**Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”**

**Ciência cidadã e modelos de distribuição de espécies para a conservação de
aves ameaçadas**

Alex Augusto de Abreu Bovo

Tese apresentada para obtenção do título de Doutor em
Ciências, Programa: Recursos Florestais. Opção em:
Conservação de Ecossistemas Florestais

**Piracicaba
2021**

Alex Augusto de Abreu Bovo
Bacharel em Ciências Biológicas

**Ciência cidadã e modelos de distribuição de espécies para a conservação de aves
ameaçadas**

versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011

Orientadora:

Profa. Dra. **KATIA MARIA PASCHOALETTO MICCHI DE BARROS FERRAZ**

Tese apresentada para obtenção do título de Doutor em Ciências, Programa: Recursos
Florestais. Opção em: Conservação de Ecossistemas Florestais

Piracicaba
2021

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
DIVISÃO DE BIBLIOTECA – DIBD/ESALQ/USP

Bovo, Alex Augusto de Abreu

Ciência cidadã e modelos de distribuição de espécies para a conservação de aves ameaçadas/ Alex Augusto de Abreu Bovo. - - versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011. - - Piracicaba, 2021.

104 p.

Tese (Doutorado) - - USP / Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz".

1. Aves 2. Conservação 3. Modelagem de Distribuição de Espécies 4. Ciência Cidadã 5. Jacutinga 6. Reintrodução 7. Qualidade de dados 8. Papagaio-de-peito-roxo I. Título

AGRADECIMENTOS

Quando eu era criança, eu acreditava que eu era uma pessoa muito diferenciada e que seria capaz de fazer grandes realizações sozinho. Ao longo do tempo fui percebendo que não é bem assim que as coisas funcionam. No doutorado, tive total certeza de que sozinho não farei nada grandioso, mas que colaborando com outras pessoas, serei capaz de fazer minha parte e ajudar na realização de coisas importantes. Essa tese é fruto da contribuição de muitas pessoas e instituições através de ideias, experiências, informações, emoções e oportunidades, as quais agradeço abaixo.

À Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” e à Universidade de São Paulo, pelo suporte acadêmico e pelas oportunidades. À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela bolsa concedida ao longo do doutorado. Ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Florestais, pela contribuição à minha formação. À Giovana, por sempre auxiliar com paciência a encontrar os caminhos corretos.

À Katia Ferraz, pela orientação, conversas, oportunidades, incentivos, e por ter me apresentado o fantástico mundo do planejamento da conservação e da modelagem. Dificilmente eu estaria fazendo algo que gosto mais. Espero continuar auxiliando muitas espécies que precisam da nossa ajuda! Obrigado!

Ao CEMAVE, pela oportunidade de colaborar com os Planos de Ação Nacional (PAN), entre outros eventos, e fazer parte de tanto esforço coletivo para a conservação das aves brasileiras. Agradeço especialmente ao Antônio Emanuel Barreto Alves de Sousa, pelo primeiro convite para o PAN Aves da Mata Atlântica, e à Rita Surrage, Patrícia Pereira Serafini, Antônio Eduardo Araújo Barbosa e Priscilla Prudente do Amaral. Também à Marina Somenzari, pela amizade, conhecimentos e todo o aprendizado compartilhados.

Ao Grupo de Planejamento para o Planejamento da Conservação (IUCN SSC CPSG), pelas oportunidades e por confiar na minha ajuda, e ao Centro de Sobrevivência de Espécies (CSE) pelas oportunidades de aprendizado, em especial à Fabiana Lopes Rocha.

Ao Parque das Aves, SAVE Brasil, Zooparque Itatiba, que contribuíram com oportunidades e apoio para o desenvolvimento das minhas atividades.

A todos os membros de PANs e de oficinas para a conservação de espécie por todo o conhecimento compartilhado. Professores, especialistas, membros de ONGs, autônomos, colegas estudantes, funcionários de empresas e órgãos ambientais, biólogos, veterinários, agrônomos, e tantas outros! Ver o engajamento, a perseverança e a motivação de vocês em conservar espécies e ambientes é fantástico e motivador!

A todos os professores que tive, da pré-escola ao doutorado, por tudo o que vocês compartilharam comigo e me permitiram aprender! Muito do que sei hoje é devido à vocês, e sou capaz de pontuar diversos momentos importantes de aprendizado. Também agradeço aos que, inconscientemente, me mostraram como não ser!

Aos membros da banca, por dedicarem tempo e cérebro para refletir sobre essa tese e dar suas contribuições. Pelo mesmo motivo também agradeço os membros da banca de qualificação.

Aos companheiros de estudo. Trabalhar ao lado de vocês e poder discutir, conhecer novos pontos de vista, espécies, histórias de campo e experiências, com certeza foi uma das partes fascinantes desse trabalho. Ver as tantas coisas boas que vocês fazem é inspirador e me faz ter orgulho das pessoas que estão ao meu redor. Aos amigos do LEMaC, em especial, muito obrigado! Ao Vinícius Albericé, Carol Ortiz e Yuri Ribeiro, pela parceria nas modelagens e pela amizade! Ