* **10**, 710-717.
- Metz, C. E. (1986). ROC methodology in radiologic imaging. *Investigative Radiology* **21**, 720-733.
- Opdam, P. and Wascher, D. (2004). Climate change meets habitat fragmentation: linking landscape and biogeographical scale levels in research and conservation. *Biological Conservation* **117**, 285-297.
- Parmesan, C. (2006). Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics* **37**, 637-669.
- Parmesan, C. and Yohe, G. (2003). A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature* **421**, 37-42.
- Pastor, J. and Post, W. M. (1988). Response of northern forests to CO<sub>2</sub> -induced climatic change: dependence on soil water and nitrogen availabilities. *Nature* **334**, 55-58.

Peterson, A. T., Ortega-Huerta, M. A., Bartley, J., Sanchez-Cordero, V., Soberon, J., Buddemeier, R. H. and Stockwell, D. R. B. (2002) Future projections for Mexican faunas under global climate change scenarios. *Nature* **416**, 626-629.

Phillips, S. J., Anderson, R. P., Dudík, M., Schapire, R. E. and Blair, M. E. (2017). Opening the black box: an open-source release of Maxent. *Ecography* **40**, 887-893.

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

Piacentini, V. Q., Aleixo, A., Agne, C. A., Maurício, G. N., Pacheco, J. F., Bravo, G. A., et al. (2015). Annotated checklist of the birds of Brazil by the Brazilian Ornithological Records Committee. *Revista Brasileira de Ornitologia* **23**, 91-298.

Pizo, M. A., Donatti, C. I., Guedes, N. M. R., and Galetti, M. (2008). Conservation puzzle: Endangered hyacinth macaw depends on its nest predator for reproduction. *Biological Conservation* **141**(3), 792-796.

Poloczanska, E. S., Brown, C. J., Sydeman, W. J., Kiessling, W., Schoeman, D. S., Moore, P. J., et al. (2013). Global imprint of climate change on marine life. *Nature Climate Change* **3**(10), 919-925.

Root, T. L., and Schneider, S. H. (1995). Ecology and climate: research strategies and implications. *Science* **269**, 334-341.

Sala, O. E., Chapin, F. S., Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., et al. (2000). Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* **287** (5459), 1770- 1774.

Schwartz, M. W. 2012. Using niche models with climate projections to inform conservation management decisions. *Biological Conservation* **155**, 149-156.

- Sick, H. (1997). *Ornitologia brasileira*. Editora Nova Fronteira, Rio de Janeiro, Brazil. 912 p.
- Silva, D. P., Gonzalez, V. H., Melo, G. A. R., Lucia, M., Alvarez, L. J. and De Marco Jr, P. (2014a). Seeking the flowers for the bees: integrating biotic interactions into niche models to assess the distribution of the exotic bee species *Lithurgus huberi* in South America. *Ecological Modelling* **273**, 200-209.
- Silva, D. P., Vilela, B., De Marco Jr, P. and Nemésio, A. (2014b). Using ecological niche models and niche analyses to understand speciation patterns: the case of sister neotropical orchid bees. *PLoS ONE* **9**, 1-17.
- Silva, E. M., and Bernard, E. (2015). Inefficiency in the fight against wildlife crime in Brazil. *Oryx* **50**, 468-473.
- Soberón, J. M. and Peterson, A. T. (2005). Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. *Biodiversity informatics* **2**, 1-10.
- Steenhof, K., Kochert, M. N. and McDonald, T. L. (1997). Interactive effects of prey and weather on golden eagle reproduction. *Journal of Animal Ecology* **66**, 350-362.
- Tax, D. M. J. and Duin, R. P. W. (2004). Support vector data description. *Machine Learning* **54**, 45-66.
- Thuiller, W., Lavorel, S., Araujo, M. B., Sykes, M. T. and Prentice, I. C. (2005) Climate change threats plant diversity in Europe. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **102**, 8245-8250.
- Tylianakis, J. M., Didham, R. K., Bascompte, J. and Wardle, D. A. (2008). Global change and species interactions in terrestrial ecosystems. *Ecology Letters* **11**(12), 1351-1363.

Vale, C. G., Tarroso, P. and Brito, J. C. (2014). Predicting species distribution at range margins: testing the effects of study area extent and resolution, and threshold selection in the Sahara-Sahel transition zone. *Diversity and Distributions* **20**, 20–33.

Van Dam, N. M. (2009). How plants cope with biotic interactions. *Plant Biology* **11**(1), 1-5.

Van der Putten, W. H., Macel, M. and Visser, M. E. (2010). Predicting species distribution and abundance responses to climate change: why it is essential to include biotic interactions across trophic levels. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences* **365**(1549), 2025-2034.

Varela, S., Lima-Ribeiro, M. S. and Terribile, L. C. (2015). A short guide to the climatic variables of the last glacial maximum for biogeographers. *PloS ONE* **10**, 1-15.

Vaz, U. L., Cunha, H. F. and Nabout, J. C. (2015). Trends and biases in global scientific literature about ecological niche models. *Brazilian Journal of Biology* **75**, 17-24.

Wang, B. C. and Smith, T. B. (2002). Closing the seed dispersal loop. *Trends in Ecology & Evolution* **17**, 379-385.

Webb, D. R. (1987). Thermal tolerance of avian embryos: a review. *Condor* **89**, 874-898.

Williams, R. J. and Martinez, N. D. (2008). Success and its limits among structural models of complex food webs. *Journal of Animal Ecology* **77**, 512–519.

Williams, R. J. (2010). Simple MaxEnt models explain food web degree distributions. *Theoretical Ecology* **3**, 45-52.

Wright, S. J. (2003). The myriad consequences of hunting for vertebrates and plants in tropical forests. *Perspectives in Plant Ecology Evolution and Systematics* **6**, 73-86.

Zhu, G. P. and Peterson, A. T. (2017). Do consensus models outperform individual models? Transferability evaluations of diverse modeling approaches for an invasive moth. *Biological Invasions* **19**, 2519-2532.

## Material Suplementar 1

### Parâmetros escolhidos para elaboração do mapa final de adequabilidade ambiental

Parâmetro	Método Avaliado	Referências
Método de seleção de Pseudo-ausência	Limitado pelo modelo Bioclim	Wisn MS, Guisan A (2009) Do pseudo-absence selection strategies influence species distribution models and their predictions? An information theoretic approach based on simulated data. <i>BMC Ecol</i> 9: 1-13.
Método de Particionamento de dados	de Particionamento geográfico estruturado como tabuleiro de xadrez	Muscarella R, Galante PJ, Soley-Guardoa M, Boria RA, Kass JM, Uriarte M, Anderson RP (2014) ENMeval: An R package for conducting optimal model complexity for MAXENT ecological niche models. <i>Methods Ecol Evol</i> 5:1198-1205.
Limiar	Limiar no qual a soma da sensibilidade e especificidade é maior	Manel S, Williams HC, Ormerod SJ (2001) Evaluating presence-absence models in ecology: the need to account for prevalence. <i>J Appl Ecol</i> 38: 921-931.  Liu C, Berry PM, Dawson TP, Pearson RG (2005) Selecting thresholds of occurrence in the prediction of species distributions. <i>Ecography</i> 28: 385-393.
Consenso	Consenso médio dos modelos com TSS acima da média	Marmion M, Parviainen M, Luoto M, Heikkinen RK, Thuiller W (2009) Evaluation of consensus methods in predictive species distribution modelling. <i>Divers Distrib</i> 15: 59-69.

## Material Suplementar 2

### Valores de TSS e AUC

Espécies	Algoritmo	AUC	TSS
<i>Anodohynchus hyacinthinus</i>	Bioclimatic Envelope Method - BioClim	0,8007	0,6013
	Generalized Additive Model – GAM	0,9839	0,879
	Gaussian Model	0,9894	0,9112
	Generalized Linear Model – GLM	0,8512	0,6537
	Maxent with default features – MaxNet	0,901	0,6877
	Simple Maxent Model	0,9109	0,6921
	Random Forest – RDF	0,9923	0,9301
	Support Vector Machine – SVM	0,9933	0,9434
	<b>Final Model</b>	<b>0,997</b>	<b>0,9489</b>
<i>Sterculia apetala</i>	Bioclimatic Envelope Method - BioClim	0,9426	0,8853
	Generalized Additive Model – GAM	0,9836	0,9262
	Gaussian Model	0,9932	0,9659
	Generalized Linear Model – GLM	0,9889	0,9548
	Maxent with default features – MaxNet	0,824	0,4963
	Simple Maxent Model	0,7853	0,4235
	Random Forest – RDF	0,9878	0,9603
	Support Vector Machine – SVM	0,9912	0,9545
	<b>Final Model</b>	<b>0,9945</b>	<b>0,9659</b>
<i>Ramphastos toco</i>	Bioclimatic Envelope Method - BioClim	0,9163	0,9742
	Generalized Additive Model – GAM	0,9432	0,9774
	Gaussian Model	0,9506	0,9863
	Generalized Linear Model – GLM	0,8627	0,8941
	Maxent with default features – MaxNet	0,8708	0,8875
	Simple Maxent Model	0,8516	0,8596
	Random Forest – RDF	0,9495	0,9902
	Support Vector Machine – SVM	0,9623	0,9915
	<b>Final Model</b>	<b>0,9725</b>	<b>0,9965</b>
<i>Pteroglossus castanotis</i>	Bioclimatic Envelope Method - BioClim	0,9815	0,9328
	Generalized Additive Model – GAM	0,9704	0,9093
	Gaussian Model	0,9849	0,9345
	Generalized Linear Model – GLM	0,9403	0,803
	Maxent with default features – MaxNet	0,8588	0,5757
	Simple Maxent Model	0,8097	0,4822

---

Random Forest – RDF	0,995	0,9448
Support Vector Machine – SVM	0,9926	0,9406
<b>Final Model</b>	<b>0,994</b>	<b>0,9479</b>

---

# **CAPÍTULO III: Efeito do Tempo e Mudanças Climáticas no Grau de Ameaça de Ramphastidae**

**Virgínia de Fernandes Souza e Daniel Brito**

## Resumo

Apesar de vistosos e muito reconhecíveis, pouco se sabe sobre a família Ramphastidae e, no atual contexto de pressão antrópica, dada a sua funcionalidade ecossistêmica, torna-se necessário um maior entendimento sobre a distribuição dessas espécies. Espécies possuem diferentes capacidades de adaptação às mudanças climáticas, diferentes restrições de dispersão e as tolerâncias ambientais das mesmas também variam. Um fator que pode contribuir para uma melhor adaptação de espécies e comunidades sob as novas condições climáticas são as áreas protegidas (PAs- *Protected Areas*). Nessas áreas, a diversidade local é maior, a taxa de conversão da paisagem é menor e populações de animais selvagens tendem a ser estáveis ou mesmo aumentar. Isso permite inferir que quanto mais área de distribuição as espécies apresentam inserida nas PAs, mais protegidas estarão. Assim, este estudo visou avaliar o grau de conservação da família de acordo com a percentagem de área de distribuição contida em áreas protegidas. Comparamos as áreas de distribuição das espécies da família no período de tempo atual e nos cenários futuros dos anos de 2050 e 2070 para os cenários otimistas e pessimistas. Verificamos que a influência das mudanças climáticas pode chegar a dobrar o número de espécies em alguma ameaça à preservação da espécie. Assim, de modo geral, podemos dizer que tanto as áreas de distribuição totais quanto as áreas de distribuição que estão inseridas em áreas protegidas tendem a diminuir de acordo com o que piora o cenário climático e conforme o tempo passa. Isso é ainda mais perigoso para populações com distribuições mais restritas. Espécies que no presente não estão enquadradas em nenhum critério de ameaça podem vir a ser no futuro devido à perda de área de distribuição. Para evitar a extinção destas espécies, é necessário que iniciem pesquisas extensivas de regiões até então inexploradas dentro da distribuição atual da espécie, e se desenvolvam programas intensivos de conservação e proteção nos locais previstos para permanecerem definitivamente adequados para a espécie no futuro.

Palavras-chave: Ramphastidae, Mudanças Climáticas, Áreas Protegidas, Tucanos.

## **Abstract**

Although bright and very recognizable, little is known about the Ramphastidae family. In the current context of anthropic pressure, due to its ecosystemic functionality, a greater understanding about the distribution of these species is necessary. Species have different capacities to adapt to climate change, different dispersion restrictions and their environmental tolerances also vary. One factor that can contribute to a better adaptation of species and communities under the new climatic conditions are Protected Areas (PAs). In these areas the local diversity is higher, the conversion rate of the landscape is lower and populations of wild animals tend to be stable or even increase. This allows to infer that the more distribution area the species that are inserted in the more protected PAs will be. Thus, this study aims to evaluate the degree of conservation of the family according to the percentage of distribution area contained in protected areas. We compared the distribution areas of the family species in the current time period and in the future scenarios of the years 2050 and 2070 for the optimistic and pessimistic scenarios. We have verified that the influence of climate changes can double the number of species in some threat to the species preservation. Thus, in general we can say that both the total distribution areas and the distribution areas that are inserted in protected areas tend to decrease according to what worsens the climatic scenario and as time passes. This is even more dangerous for populations with more restricted distributions. Species that in the present are not threatened by any criteria may turn out to be in the future due to loss of distribution area. In order to avoid the extinction of these species, it is necessary to initiate extensive research of hitherto unexplored regions within the current distribution of the species, and to develop intensive programs of conservation and protection in the places provided to remain definitely suitable for the species in the future.

**Keywords:** Ramphastidae, Climate Change, Protected Areas, Toucans.

## **Introdução**

Tucanos e Araçarís compõem a família Ramphastidae, que possui alguns dos pássaros de mais fácil reconhecimento da região Neotropical. As diferentes espécies da família variam muito em termos de tamanho e em sua ecologia, mas todos estão associados aos dosséis e sub-bosque da floresta (Sykes, 2014). Embora suas dietas não sejam restritas a frutos, eles podem ser considerados predominantemente frugívoros (Ragusa-Netto, 2008) e, como frugívoros, sua função ecológica está ligada a dispersão de sementes, uma vez que esses animais se movem por longas distâncias (Holbrook, 2011).

A taxa crescente (e global) de perda de cobertura florestal, associada ao declínio da diversidade e abundância de frugívoros (Hansen et al., 2013), torna necessário um entendimento mais extenso sobre o táxon em questão. Apesar de vistosos e muito reconhecíveis, pouco se sabe sobre a família Ramphastidae, e, no atual contexto de pressão antrópica, dada a sua funcionalidade ecossistêmica (Ragusa-Netto, 2008), torna-se necessário um maior entendimento sobre a distribuição dessas espécies.

A modelagem de nicho ecológico (ENM; Elith & Leathwick, 2009) é um método quantitativo de estimar a abrangência geográfica dos registros de ocorrência e das condições ambientais encontradas em uma determinada área. Apesar do criticismo sobre alguns aspectos da sua implementação (entre os quais está o uso desinformado, e dados de entrada de pouca qualidade) (Beale & Lennon, 2012; Joppa et al., 2013), a modelagem é uma ferramenta que provê a estimativa das abrangências geográficas para muitas espécies pouco conhecidas.

Uma distribuição espacial restrita em correlação com distúrbios antrópicos pode ser usada para definir, por exemplo, a raridade de uma espécie (Kattan, 1992; Gaston, 1997). A extensão geográfica da espécie poderia continuar a se estreitar como resultado da atual perda de hábitat e pressão antrópica. Dados sobre abrangência geográfica, além de tudo, são usados principalmente

para delineamentos dos status de conservação das espécies (Anderson & Martinez-Meyer, 2004; Hernandez et al., 2006) e para avaliar os níveis atuais de ameaça e proteção (Fuller et al., 2006).

Aplicando a modelagem de nicho ecológico (ENM) pode-se originar ideias sobre a distribuição potencial das espécies mesmo quando os dados não existem, e isso pode ajudar no planos de conservação da espécie em questão (Guisan & Zimmermann, 2000; Loiselle et al., 2003). A partir da ENM é possível apontar a existência de populações desconhecidas até então, ou mesmo apontar locais propícios para a reintrodução de espécies (Hernandez et al., 2006). Tudo isso acaba promovendo também uma melhor avaliação sobre o status de ameaça da espécie.

Devido às diferentes capacidades de adaptação às mudanças climáticas que as espécies possuem e às restrições de dispersão, as tolerâncias ambientais das mesmas também variam (Root et al., 2003; Berg et al., 2009). Um fator que pode contribuir para uma melhor adaptação de espécies e comunidades sob as novas condições climáticas são as áreas protegidas (PAs- *Protected Areas*) (e.g. Gaüzère et al., 2016; Johnston et al., 2013; Thomas et al., 2012). Há indícios de que nessas áreas a diversidade local é maior (Gray et al., 2016), a taxa de conversão da paisagem é menor (Joppa & Pfaff, 2011) e populações de animais selvagens tendem a ser estáveis ou mesmo aumentar (Barnes et al., 2016). Assim, este estudo visa avaliar o grau de conservação da família de acordo com a percentagem de área de distribuição contida em áreas protegidas.

## **Metodologia**

Dados de distribuição de 50 espécies de Ramphastidae foram selecionados, os pontos de ocorrência das espécies foram obtidos no banco de dados do GBIF- Global Biodiversity Information Facility (disponível em: <https://www.gbif.org/>).

Para o cenário climático do tempo presente, usamos todas as 19 variáveis climáticas do WorldClim ([www.worldclim.org](http://www.worldclim.org)) para a obtenção dos componentes principais (Pcs) através da análise de componentes principais (PCA). Assim, selecionamos seis PCs como novas camadas

ambientais durante os procedimentos de modelagem (Silva et al., 2014a; Silva et al., 2014b; Silva et al., 2015), abrangendo cerca de 96% da variação do conjunto original. Esse procedimento diminui a colinearidade entre as variáveis ambientais e evita o superajuste do modelo, que pode resultar em áreas biologicamente não confiáveis (Jiménez-Valverde et al. 2011; Silva et al., 2014<sup>a</sup>).

### **Modelagem de Nicho Ecológico (ENM)**

A modelagem de nicho ecológico (ENM) é amplamente usada para estimar os requisitos ambientais de resolução grossa das espécies, que podem ser projetadas em paisagens do mundo real para identificar regiões nas quais esses requisitos se manifestam (Barve et al., 2011). De fato, este método é atualmente a forma mais efetiva de avaliar a distribuição geográfica potencial de espécies e prever a distribuição sob diferentes condições ambientais (isto é, cenários futuros ou passados) (Chauvenet et al., 2013; Vaz et al. 2015), re-priorizando áreas para conservação (Blair et al., 2012). Assim, com base nas ocorrências observadas das espécies-alvo e nas variáveis ambientais correlacionadas com esses registros, os algoritmos computacionais criam um espaço ambiental multidimensional que infere parâmetros do nicho e prediz a distribuição de espécies (eg Elith e Leathwick, 2009; Araújo e Guisan, 2006; Soberón e Peterson, 2005). Nele, o nicho ecológico das 50 espécies de Ramphastidae foi avaliado inicialmente considerando oito diferentes algoritmos de modelagem: i) Método do Envelope Bioclimático - BioClim (Beaumont et al., 2005); ii) Modelo Aditivo Generalizado - GAM (Hastie e Tibshirani, 1986); iii) Modelo Gaussiano (Golding e Purse, 2016); iv) Modelo Linear Generalizado - GLM (Guisan et al., 2002); v) Maxent, com recursos padrão - MaxNet (Phillips et al., 2006; Philips et al., 2017); vi) Modelo Maxent Simples (Williams, 2010); vii) Floresta Aleatória - RDF (Breiman, 2001); e, viii) Máquina de Vetores de Suporte - SVM (Tax e Duin, 2004). Todos os procedimentos de modelagem foram realizados considerando toda a região neotropical, visando cobrir a faixa máxima das espécies avaliadas. A grade de todas as variáveis foi definida em uma resolução de 5 arc-min ( $0,083 \pm 10$  km).

A partição geográfica estruturada como um tabuleiro de xadrez foi usada como método de partição de dados e, seguindo Liu et al. (2011), a Área Sob a Curva do Operador-Receptor (AUC) e as Estatísticas True Skilled (TSS; Allouche et al., 2006) foram usadas para avaliar o desempenho do modelo. AUC e TSS são responsáveis pela sensibilidade (quantificação de erros de omissão) e especificidade (quantificação de erros de comissão) dos modelos (Allouche et al., 2006). A AUC é uma análise estatística independente do limiar que varia de 0 a 1, onde valores em torno de 0,5 representam modelos de distribuição não melhores do que aleatórios e valores em torno de 1 representam um encaixe perfeito entre a distribuição de espécies observada e a prevista. Modelos de distribuição aceitáveis exibem valores superiores a 0,7. Por outro lado, o TSS é uma análise estatística dependente do limiar que varia de -1 a +1 (Allouche et al., 2006). Os valores de TSS próximos de 0 ou negativos representam distribuições não melhores do que aleatórias, enquanto valores iguais a +1 representam uma concordância perfeita entre a distribuição observada e a prevista. Modelos aceitáveis, considerando estas estatísticas, alcançam pelo menos 0,5, e modelos excelentes alcançam um mínimo de 0,7, similar ao que é empregado nas estatísticas da AUC (Fielding & Bell, 1997). Apenas dados de presença foram utilizados para elaborar os modelos. As matrizes de adequação modeladas foram cortadas usando o limiar no qual a soma da sensibilidade e especificidade foi maior (Vale et al. 2014; Ferraz et al. 2012). Finalmente, dados os vieses globais e a natureza incerta dos modelos de distribuição de espécies (Zhu e Peterson 2017; Diniz-Filho et al. 2009), o consenso médio dos modelos com TSS acima da média foi usado para elaborar os mapas finais. De fato, embora os modelos de consenso não superem os modelos individuais, eles podem refletir a tendência central dos modelos individuais, reduzindo as incertezas pela consolidação da consistência entre modelos individuais (Zhu e Peterson, 2017; Araújo e New, 2007).

## **Análise de Mudança Climática**

Para avaliar as mudanças nas áreas de distribuição previstas, quatro cenários futuros (2050-otimista, 2050-pessimista, 2070-otimista e 2070-pessimista) foram delineados e comparados, em termos de área, com os atuais mapas de nicho climático.

Para tanto, calculamos a área para cada AOGCM (CCSM4, MRI-CGCM3 e GISS-E2-R) e, por meio da média, a área final foi obtida para cada cenário e espécie futuros. Os cenários futuros também foram comparados com o clima atual para avaliar a mudança de adequação nas áreas de origem. Assim, para cada espécie, quatro mapas de cenários futuros foram elaborados através da média dos três mapas AOGCMs. Para avaliar a significância da diferença entre as distribuições com restrição por interação e as distribuições sem restrição por interação entre os diferentes limites (Pantal e América do Sul), e entre os cenários climáticos atuais e futuros fizemos uma Análise de variância de dois fatores sem replicação. Os testes estatísticos foram realizados no software “R” (R Core Team, 2017) e todas as análises espaciais foram realizadas no ArcGis 10.2.2 for Desktop, considerando a América do Sul como limite espacial da análise.

## **Cálculo de Áreas**

Usamos, como nossa principal fonte, o Banco de Dados Mundial sobre Áreas Protegidas de 2018 (WDPA, 2018). Excluimos de nossas análises todas as áreas que não estivessem classificadas em alguma das seis Categorias de Gestão de Áreas Protegidas da IUCN (IUCN, 1994). Os polígonos de áreas de proteção foram fundidos em um só, e a partir deste polígono, a fim de saber se as espécies possuíam áreas de potencial distribuição dentro de áreas protegidas, calculamos as intersecções das áreas de potencial distribuição das espécies. Usamos o modelo proposto por Rodrigues et al., (2003) no qual se estipula o mínimo de área de distribuição das espécies em relação ao tamanho da área. Assim, espécies com distribuições menores que 1000 km<sup>2</sup> teriam áreas 100% incluídas em áreas protegidas, e espécies com áreas superiores a 25000 km<sup>2</sup> teriam 10% de

suas áreas protegidas. Para os valores entre estes dois limites, a área protegida mínima para a espécie foi obtida por uma interpolação linear.

Comparamos as percentagens de área protegida de cada espécie que com os valores de percentagens esperados a partir da interpolação através de uma Análise de Variância de Permutação de dois fatores, na qual o primeiro fator seria o tipo de valores (esperados e observados) e o segundo seriam os gêneros das espécies a fim de verificar se haveria algum gênero mais protegido que outros. A mesma análise foi feita a fim de comparar o esperado e o observado de área protegida entre os cenários otimistas e pessimistas de 2050 e 2070. Fizemos uma regressão que passa pela origem (ver Eisenhauer, 2003) para estimar a correlação entre áreas preditas no presente e nos cenários futuros tanto para as áreas totais de distribuição das espécies quanto para as intersecções com as PAs.

## **Resultados**

Os valores de TSS obtidos ao final do processo de modelagem variaram de (0.9365) a (0.7659), enquanto os valores de AUC variaram entre (0.994) e (0.697), demonstrando a boa capacidade preditiva dos ENMs (Fielding and Bell 1997; Metz 1986).

Para o período de tempo atual, das 50 espécies presentes na família, 15 espécies (30%) não atingiram o mínimo de área protegida. Encontramos diferença entre as percentagens de áreas esperadas e observadas ( $F= 3791$ ;  $df=1$ ;  $P= 0.025$ ; Figura 01).

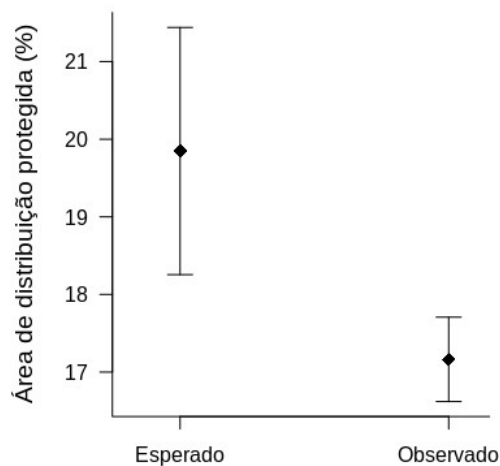


Figura 01. Comparação entre o esperado pela interpolação e o observado da percentagem média de área de distribuição protegida das espécies. As barras verticais representam o erro padrão.

Quando avaliamos em relação aos seis gêneros da família, as percentagens das áreas observadas e esperadas variaram entre os gêneros estudados ( $F= 5000$  ;  $df= 4$ ;  $P=0.204$ ; Figura 02). Não verificamos diferença entre os valores de área de distribuição protegida esperados e observados médios ( $F=99$ ;  $df= 1$ ;  $P= 0,50$ ). Verificamos interação entre os fatores gênero e os valores observados e esperados ( $F=1.170$ ;  $df=4$ ;  $P=0.123$ ; Figura 02). Isso significa dizer que o valor esperado e observado de percentagem de área de distribuição protegida variou a depender do gênero.

A área de distribuição total variou entre os diferentes cenários avaliados ( $F=5000$ ;  $df=4$ ;  $P<0.01$ ). Também observamos que a área variou entre os gêneros estudados ( $F=5000$ ;  $df=4$ ;  $P<0.01$ ). Entretanto não observamos interação entre os fatores ( $F=158$ ;  $df=16$ ;  $P=1.00$ ), isso quer dizer que o sinal e a magnitude do efeito se mantiveram entre os tempos e cenários avaliados para todos os gêneros.

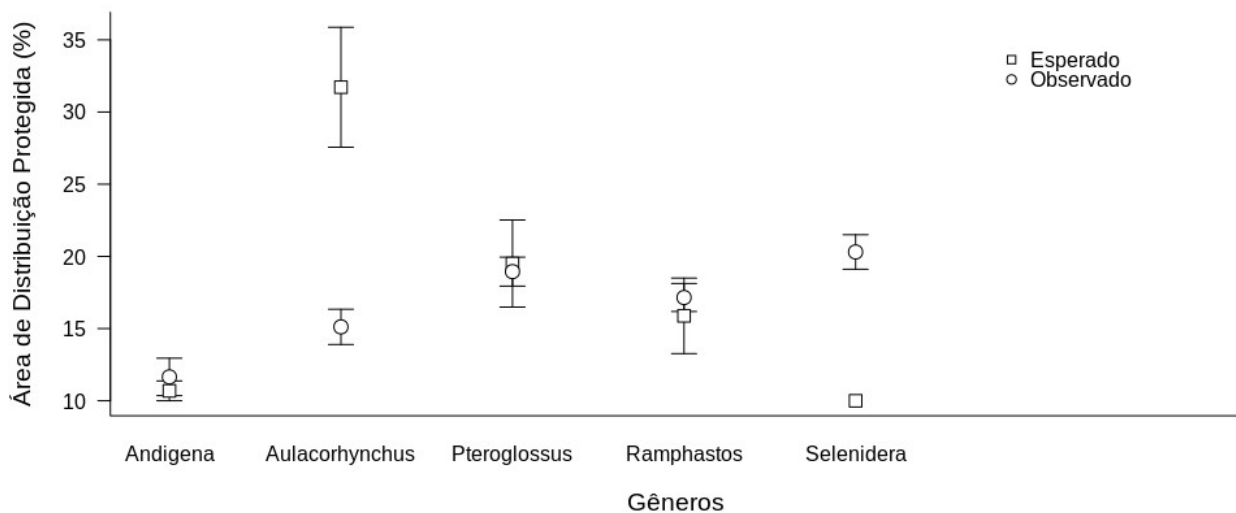


Figura 02. Comparação entre os valores esperados e observados para as percentagens de área de distribuição protegidas das espécies entre os gêneros da família Ramphastidae. As barras verticais simbolizam o erro padrão.

Em relação aos diferentes “futuros” e cenários projetados, no cenário otimista de 2050, 15 espécies (30%) não atingiram o mínimo de área protegida sugerido por Rodrigues (2003) enquanto 2050 pessimista foram 17 espécies (34%). Para 2070, no cenário otimista, 14 espécies (28%) seriam consideradas desprotegidas pelo critério de proporção de área em unidade de conservação, enquanto que no cenário pessimista seriam 16 espécies (32%) (Material Suplementar 1).

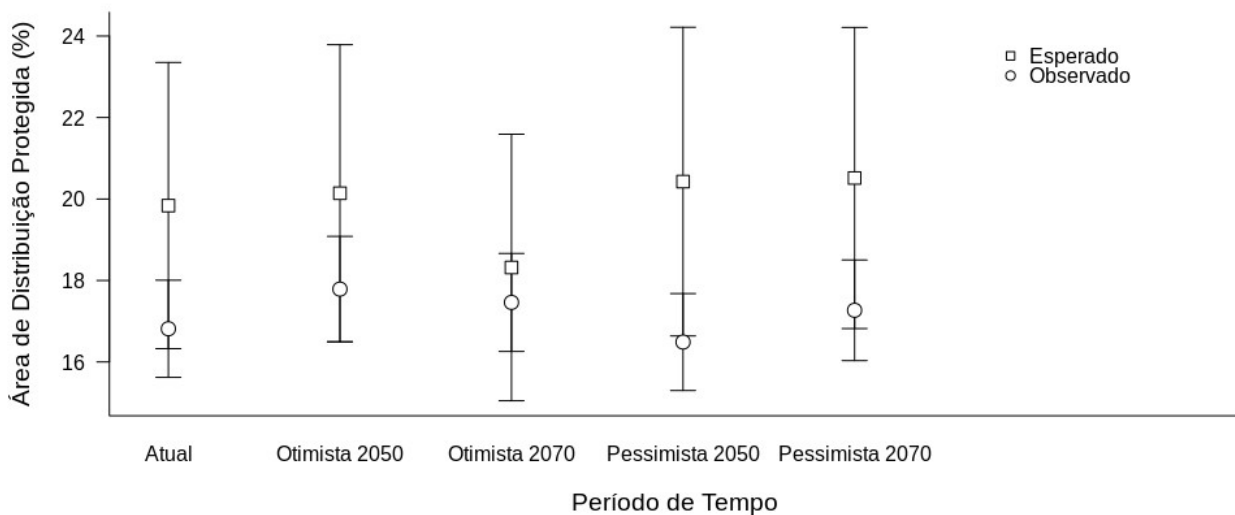


Figura 03. Comparação entre os valores esperados e observados para as percentagens de área de distribuição protegidas das espécies nos tempos presente, 2050 e 2070, e nos cenários otimistas e pessimistas. As barras verticais simbolizam o erro padrão.

Encontramos diferença quando comparamos a porcentagem de áreas de distribuição protegida observadas da espécie com a porcentagem de áreas que esperávamos estar protegida em relação à área de distribuição da espécie ( $F=5000$ ;  $df=1$ ;  $P=0.012$ ; Figura 01). Entretanto, não observamos diferença entre as proporções de área nos diferentes cenários e tempos avaliados, presente, pessimista e otimista de 2050 e 2070 ( $F=51$ ;  $df= 4$ ;  $P=1$ ). Também não foi verificada interação entre os fatores avaliados ( $F=198$ ;  $df=4$ ;  $P=1$ ).

Embora a porcentagem não tenha variado, a área de distribuição protegida variou entre os diferentes cenários avaliados ( $F=5000$ ;  $df=4$ ;  $P<0.01$ ; Figura 04). Também observamos que a área variou entre os gêneros estudados ( $F=5000$ ;  $df=4$ ;  $P<0.01$ ; Figura 05 ). Entretanto, não observamos interação entre os fatores ( $F=158$ ;  $df=16$ ;  $p=1.00$ ). Isso quer dizer que o sinal e a magnitude do efeito se mantiveram entre os tempos e cenários avaliados para todos os gêneros.

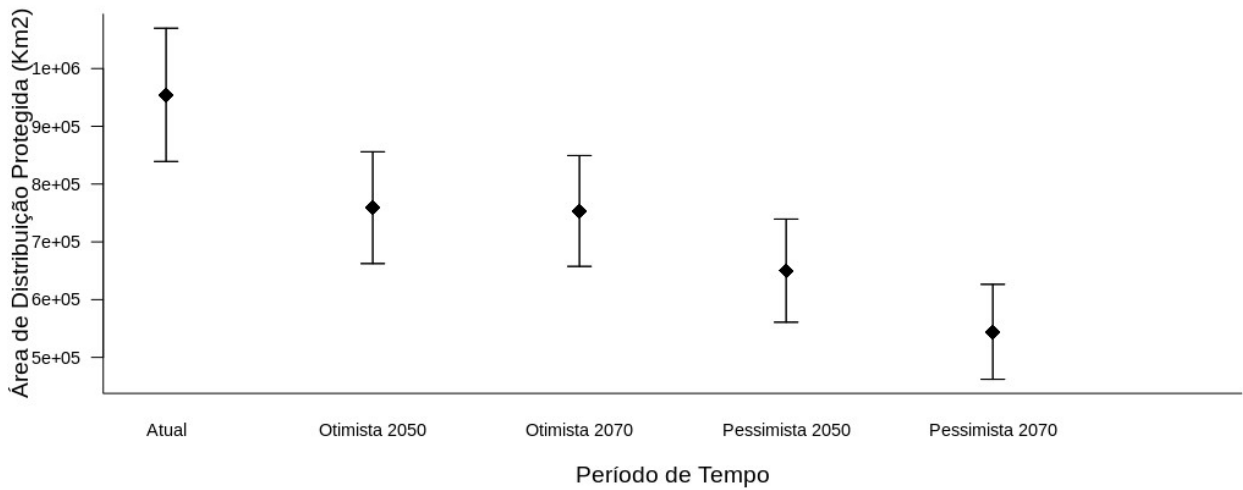


Figura 04. Comparação das médias das distribuições (Km<sup>2</sup>) protegidas das espécies nos tempos presente, 2050 e 2070, e nos cenários otimistas e pessimistas. As barras verticais simbolizam o erro padrão.

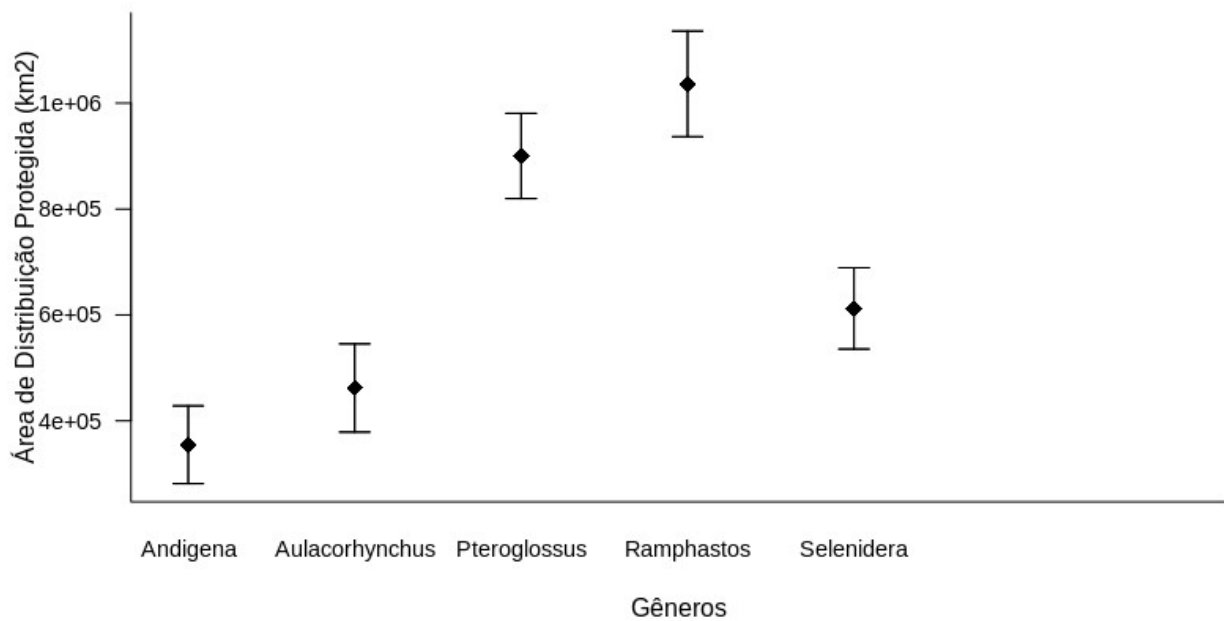


Figura 05. Comparação das médias das áreas de distribuição (Km<sup>2</sup>) entre os gêneros da família Ramphastidae (*Andigena*, *Aulacorhynchus*, *Pteroglossus*, *Ramphastos*, *Selenidera*). As barras verticais simbolizam o erro padrão.

Espécies que apresentam áreas restritas no presente devem se tornar ainda mais restritas no futuro (Figura 06; Tabela 01). Essa mesma interpretação vale para as áreas de distribuição contidas em áreas protegidas das espécies (Figura 07; Tabela 02)

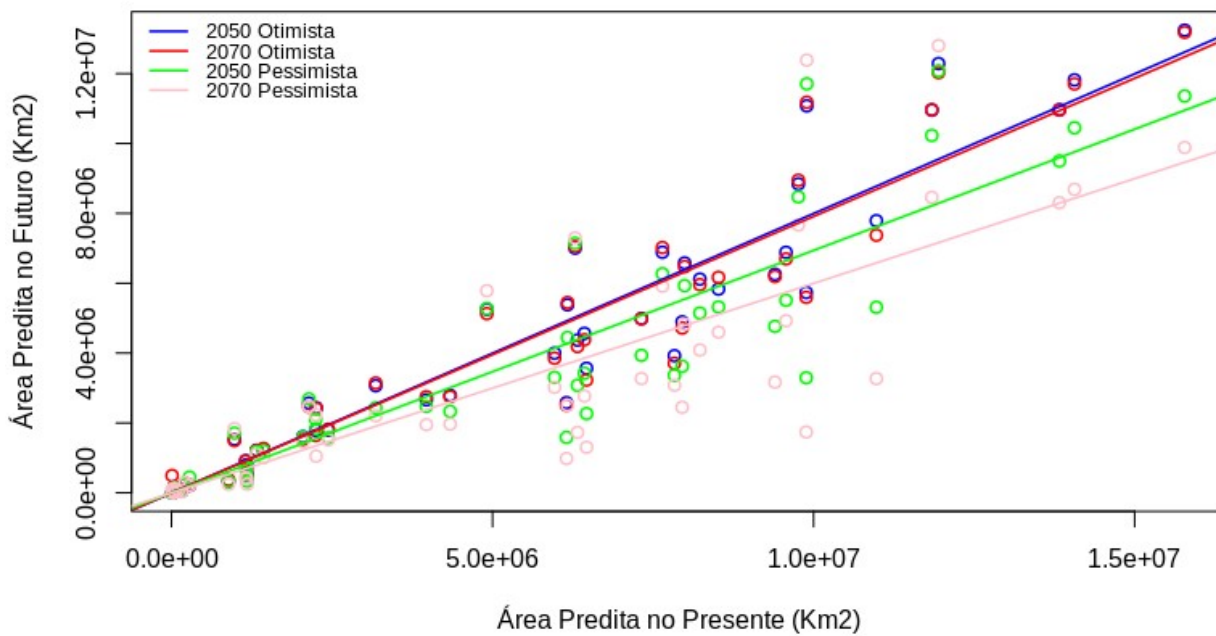


Figura 06. Regressão passando pela origem entre as distribuições das espécies (Km<sup>2</sup>) no período de tempo atual e nos períodos futuros avaliados 2050 e 2070, nos cenários otimistas e pessimistas.

Tabela 01. Regressão através da origem entre as áreas de distribuição das espécies (km<sup>2</sup>) do presente e dos cenários futuros (otimista e pessimista) dos anos de 2050 e 2070.

Período/Cenário	Coefficiente Angular	Resultado
2050 Otimista	0,812	R <sup>2</sup> = 0.9137; F <sub>1,48</sub> = 519,6; P < 0,001
2070 Otimista	0,802	R <sup>2</sup> = 0.9046; F <sub>1,48</sub> = 465.7; P < 0,001
2050 Pessimista	0,703	R <sup>2</sup> = 0.8064; F <sub>1,48</sub> = 205,1; P < 0,001
2070 Pessimista	0,610	R <sup>2</sup> = 0.6641; F <sub>1,48</sub> = 854.1; P < 0,001

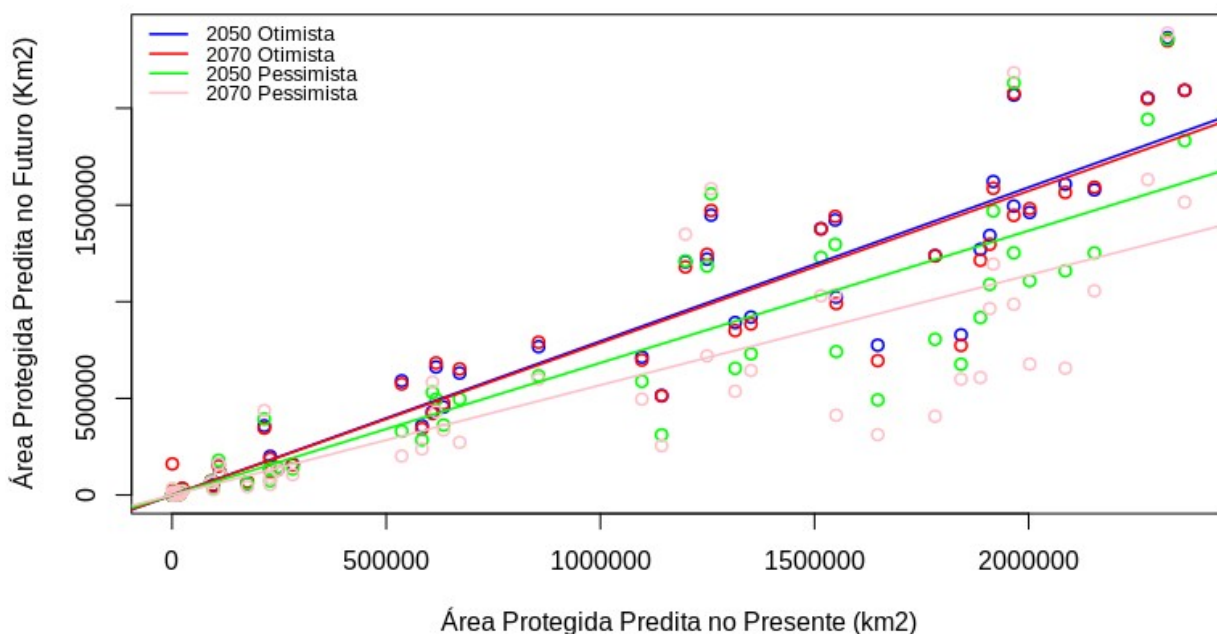


Figura 07. Regressão passando pela origem entre as distribuições das espécies contidas em áreas protegidas (em Km<sup>2</sup>) no período de tempo atual e nos períodos futuros avaliados 2050 e 2070, nos cenários otimistas e pessimistas.

Tabela 02. Regressão através da origem entre as áreas de distribuição das espécies (Km<sup>2</sup>) do presente e dos cenários futuros (otimistas e pessimistas) dos anos de 2050 e 2070.

Período/Cenário	Coefficiente Angular	Resultado
2050 Otimista	0,796	$R^2 = 0,8983$ ; $F_{1,48} = 434$ ; $P < 0,001$
2070 Otimista	0,782	$R^2 = 0,8823$ ; $F_{1,48} = 368,5$ ; $P < 0,001$
2050 Pessimista	0,687	$R^2 = 0,7835$ ; $F_{1,48} = 178,4$ ; $P < 0,001$
2070 Pessimista	0,566	$R^2 = 0,6243$ ; $F_{1,48} = 82,41$ ; $P < 0,001$

## Discussão

Das 50 espécies presentes na família, atualmente, apenas oito espécies se enquadram em algumas das categorias de ameaça. O nosso estudo sugere, a partir do proposto por Rodrigues et al

2003, que esse número estaria pelo menos 50% subestimado neste momento (Material Suplementar 1). Em relação aos cenários futuros estudados, dependendo do cenário avaliado, o número de espécies que não possuem a percentagem de sua área de distribuição protegida pode mais que dobrar.

Embora não tenha sido evidenciada influência do cenário, ou do tempo nas proporções, haverá diferença entre a quantidade de área de distribuição preservada entre os cenários e períodos de tempo avaliados. Em parte, essa ausência de efeito sobre as proporções pode ser pelo fato da perda de área protegida ser proporcional à área total da espécie, ou seja, embora se perca área preservada, a área total também é perdida. Essa pode ser uma causa pela qual a proporção acaba se mantendo.

Desde as últimas décadas, esforços maciços para estabelecer áreas protegidas (Chape et al., 2003) já contribuíram substancialmente para a conservação da biodiversidade global. No entanto, mesmo o grupo dos vertebrados terrestres, que compreendem as espécies mais conhecidas e estudadas pela ciência e são tipicamente mais populares, está descoberto pela rede global de áreas protegidas (Rodrigues et al., 2004). A IUCN usa a extensão de ocorrência, definida como a área contida no limite imaginário contínuo mais curto que pode ser desenhada para englobar todos os locais conhecidos, inferidos ou projetados da ocorrência atual de um táxon, na determinação dos critérios A e B (IUCN 2014). E usa área de ocupação, a área mínima essencial em qualquer etapa à sobrevivência de populações existentes de um táxon, para os critérios A, B e D (IUCN 2014), o que evidencia a importância da área de ocorrência das espécies para categorizá-la em relação à algum tipo de ameaça. Áreas protegidas estão no centro das estratégias de conservação e desempenham um papel central como mitigadores de ameaças de origem antrópica (Rodrigues et al., 2004). Mas a sua eficácia de proteger a biodiversidade frente a mudanças climáticas é ainda debatida, uma vez que as áreas protegidas são fixas, o que se contrapõe ao fato de a distribuição das espécies se deslocar ao longo do tempo (Araújo et al 2011, Hannah & Midgley, 2007; Coetzee, 2009; Hole et al., 2009, Srivastava & Vellend, 2005; Malhi et al., 2008). Embora existam evidências de que elas

funcionem protegendo a biodiversidade de distúrbios ambientais, tais como a depredação de habitats (Andam & Ferraro, 2008), espécies invasoras (Moseby et al., 2009) e exploração por humanos (Gaston et al., 2008), as mudanças de origem antrópicas não se restringem a esses distúrbios.

Nossas análises sugerem que Ramphastidae, família que possui algumas espécies em risco por uma série de ameaças antropogênicas, provavelmente também estarão vulneráveis a mudanças futuras no clima. Dentro de poucas décadas grande parte da atual distribuição geográfica das espécies deixará de proporcionar condições climáticas adequadas para populações viáveis. Os processos ecológicos que sofrerão disrupção pela extinção ou pelo declínio populacional de espécies podem levar a um efeito cascata de extinções catastróficas, também chamado de ‘cadeias de extinção’ (Brooks et al., 2003; Larsen et al., 2005). No entanto, a extinção de interações entre espécies pode preceder a extinção demográfica das espécies (Säterberg et al. 2013). Compreender como as espécies e suas interações são afetadas por mudanças antropogênicas incluindo a redução de habitats naturais é crucial para a conservação das funções e serviços dos ecossistemas (Valiente-Banuet et al. 2015). Os efeitos generalizados da falta de interações animal-plantas estão fortemente associados à interrupção dos serviços ecossistêmicos proporcionados por essas interações ecológicas (Magrach et al. 2014).

A dispersão de sementes por animais compreende um dos principais serviços ecossistêmicos que podem ser afetados pela perda e fragmentação do habitat (Hagen et al., 2012). Ainda não está claro como os sistemas de dispersão de sementes mediados por animais são desfeitos quando ocorre perdas de dispersores de sementes induzidas por perda de habitat ou outras ameaças antropogênicas. O que se sabe é que dispersores de sementes são essenciais para a manutenção das comunidades de plantas nas florestas tropicais, nas quais mais de 80% das espécies possuem frutos dispersados por animais (Howe & Smallwood 1982). Na região neotropical os tucanos e araçarís (Ramphastidae) são frugívoros de dossel que percorrem vastas áreas a fim de explorar árvores frutíferas (Terborgh et al. 1990; Graham 2001; Galetti et al. 2000).

Para evitar a extinção destas espécies, é necessário que iniciem pesquisas extensivas de regiões até então inexploradas dentro da distribuição atual da espécie e se desenvolvam programas intensivos de conservação e proteção nos locais previstos para permanecerem definitivamente adequados para a espécie no futuro. Além disso, a crise generalizada da biodiversidade em que vivemos trouxe para a conservação outras abordagens para reverter os efeitos da defaunação (ver Dirzo et al., 2004; Johnson et al., 2017). Como populações animais e espécies declinam em ambientes naturais, as interações ecológicas envolvendo-os também são perdidas, ameaçando o funcionamento dos sistemas ecológicos (Tylianakis et al., 2010). No entanto, as introduções de espécies implicam planejamento intensivo, integrando história natural detalhada e conhecimento para garantir os resultados desejados, reduzindo os riscos potenciais (Svenning et al., 2016; Oliveira & Fernandez 2010). No caso de Ramphastidae, embora sejam um dos grupos mais proeminentes de dispersores de sementes em regiões Neotropicais (Snow 1976, Howe 1977, Howe & Vande Kerckhove 1981), há pouca informação disponível sobre a viabilidade das espécies a longo prazo. De fato, as áreas protegidas estão entre as formas mais eficientes e econômicas de conservar a biodiversidade (Balmford et al. 1995). Para que se conserve esse grupo tão diverso, é necessário que se faça um investimento e que este seja melhor estrategicamente colocado no estabelecimento de novas áreas protegidas.

## Referências Bibliográficas

- Allouche, O., Tsoar, A. and R. Kadmon (2006). Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *Journal of Applied Ecology* **43**, 1223-1232.
- Andam, K. and Ferraro, P. (2008). Measuring the effectiveness of protected area networks in reducing deforestation. *Proceedings of the National Academy of Sciences of USA* **105**, 16089 – 16094.
- Anderson, R. P. and Martinez-Meyer, E. (2004). Modelling species' geographic distributions for preliminary conservation assessments: an implementation with the spiny pocket mice (*Heteromys*) of Ecuador. *Biological Conservation* **116**, 167– 179.
- Araújo, M. B. and Guisan, A. (2006). Five (or so) challenges for species distribution modelling. *Journal of Biogeography* **33**, 1677-1688.
- Araújo, M. B. and New, M. (2007). Ensemble forecasting of species distributions. *Trends in Ecology and Evolution* **22**, 42–47.
- Araújo, M. B., Alagador, D., Cabeza, M., Nogués-Bravo, D. and Thuiller, W. (2011). Climate change threatens European conservation areas. *Ecology Letters* **14**, 484–492.
- Balmford, A., Leader-Williams, N. and Green, J. B. (1995). Parks or arks: Where to conserve large threatened mammals. *Biodiversity and Conservation* **4**, 595–607.
- Barnes, M. D., Craigie, I. D., Harrison, L. B., Geldmann, J., Collen, B., Whitmee, S., et al. (2016).

Wildlife population trends in protected areas predicted by national socio-economic metrics and body size. *Nature communications* **7**, 12747.

Barve, N., Barve, V., Jiménez-Valverde, A., Lira-Noriega, A., Maher, S. P., Peterson, A. T., et al. (2011) The crucial role of the accessible area in ecological niche modeling and species distribution modeling. *Ecological Modelling* **222**,1810-1819.

Beale, C. M. and Lennon, J. J. (2012). Incorporating uncertainty in predictive species distribution modeling. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* **367**, 247-258.

Beaumont, L. J., Hughes, L. and Poulsen, M. (2005). Predicting species distributions: use of climatic parameters in BIOCLIM and its impact on predictions of species' current and future distributions. *Ecological Modelling* **186**,250-269.

Berg, M. P., Kiers, E. T., Driessen, G., Van Der Heijden, Marcel., Kooi, B. W., Kuenen, F. et al. (2009). Adapt or disperse: understanding species persistence in a changing world. *Global Change Biology* **16**(2), 587-598.

Blair, M. E., Rose, R. A., Ersts, P. J., Sanderson, E. W., Redford, K. H., Didier, K., et al. (2012). Incorporating climate change into conservation planning: identifying priority areas across a species' range. *Frontiers of Biogeography* **4**, 157–167.

Breiman, L. (2001). Random Forest. *Machine Learning* **45**, 5-32.

Brook, B. W., Sodhi, N. S. and Ng, P. K. (2003). Catastrophic extinctions follow deforestation in Singapore. *Nature* **424**(6947), 420.

Chape, S., Blyth, S., Fish, L., Fox, P. and Spalding, M. (2003). United Nations List of Protected Areas. Cambridge (United Kingdom): UNEP World Conservation Monitoring Centre.

- Chauvenet, A. L. M., Ewen, J. G., Armstrong, D., and Pettorelli, N. (2013). Saving the hihi under climate change: a case for assisted colonization. *Journal of Applied Ecology* **50**, 1330-1340.
- Coetzee, B. W. T., Gaston, K. J. and Chown, S. L. (2014). Local scale comparisons of biodiversity as a test for global protected area ecological performance: a meta-analysis. *PloS One* **9**, e105824.
- Diniz-Filho, J. A. F., Bini, L. M., Rangel, T. F., Loyola, R. D., Hof, C., Nogués-Bravo, D. and Araújo, M. B. (2009). Partitioning and mapping uncertainties in ensembles of forecasts of species turnover under climate change. *Ecography* **32**, 897–906.
- Dirzo, R., Young, H. S., Galetti, M., Ceballos, G., Isaac, N. J. B. and Collen, B. (2014). Defaunation in the Anthropocene. *Science* **345**, 401– 406.
- Elith, J. and Leathwick, J.(2009). Species Distribution Models: Ecological Explanation and Prediction across Space and Time. *Annual Review in Ecology Evolution and Systematics* **40**, 677-697.
- Eisenhauer, J. G. (2003). Regression through the origin. *Teaching Statistics* **25**, 76-80.
- Ferraz, K. M. P. M. B., Siqueira, M. F., Alexandrino, E. R., Luz, D. T. A. and 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**,316–324.
- Fielding, A. H. and Bell, J. F. (1997). A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation* **24**, 38–49.
- Fuller, T., Munguia, M., Mayfield, M., Sanchez-Cordero, V. and Sarkar, S. (2006). Incorporating connectivity into conservation planning: a multi-criteria case study from Central Mexico. *Biological Conservation* **133**, 131–142.

- Galetti, M., Pires, A. S., Brancalion, P. H. S. and Fernandez, F. A. S. (2017). Reversing defaunation by trophic rewilding in empty forests. *Biotropica* **49**, 5– 8.
- Gaston, K. J. (1997). What is rarity? The biology of rarity: causes and consequences of rare-common differences (ed. by Kunin, W. E. and Gaston, K. J.), pp. 30–47. Chapman and Hall, London.
- Gaston, K. J., Jackson, S. F., Cantu-Salazar, L. and Cruz-Piñón, G. (2008). The ecological performance of protected areas. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* **39**, 93 – 113.
- Gaüzère, P., Jiguet, F. and Devictor, V. (2016). Can protected areas mitigate the impacts of climate change on bird's species and communities? *Diversity and Distributions* **22**, 625–637.
- Graham, C. H. (2001). Factors influencing movement patterns of keel-billed toucans in fragmented tropical landscape in southern Mexico. *Conservation Biology* **15**, 1789-1798.
- Gray, C. L., Hill, S. L. L., Newbold, T., Hudson, L. N., Börger, L., Contu, S., et al. (2016). Local biodiversity is higher inside than outside terrestrial protected areas worldwide. *Nature Communication* **7**, 12306.
- Guisan, A. and Zimmermann, N. E. (2000). Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* **135**, 147–186.
- Guisan, A., Edwards Jr, T. C. and Hastie, T. (2002). Generalized linear and generalized additive models in studies of species distributions: setting the scene. *Ecological Modelling* **157**, 89–100.
- Hagen, M., Kissling, W. D., Rasmussen, C., De Aguiar, M. A. M., Dos Santos, I. A., Dupont, Y. L., et al. (2012). Biodiversity, species interactions and ecological networks in a fragmented world. *Advances Ecological Research* **46**, 89–210.

- Hannah, L. and Midgley, G. (2007). Protected area needs in a changing climate. *Frontiers in Ecology and the Environment* **5**, 131–138.
- Hansen, M. C., Potapov, P. V., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S. A., Tyukavina, A., et al. (2013). High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. *Science* **342**, 850–853.
- Hastie, T. and Tibshirani, R. (1986). Generalized Additive Models. *Statistical Science* **1**, 297–310.
- Hernandez, P. A., Graham, C. H., Master, L. L. and Albert, D. L. (2006). The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography* **29**, 773–785.
- Holbrook, K. M. and Loiselle, B. A. (2009). Dispersal in a Neotropical tree, *Virola flexuosa* (Myristicaceae): does hunting of large vertebrates limit seed removal? *Ecology* **90**, 1449–1455.
- Hole, D. G., Willis, S. G., Pain, D. J., Fishpool, L. D., Butchart, S. H. M., Collingham, Y. C., et al. (2009). Projected impacts of climate change on a continent-wide protected area network. *Ecology Letters* **12**, 420–431.
- Howe, H. F. and Vande Kerckhove, G. A. (1981). Removal of wild nutmeg (*Virola surinamensis*) crops by birds. *Ecology* **62**, 1093–1106.
- Howe, H. F., and Smallwood, J. (1982). Ecology of seed dispersal. *Annual Review of Ecology and Systematics* **13**(1), 201–228.
- IUCN (2017). The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2017-1. <http://www.iucnredlist.org>. Downloaded on 22 May 2017.
- Jiménez-Valverde, A., Peterson, A. T., Soberón, J., Overton, J. M., Aragon, P. and Lobo, J. M. (2011). Use of niche models in invasive species risk assessments. *Biological Invasions* **13**, 2785–2797.

- Johnson, C.N., Balmford, A., Brook, B.W., Buettel, J.C., Galetti, M., Guangchun, L. and Wilmshurst, J. M. (2017). Biodiversity losses and conservation responses in the Anthropocene. *Science* **356**, 270-275.
- Johnston, A., Ausden, M., Dodd, A. M., Bradbury, R. B., Chamberlain, D. E., Jiguet, F., et al. (2013). Observed and predicted effects of climate change on species abundance in protected areas. *Nature Climate Change* **3**, 1055–1061.
- Joppa, L. N. and Pfaff, A. (2011). High and far: biases in the location of protected areas. *PLoS ONE* **4**, e8273.
- Joppa, L. N., McNerny, G., Harper, R., Salido, L., Takeda, K., O'Hara, K., et al. (2013). Troubling trends in scientific software use. *Science* **340**, 814-815.
- Kattan, G. H. (1992). Rarity and vulnerability: the birds of the Cordillera Central Colombia. *Conservation Biology* **6**, 64–70.
- Larsen, T. H., Williams, N. M. and Kremen, C. (2005). Extinction order and altered community structure rapidly disrupt ecosystem functioning. *Ecology Letters* **8**, 538–547.
- Loiselle, B. A., Howell, C. A., Graham, C. H., Goerck, J. M., Brooks, T., Smith, K. G. and Williams, P. H. (2003). Avoiding pitfalls of using species distribution models in conservation planning. *Conservation Biology* **17**, 1591–1600.
- Magrath, A., Laurance, W. F., Larrinaga, A. R. and Santa Maria, L. (2014). Meta-analysis of the effects of forest fragmentation on interspecific interactions. *Conservation Biology* **28**, 1342–1348.
- Malhi, Y., Roberts, J. T., Betts, R. A., Killeen, T. J., Li, W. and Nobre, C. A. (2008). Climate change, deforestation, and the fate of the Amazon. *Science* (New York, N.Y.) **319**, 169–172.

- Metz, C. E. (1986). ROC methodology in radiologic imaging. *Investigative Radiology* **21**, 720-733.
- Opdam, P. and Wascher, D. (2004) Climate change meets habitat fragmentation: linking landscape and biogeographical scale levels in research and conservation. *Biological Conservation* **117**, 285 – 297.
- Moseby, K. E., Hill, B. M. and Read, J. L. (2009). Arid Recovery – a comparison of reptile and small mammal populations inside and outside a large rabbit, cat and fox-proof enclosure in arid South Australia. *Austral Ecology* **34**, 156-169.
- Oliveira, S. L. G. R. and Fernandez, F. A. S. (2010). Pleistocene rewilding Frankenstein ecosystems, and an alternative conservation agenda. *Conservation Biology* **24**, 4-5.
- Phillips, S. J., Anderson, R. P. and Schapire, R. E. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* **190**, 231-259.
- Phillips, S. J., Anderson, R. P., Dudík, M., Schapire, R. E. and Blair, M. E. (2017). Opening the black box: an open-source release of Maxent. *Ecography* **40**, 887-893.
- Ragusa-Netto, J. (2008). Toco toucan feeding ecology and local abundance in a habitat mosaic in the Brazilian cerrado. *Ornitologia Neotropical* **19**, 345–359.
- Rodrigues, A. S., Andelman, S. J., Bakarr, M. I., Boitani, L., Brooks, T. M., Cowling, R. M., et al. (2003). Global gap analysis: towards a representative network of protected areas. *Advances in Applied Biodiversity Science* **5**.
- Rodrigues, A. S., Akcakaya, H. R., Andelman, S. J., Bakarr, M. I., Boitani, L., Brooks, T. M., et al. (2004). 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., et al. (2004). Effectiveness of the global protected-area network in representing species diversity. *Nature* **428**, 640-643.
- Root T. L., Price J. T., Hall K. R., Schneider S. H., Rosenzweig, C. and Pounds, J. A. (2003). Fingerprints of global warming on wild animals and plants. *Nature* **421**, 57–60.
- Säterberg, T., Sellman, S. and Ebenman, B. (2013). High frequency of functional extinctions in ecological networks. *Nature* **499**, 468–470.
- Silva, D. P., Gonzalez, V. H., Melo, G. A. R., Lucia, M., Alvarez, L. J. and De Marco Jr, P. (2014a). Seeking the flowers for the bees: integrating biotic interactions into niche models to assess the distribution of the exotic bee species *Lithurgus huberi* in South America. *Ecological Modelling* **273**, 200–209.
- Silva, D. P., Vilela, B., De Marco Jr, P. and Nemésio, A. (2014b). Using ecological niche models and niche analyses to understand speciation patterns: the case of sister neotropical orchid bees. *PLoS ONE* **9**, e113246.
- Silva, D. P., Macêdo, A. C. B. A., Ascher, J. S. and De Marco Jr., P. (2015). Range increase of a Neotropical orchid bee under future scenarios of climate change. *Journal of Insect Conservation* **19**, 901-910.
- Snow, D. (1976). Tropical frugivorous birds The web of and their food plants adaptation. *New Biotropica* **13**, 1-14.
- Soberón, J. M. and Peterson, A. T. (2005). Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. *Biodiversity informatics* **2**,1-10.

Srivastava, D. S. and Vellend, M. (2005). Biodiversity-ecosystem function research: is it relevant to conservation? *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* **36**, 267–294.

Svenning, J. C., Pedersen, P. B., Donlan, C. J., Ejrnaes, R., Faurby, S., Glatti, M. et al. (2016). Science for a wilder Anthropocene: synthesis and future directions for trophic rewilding research. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **113**, 898– 906.

Sykes, J. M. (2014). Piciformes (Honeyguides, Barbets, Woodpeckers, Toucans). *Fowler's Zoo Wild Animal Medicine* **8**, 230.

Tax, D. M. J. and Duin, R. P. W. (2004). Support vector data description. *Machine Learning* **54**,45–66.

Terborgh, J., Robinson, S. K., Parker III, T. A., Munn, C. A. and Pierpont, N. (1990). Structure and organization of an Amazonian forest bird community. *Ecological Monographs* **60**, 213-238.

Thomas, C. D., Gillingham, P. K., Bradbury, R. B., Roy, D. B., Anderson, B. J., Baxter, J. M., et al (2012). Protected areas facilitate species' range expansions. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **109**, 14063–14068.

Tylianakis, J.M., Laliberte, E., Nielsen, A. and Bascompte, J. (2010). Conservation of species interaction networks. *Biological Conservation* **143**, 2270– 2279.

Vale, C. G., Tarroso, P. and Brito, J. C. (2014). Predicting species distribution at range margins: testing the effects of study area extent and resolution, and threshold selection in the Sahara-Sahel transition zone. *Diversity and Distributions* **20**, 20–33.

Valiente-Banuet, A., Aizen, M. A., Alcántara, J. M., Arroyo, J., Cocucci, A., Galetti, M., et al. (2015). Beyond species loss: the extinction of ecological interactions in a changing world. *Functional Ecology* **29**, 299–307.

Vaz, U. L., Cunha, H. F. and Nabout, J. C. (2015). Trends and biases in global scientific literature about ecological niche models. *Brazilian Journal of Biology* **75**,17-24.

Williams, R. J. (2010). Simple Maxent models explain food web degree distributions. *Theoretical Ecology* **3**, 45-52.

WDPA (World Database on Protected Areas). Protected areas coverage in 2018. (Retrieved from <https://protectedplanet.net> on 27 March 2018 ).

Zhu, G. P. and Peterson, A. T. (2017). Do consensus models outperform individual models? Transferability evaluations of diverse modeling approaches for an invasive moth. *Biological Invasions* **19**, 2519-2532.

## Material Suplementar 1

**Espécies de Ramphastidae ameaçadas segundo os critérios da IUCN (2017), e espécies que estariam ameaçadas segundo os critérios de percentagem de área de distribuição contidas em Áreas protegidas, para os períodos de tempo do presente e futuros otimistas e pessimistas de 2050 e 2070.**

Espécies	IUCN	Atual	2050 Otimista	2050 Pessimista	2070 Otimista	2070 Pessimista
<i>Ramphastos toco</i>	-	-	-	-	-	-
<i>Ramphastos ambiguus</i>	-	-	-	-	-	-
<i>Ramphastos cuvieri</i>	-	-	-	-	-	-
<i>Ramphastos tucanus</i>	X	-	-	-	-	-
<i>Ramphastos sulfuratus</i>	-	-	-	-	-	-
<i>Ramphastos brevis</i>	-	X	X	X	X	X
<i>Ramphastos citreolaemus</i>	-	-	-	-	-	-
<i>Ramphastos culminatus</i>	X	-	-	-	-	-
<i>Ramphastos vitellinus</i>	X	-	-	-	-	-
<i>Ramphastos ariel</i>	X	-	-	X	-	X
<i>Ramphastos dicolorus</i>	-	X	X	X	X	X
<i>Aulacorhynchus wagleri</i>	-	X	X	X	X	X
<i>Aulacorhynchus prasinus</i>	-	-	-	-	-	-
<i>Aulacorhynchus caeruleogularis</i>	-	X	X	X	X	X
<i>Aulacorhynchus albivitta</i>	-	-	-	-	-	-
<i>Aulacorhynchus cyanolaemus</i>	-	X	X	X	X	X
<i>Aulacorhynchus atrogularis</i>	-	-	-	-	-	-
<i>Aulacorhynchus haematopygus</i>	-	-	-	-	-	-
<i>Aulacorhynchus huallagae</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Aulacorhynchus coeruleicinctis</i>	-	-	-	-	-	-
<i>Aulacorhynchus calorhynchus</i>	-	X	X	X	X	X
<i>Aulacorhynchus sulcatus</i>	-	-	X	X	X	X
<i>Aulacorhynchus derbianus</i>	-	-	-	-	-	-
<i>Aulacorhynchus whitelianus</i>	-	X	X	X	X	X
<i>Andigena hypoglauca</i>	-	X	X	X	X	X
<i>Andigena laminirostris</i>	-	-	-	-	-	-
<i>Andigena cucullata</i>	-	X	X	X	X	X

<i>Andigena nigrirostris</i>	-	-	-	-	-	-
<i>Selenidera spectabilis</i>	-	X	-	-	-	-
<i>Selenidera piperivora</i>	-	-	-	-	-	-
<i>Selenidera reinwardtii</i>	-	-	-	-	-	-
<i>Selenidera langsdorffii</i>	-	-	-	-	-	-
<i>Selenidera gouldii</i>	-	-	-	-	-	-
<i>Selenidera maculirostris</i>	-	X	X	X	X	X
<i>Selenidera nattereri</i>	-	-	-	-	-	-
<i>Pteroglossus bailloni</i>	-	X	X	X	X	X
<i>Pteroglossus viridis</i>	-	-	-	-	-	-
<i>Pteroglossus humboldti</i>	-	-	-	-	-	-
<i>Pteroglossus inscriptus</i>	-	-	-	-	-	-
<i>Pteroglossus torquatus</i>	-	-	-	X	-	-
<i>Pteroglossus sanguineus</i>	-	-	-	-	-	-
<i>Pteroglossus erythropygius</i>	-	X	X	X	X	X
<i>Pteroglossus frantzii</i>	-	-	-	-	-	-
<i>Pteroglossus aracari</i>	-	-	-	-	-	-
<i>Pteroglossus castanotis</i>	-	-	-	-	-	-
<i>Pteroglossus pluricinctus</i>	-	-	-	-	-	-
<i>Pteroglossus azara</i>	-	-	-	-	-	-
<i>Pteroglossus beauharnaisii</i>	-	-	-	-	-	-
<i>Pteroglossus sturmii</i>	-	X	X	X	-	X
<i>Pteroglossus bitorquatus</i>	X	-	-	-	-	-

---

## Material Suplementar 2

### Valores de TSS e AUC

<i>Species</i>	<b>Algorithm</b>	<b>TSS</b>	<b>AUC</b>
<i>Andigena cucullata</i>	Bioclimatic Envelope Method - BioClim	0,28	0,64
	Gaussian Model	0,78	0,93
	Maximum Likelihood	0,93	0,83
	Maxent with default features – MaxNet	0,9	0,94
	Simple Maxent Model	0,94	0,98
	Random Forest – RDF	0,78	0,93
	Support Vector Machine – SVM	0,89	0,94
	<b>Final Model</b>	<b>0,94</b>	<b>1</b>
<i>Andigena hypoglauca</i>	Bioclimatic Envelope Method - BioClim	0,86	0,93
	Gaussian Model	0,98	1
	Maximum Likelihood	0,95	0,99
	Maxent with default features – MaxNet	0,96	0,99
	Simple Maxent Model	0,95	0,99
	Random Forest – RDF	0,98	1
	Support Vector Machine – SVM	0,98	1
	<b>Final Model</b>	<b>0,99</b>	<b>1</b>
<i>Andigena laminirostris</i>	Bioclimatic Envelope Method - BioClim	0,75	0,87
	Gaussian Model	0,87	0,97
	Maximum Likelihood	0,66	0,84
	Maxent with default features – MaxNet	0,87	0,97
	Simple Maxent Model	0,85	0,94
	Random Forest – RDF	0,87	0,98
	Support Vector Machine – SVM	0,84	0,97
	<b>Final Model</b>	<b>0,93</b>	<b>0,99</b>
<i>Andigena nigrirostris</i>	Bioclimatic Envelope Method - BioClim	0,84	0,92
	Gaussian Model	0,96	0,99
	Maximum Likelihood	0,94	0,98
	Maxent with default features – MaxNet	0,92	0,98
	Simple Maxent Model	0,92	0,98
	Random Forest – RDF	0,94	0,99
	Support Vector Machine – SVM	0,96	0,99
	<b>Final Model</b>	<b>0,96</b>	<b>1</b>
<i>Aulacorhynchus albivitta</i>	Bioclimatic Envelope Method - BioClim	1	1
	Generalized Additive Model – GAM	1	1
	Gaussian Model	0,95	1
	Generalized Linear Model – GLM	1	1
	Maximum Likelihood	0,32	0,57
	Maxent with default features – MaxNet	0,73	1
	Simple Maxent Model	0,92	0,99
	Random Forest – RDF	1	1
	Support Vector Machine – SVM	0,97	1
<b>Final Model</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	
<i>Aulacorhynchus atrogularis</i>	Bioclimatic Envelope Method - BioClim	1	1
	Gaussian Model	1	1
	Maximum Likelihood	0,2	0,6
	Maxent with default features – MaxNet	0,8	0,88

	Simple Maxent Model	0,8	0,88
	Random Forest – RDF	1	1
	Support Vector Machine – SVM	1	1
	<b>Final Model</b>	<b>1</b>	<b>1</b>
<i>Aulacorhynchus caeruleogularis</i>	Bioclimatic Envelope Method - BioClim	1	1
	Gaussian Model	1	1
	Maximum Likelihood	0,86	0,94
	Maxent with default features – MaxNet	1	1
	Simple Maxent Model	1	1
	Random Forest – RDF	1	1
	Support Vector Machine – SVM	1	1
	<b>Final Model</b>	<b>1</b>	<b>1</b>
<i>Aulacorhynchus calorhynchus</i>	Bioclimatic Envelope Method - BioClim	1	1
	Gaussian Model	1	1
	Maximum Likelihood	0,29	0,59
	Maxent with default features – MaxNet	1	1
	Simple Maxent Model	1	1
	Random Forest – RDF	1	1
	Support Vector Machine – SVM	1	1
	<b>Final Model</b>	<b>1</b>	<b>1</b>
<i>Aulacorhynchus coeruleicinctis</i>	Bioclimatic Envelope Method - BioClim	0,76	0,88
	Gaussian Model	0,95	0,99
	Maximum Likelihood	0,75	0,91
	Maxent with default features – MaxNet	0,76	0,92
	Simple Maxent Model	0,79	0,93
	Random Forest – RDF	0,79	0,95
	Support Vector Machine – SVM	0,93	0,98
	<b>Final Model</b>	<b>0,95</b>	<b>1</b>
<i>Aulacorhynchus cyanulaemus</i>	Bioclimatic Envelope Method - BioClim	1	1
	Gaussian Model	1	1
	Maximum Likelihood	0,5	0,75
	Maxent with default features – MaxNet	1	1
	Simple Maxent Model	1	1
	Random Forest – RDF	1	1
	Support Vector Machine – SVM	1	1
	<b>Final Model</b>	<b>1</b>	<b>1</b>
<i>Aulacorhynchus derbianus</i>	Bioclimatic Envelope Method - BioClim	0,67	0,83
	Gaussian Model	0,86	0,96
	Maximum Likelihood	0,63	0,85
	Maxent with default features – MaxNet	0,7	0,92
	Simple Maxent Model	0,68	0,91
	Random Forest – RDF	0,91	0,98
	Support Vector Machine – SVM	0,89	0,97
	<b>Final Model</b>	<b>0,91</b>	<b>0,96</b>
<i>Aulacorhynchus haematopygus</i>	Bioclimatic Envelope Method - BioClim	0,91	0,96
	Gaussian Model	0,97	1
	Maximum Likelihood	0,23	0,55
	Maxent with default features – MaxNet	0,89	0,98
	Simple Maxent Model	0,82	0,96
	Random Forest – RDF	0,97	1
	Support Vector Machine – SVM	0,97	1
	<b>Final Model</b>	<b>0,98</b>	<b>1</b>

<i>Aulacorhynchus huallagae</i>	Bioclimatic Envelope Method - BioClim	1	1
	Gaussian Model	1	1
	Maximum Likelihood	0,2	0,6
	Maxent with default features – MaxNet	1	1
	Simple Maxent Model	1	1
	Random Forest – RDF	1	1
	Support Vector Machine – SVM	1	1
	<b>Final Model</b>	<b>1</b>	<b>1</b>
<i>Aulacorhynchus prasinus</i>	Bioclimatic Envelope Method - BioClim	0,89	0,97
	Generalized Additive Model – GAM	0,92	0,99
	Gaussian Model	0,93	0,99
	Generalized Linear Model – GLM	0,79	0,95
	Maximum Likelihood	0,33	0,67
	Maxent with default features – MaxNet	0,71	0,93
	Simple Maxent Model	0,64	0,89
	Random Forest – RDF	0,92	0,99
	Support Vector Machine – SVM	0,94	0,99
	<b>Final Model</b>	<b>0,94</b>	<b>0,99</b>
<i>Aulacorhynchus sulcatus</i>	Bioclimatic Envelope Method - BioClim	0,65	0,82
	Generalized Additive Model – GAM	0,95	0,99
	Gaussian Model	0,98	1
	Generalized Linear Model – GLM	0,96	0,98
	Maximum Likelihood	0,92	0,99
	Maxent with default features – MaxNet	0,89	0,98
	Simple Maxent Model	0,89	0,98
	Random Forest – RDF	0,93	0,98
	Support Vector Machine – SVM	0,96	1
	<b>Final Model</b>	<b>0,98</b>	<b>1</b>
<i>Aulacorhynchus wagleri</i>	Bioclimatic Envelope Method - BioClim	1	1
	Generalized Additive Model – GAM	1	1
	Gaussian Model	0,93	1
	Generalized Linear Model – GLM	0,87	0,99
	Maximum Likelihood	0,4	0,68
	Maxent with default features – MaxNet	0,93	1
	Simple Maxent Model	0,93	1
	Random Forest – RDF	1	1
	Support Vector Machine – SVM	0,93	1
	<b>Final Model</b>	<b>1</b>	<b>1</b>
<i>Aulacorhynchus whitelianus</i>	Bioclimatic Envelope Method - BioClim	1	1
	Gaussian Model	1	1
	Maximum Likelihood	0,6	0,96
	Maxent with default features – MaxNet	0,8	0,92
	Simple Maxent Model	1	1
	Random Forest – RDF	1	1
	Support Vector Machine – SVM	1	1
	<b>Final Model</b>	<b>1</b>	<b>1</b>
<i>Peteroglossus aracari</i>	Bioclimatic Envelope Method - BioClim	0,74	0,88
	Generalized Additive Model – GAM	0,84	0,97
	Gaussian Model	0,87	0,98
	Generalized Linear Model – GLM	0,8	0,94
	Maximum Likelihood	0,58	0,8
	Maxent with default features – MaxNet	0,58	0,86

	Simple Maxent Model	0,54	0,84
	Random Forest – RDF	0,86	0,98
	Support Vector Machine – SVM	0,88	0,99
	<b>Final Model</b>	<b>0,87</b>	<b>0,98</b>
<i>Peteroglossus azara</i>	Bioclimatic Envelope Method - BioClim	0,76	0,89
	Generalized Additive Model – GAM	0,92	0,98
	Gaussian Model	0,95	0,99
	Generalized Linear Model – GLM	0,86	0,98
	Maximum Likelihood	0,5	0,75
	Maxent with default features – MaxNet	0,64	0,87
	Simple Maxent Model	0,64	0,87
	Random Forest – RDF	0,93	0,99
	Support Vector Machine – SVM	0,96	1
	<b>Final Model</b>	<b>0,94</b>	<b>0,99</b>
	<i>Peteroglossus bailloni</i>	Bioclimatic Envelope Method - BioClim	0,21
Gaussian Model		0,84	0,96
Maximum Likelihood		0,89	0,94
Maxent with default features – MaxNet		0,74	0,91
Simple Maxent Model		0,81	0,94
Random Forest – RDF		0,89	0,98
Support Vector Machine – SVM		0,89	0,98
<b>Final Model</b>		<b>0,84</b>	<b>0,98</b>
<i>Peteroglossus beauharnaesii</i>	Bioclimatic Envelope Method - BioClim	0,57	0,79
	Generalized Additive Model – GAM	0,88	0,96
	Gaussian Model	0,79	0,92
	Generalized Linear Model – GLM	0,8	0,92
	Maximum Likelihood	0,15	0,51
	Maxent with default features – MaxNet	0,66	0,9
	Simple Maxent Model	0,71	0,9
	Random Forest – RDF	0,89	0,97
	Support Vector Machine – SVM	0,79	0,95
	<b>Final Model</b>	<b>0,92</b>	<b>0,99</b>
<i>Peteroglossus bitorquatus</i>	Bioclimatic Envelope Method - BioClim	0,47	0,74
	Generalized Additive Model – GAM	0,85	0,94
	Gaussian Model	0,87	0,96
	Generalized Linear Model – GLM	0,7	0,91
	Maximum Likelihood	0,4	0,66
	Maxent with default features – MaxNet	0,64	0,87
	Simple Maxent Model	0,72	0,87
	Random Forest – RDF	0,86	0,97
	Support Vector Machine – SVM	0,87	0,96
	<b>Final Model</b>	<b>0,88</b>	<b>0,99</b>
<i>Peteroglossus castanotis</i>	Bioclimatic Envelope Method - BioClim	0,9	0,98
	Generalized Additive Model – GAM	0,91	0,98
	Gaussian Model	0,92	0,99
	Generalized Linear Model – GLM	0,82	0,94
	Maximum Likelihood	0,34	0,67
	Maxent with default features – MaxNet	0,48	0,8
	Simple Maxent Model	0,48	0,8
	Random Forest – RDF	0,95	0,99
	Support Vector Machine – SVM	0,93	0,99
<b>Final Model</b>	<b>0,94</b>	<b>1</b>	

<i>Peteroglossus erythropygius</i>	Bioclimatic Envelope Method - BioClim	1	1
	Gaussian Model	1	1
	Maximum Likelihood	0,82	0,95
	Maxent with default features – MaxNet	1	1
	Simple Maxent Model	1	1
	Random Forest – RDF	1	1
	Support Vector Machine – SVM	1	1
	<b>Final Model</b>	<b>1</b>	<b>1</b>
<i>Peteroglossus frantzii</i>	Bioclimatic Envelope Method - BioClim	0,62	0,81
	Generalized Additive Model – GAM	0,86	0,93
	Gaussian Model	0,9	0,99
	Generalized Linear Model – GLM	0,86	0,96
	Maximum Likelihood	0,88	0,96
	Maxent with default features – MaxNet	0,94	0,98
	Simple Maxent Model	0,93	0,98
	Random Forest – RDF	0,97	1
	Support Vector Machine – SVM	0,91	1
<b>Final Model</b>	<b>0,93</b>	<b>0,96</b>	
<i>Peteroglossus humboldtii</i>	Bioclimatic Envelope Method - BioClim	1	1
	Gaussian Model	0,84	0,96
	Maximum Likelihood	0,64	0,83
	Maxent with default features – MaxNet	0,84	0,96
	Simple Maxent Model	0,8	0,93
	Random Forest – RDF	0,96	1
	Support Vector Machine – SVM	0,8	0,95
	<b>Final Model</b>	<b>0,88</b>	<b>0,99</b>
<i>Peteroglossus inscriptus</i>	Bioclimatic Envelope Method - BioClim	0,79	0,9
	Generalized Additive Model – GAM	0,92	0,98
	Gaussian Model	0,93	0,99
	Generalized Linear Model – GLM	0,88	0,98
	Maximum Likelihood	0,27	0,58
	Maxent with default features – MaxNet	0,5	0,81
	Simple Maxent Model	0,54	0,8
	Random Forest – RDF	0,93	0,99
	Support Vector Machine – SVM	0,93	0,99
<b>Final Model</b>	<b>0,94</b>	<b>1</b>	
<i>Peteroglossus pluricinctus</i>	Bioclimatic Envelope Method - BioClim	0,71	0,86
	Generalized Additive Model – GAM	0,93	0,98
	Gaussian Model	0,96	0,99
	Generalized Linear Model – GLM	0,81	0,93
	Maximum Likelihood	0,49	0,77
	Maxent with default features – MaxNet	0,77	0,94
	Simple Maxent Model	0,72	0,93
	Random Forest – RDF	0,94	0,99
	Support Vector Machine – SVM	0,95	1
<b>Final Model</b>	<b>0,96</b>	<b>0,99</b>	
<i>Peteroglossus sanguineus</i>	Bioclimatic Envelope Method - BioClim	1	1
	Gaussian Model	1	1
	Maximum Likelihood	0,91	0,98
	Maxent with default features – MaxNet	1	1
	Simple Maxent Model	1	1
	Random Forest – RDF	1	1

	Support Vector Machine – SVM	1	1
	<b>Final Model</b>	<b>1</b>	<b>1</b>
<i>Peteroglossus sturmi</i>	Bioclimatic Envelope Method - BioClim	1	1
	Gaussian Model	1	1
	Maximum Likelihood	0,4	0,7
	Maxent with default features – MaxNet	0,8	0,96
	Simple Maxent Model	0,8	0,96
	Random Forest – RDF	1	1
	Support Vector Machine – SVM	1	1
	<b>Final Model</b>	<b>1</b>	<b>1</b>
	<i>Peteroglossus torquatus</i>	Bioclimatic Envelope Method - BioClim	0,8
Generalized Additive Model – GAM		0,89	0,97
Gaussian Model		0,91	0,99
Generalized Linear Model – GLM		0,85	0,96
Maximum Likelihood		0,31	0,51
Maxent with default features – MaxNet		0,64	0,91
Simple Maxent Model		0,59	0,88
Random Forest – RDF		0,88	0,98
Support Vector Machine – SVM		0,94	0,99
<b>Final Model</b>	<b>0,92</b>	<b>0,98</b>	
<i>Peteroglossus viridis</i>	Bioclimatic Envelope Method - BioClim	0,54	0,77
	Gaussian Model	0,85	0,96
	Maximum Likelihood	0,78	0,88
	Maxent with default features – MaxNet	0,59	0,86
	Simple Maxent Model	0,67	0,86
	Random Forest – RDF	0,86	0,97
	Support Vector Machine – SVM	0,88	0,98
	<b>Final Model</b>	<b>0,9</b>	<b>1</b>
<i>Ramphastos ambiguus</i>	Bioclimatic Envelope Method - BioClim	0,83	0,95
	Generalized Additive Model – GAM	0,92	0,98
	Gaussian Model	0,92	0,99
	Generalized Linear Model – GLM	0,82	0,96
	Maximum Likelihood	0,63	0,83
	Maxent with default features – MaxNet	0,74	0,94
	Simple Maxent Model	0,62	0,9
	Random Forest – RDF	0,92	0,99
	Support Vector Machine – SVM	0,93	0,99
<b>Final Model</b>	<b>0,95</b>	<b>1</b>	
<i>Ramphastos ariel</i>	Bioclimatic Envelope Method - BioClim	1	1
	Gaussian Model	0,85	0,98
	Maximum Likelihood	0,41	0,68
	Maxent with default features – MaxNet	0,7	0,91
	Simple Maxent Model	0,67	0,91
	Random Forest – RDF	1	1
	Support Vector Machine – SVM	0,89	0,97
<b>Final Model</b>	<b>0,96</b>	<b>1</b>	
<i>Ramphastos brevis</i>	Bioclimatic Envelope Method - BioClim	0,44	0,72
	Generalized Additive Model – GAM	0,95	0,99
	Gaussian Model	0,92	0,99
	Generalized Linear Model – GLM	0,99	1
	Maximum Likelihood	0,85	0,96
	Maxent with default features – MaxNet	0,95	0,99

	Simple Maxent Model	0,95	0,99
	Random Forest – RDF	0,93	0,98
	Support Vector Machine – SVM	0,86	0,97
	<b>Final Model</b>	<b>0,96</b>	<b>1</b>
<i>Ramphastos citreolaemus</i>	Bioclimatic Envelope Method - BioClim	1	1
	Gaussian Model	1	1
	Maximum Likelihood	0,33	0,67
	Maxent with default features – MaxNet	0,83	0,97
	Simple Maxent Model	1	1
	Random Forest – RDF	1	1
	Support Vector Machine – SVM	1	1
	<b>Final Model</b>	<b>1</b>	<b>1</b>
<i>Ramphastos culminatus</i>	Bioclimatic Envelope Method - BioClim	1	1
	Gaussian Model	0,94	0,99
	Maximum Likelihood	0,63	0,76
	Maxent with default features – MaxNet	0,88	0,97
	Simple Maxent Model	0,75	0,94
	Random Forest – RDF	1	1
	Support Vector Machine – SVM	0,88	0,98
	<b>Final Model</b>	<b>0,94</b>	<b>0,99</b>
<i>Ramphastos cuvieri</i>	Bioclimatic Envelope Method - BioClim	0,07	0,54
	Gaussian Model	0,61	0,83
	Maximum Likelihood	0,27	0,67
	Maxent with default features – MaxNet	0,5	0,75
	Simple Maxent Model	0,51	0,72
	Random Forest – RDF	0,85	0,94
	Support Vector Machine – SVM	0,72	0,86
	<b>Final Model</b>	<b>0,8</b>	<b>0,96</b>
<i>Ramphastos dicolorus</i>	Bioclimatic Envelope Method - BioClim	0,38	0,69
	Generalized Additive Model – GAM	0,71	0,78
	Gaussian Model	0,84	0,95
	Generalized Linear Model – GLM	0,78	0,84
	Maximum Likelihood	0,74	0,83
	Maxent with default features – MaxNet	0,89	0,94
	Simple Maxent Model	0,86	0,93
	Random Forest – RDF	0,84	0,95
	Support Vector Machine – SVM	0,9	0,97
	<b>Final Model</b>	<b>0,9</b>	<b>0,99</b>
<i>Ramphastos sulfuratus</i>	Bioclimatic Envelope Method - BioClim	0,83	0,95
	Generalized Additive Model – GAM	0,78	0,96
	Gaussian Model	0,85	0,97
	Generalized Linear Model – GLM	0,72	0,93
	Maximum Likelihood	0,65	0,9
	Maxent with default features – MaxNet	0,62	0,9
	Simple Maxent Model	0,55	0,84
	Random Forest – RDF	0,83	0,97
	Support Vector Machine – SVM	0,89	0,98
	<b>Final Model</b>	<b>0,86</b>	<b>0,99</b>
<i>Ramphastos toco</i>	Bioclimatic Envelope Method - BioClim	0,48	0,74
	Generalized Additive Model – GAM	0,72	0,89
	Gaussian Model	0,76	0,92
	Generalized Linear Model – GLM	0,68	0,85

	Maximum Likelihood	0,33	0,57
	Maxent with default features – MaxNet	0,68	0,89
	Simple Maxent Model	0,68	0,89
	Random Forest – RDF	0,74	0,9
	Support Vector Machine – SVM	0,79	0,95
	<b>Final Model</b>	<b>0,79</b>	<b>0,93</b>
	Bioclimatic Envelope Method - BioClim	0,88	0,95
	Generalized Additive Model – GAM	0,95	0,99
	Gaussian Model	0,95	1
	Generalized Linear Model – GLM	0,93	0,98
	Maximum Likelihood	0,57	0,86
<i>Ramphastos tucanus</i>	Maxent with default features – MaxNet	0,6	0,84
	Simple Maxent Model	0,62	0,83
	Random Forest – RDF	0,94	0,99
	Support Vector Machine – SVM	0,95	1
	<b>Final Model</b>	<b>0,95</b>	<b>1</b>
	Bioclimatic Envelope Method - BioClim	851	0,96
	Generalized Additive Model – GAM	921	0,98
	Gaussian Model	0,94	0,99
	Generalized Linear Model – GLM	0,9	0,97
	Maximum Likelihood	0,69	0,9
<i>Ramphastos vitellinus</i>	Maxent with default features – MaxNet	0,64	0,87
	Simple Maxent Model	0,65	0,86
	Random Forest – RDF	0,92	0,99
	Support Vector Machine – SVM	0,94	0,99
	<b>Final Model</b>	<b>0,94</b>	<b>0,99</b>
	Bioclimatic Envelope Method - BioClim	0,73	0,87
	Generalized Additive Model – GAM	0,78	0,94
	Gaussian Model	0,83	0,97
	Generalized Linear Model – GLM	0,75	0,92
	Maximum Likelihood	0,82	0,94
<i>Selenidera gouldii</i>	Maxent with default features – MaxNet	0,62	0,88
	Simple Maxent Model	0,64	0,88
	Random Forest – RDF	0,91	0,98
	Support Vector Machine – SVM	0,86	0,97
	<b>Final Model</b>	<b>0,86</b>	<b>0,99</b>
	Bioclimatic Envelope Method - BioClim	1	1
	Gaussian Model	1	1
	Maximum Likelihood	0,09	0,53
<i>Selenidera langsdorfii</i>	Maxent with default features – MaxNet	0,91	0,99
	Simple Maxent Model	0,91	0,99
	Random Forest – RDF	1	1
	Support Vector Machine – SVM	1	1
	<b>Final Model</b>	<b>1</b>	<b>1</b>
	Bioclimatic Envelope Method - BioClim	0,69	0,85
<i>Selenidera maculirostris</i>	Generalized Additive Model – GAM	0,83	0,95
	Gaussian Model	0,9	0,98
	Generalized Linear Model – GLM	0,74	0,91
	Maximum Likelihood	0,61	0,8
	Maxent with default features – MaxNet	0,84	0,95
	Simple Maxent Model	0,83	0,95
	Random Forest – RDF	0,92	0,98

	Support Vector Machine – SVM	0,93	0,97
	<b>Final Model</b>	<b>0,92</b>	<b>0,98</b>
<i>Selenidera nattereri</i>	Bioclimatic Envelope Method - BioClim	1	1
	Generalized Additive Model – GAM	1	1
	Gaussian Model	0,93	0,99
	Generalized Linear Model – GLM	1	1
	Maximum Likelihood	0,71	0,89
	Maxent with default features – MaxNet	0,93	0,99
	Simple Maxent Model	0,93	0,99
	Random Forest – RDF	1	1
	Support Vector Machine – SVM	1	1
	<b>Final Model</b>	<b>1</b>	<b>1</b>
<i>Selenidera piperivora</i>	Bioclimatic Envelope Method - BioClim	0,29	0,65
	Gaussian Model	0,89	0,97
	Maximum Likelihood	0,74	0,91
	Maxent with default features – MaxNet	0,88	0,96
	Simple Maxent Model	0,88	0,96
	Random Forest – RDF	0,95	0,99
	Support Vector Machine – SVM	0,95	0,99
	<b>Final Model</b>	<b>0,88</b>	<b>0,98</b>
<i>Selenidera reinwardtii</i>	Bioclimatic Envelope Method - BioClim	0,78	0,9
	Gaussian Model	0,93	0,99
	Maximum Likelihood	0,71	0,87
	Maxent with default features – MaxNet	0,55	0,81
	Simple Maxent Model	0,61	0,86
	Random Forest – RDF	0,89	0,98
	Support Vector Machine – SVM	0,93	1
	<b>Final Model</b>	<b>0,94</b>	<b>0,99</b>
<i>Selenidera spectabilis</i>	Bioclimatic Envelope Method - BioClim	0,46	0,73
	Generalized Additive Model – GAM	0,96	0,99
	Gaussian Model	0,89	0,97
	Generalized Linear Model – GLM	0,84	0,94
	Maximum Likelihood	0,72	0,89
	Maxent with default features – MaxNet	0,74	0,94
	Simple Maxent Model	0,8	0,96
	Random Forest – RDF	0,92	0,99
	Support Vector Machine – SVM	0,97	1
	<b>Final Model</b>	<b>0,97</b>	<b>1</b>

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

Nesta tese de Doutorado, vamos de encontro com a ideia de que animais grandes, no caso Aves, são bem estudadas. Ramphastidae, comparativamente ao grupo, pôde ser considerada pouco estudada. Outro fator que chamou atenção foi que espécies ameaçadas e não ameaçadas receberam a mesma importância em termos de publicação. E, apesar da pequena quantidade trabalhos, os que foram realizados sobre o grupo, *in situ* e *ex situ* não diferiram em termos quantitativos, indicando que pouco conhecimento de base tem sido gerado sobre a família. Apesar de possuir muitos atributos de espécies carismáticas e de ser bem conhecida do público leigo, Ramphastidae é uma família que pode ser considerada pouco estudada.

Nossos resultados mostraram que o impacto da inserção das interações bióticas dependem da escala espacial utilizada. Além disso, tem importantes implicações para o plano de conservação das espécies. As mudanças climáticas induzidas pelo homem, juntamente com a perda de hábitat, podem provocar a ameaça a sobrevivência de espécies. Entretanto a potência desse efeito pode variar ao se combinar a interações bióticas. Para desenvolver modelos de distribuição de espécies úteis, precisamos dar mais atenção ao potencial valor de incorporar as interações bióticas ao modelo. Enquanto fatores abióticos claramente influenciam o uso de hábitat e a distribuição, fatores bióticos também desempenham um papel possivelmente ainda maior para algumas espécies que outras.

Também demonstramos que de modo geral tanto as áreas de distribuição totais quanto as áreas de distribuição que estão inseridas em áreas protegidas tendem a diminuir de acordo com o que piora o cenário climático e conforme o tempo passa. Isso é ainda mais perigoso para populações com distribuições mais restritas. Espécies que no presente não estão ameaçadas por nenhum critério podem vir a ser no futuro devido à perda de área de distribuição. Para evitar a extinção destas espécies, é necessário que se inicie pesquisas extensivas de regiões até então inexploradas dentro da

distribuição atual da espécie, e que se desenvolvam programas intensivos de conservação e proteção nos locais previstos para permanecerem definitivamente adequados para a espécie no futuro.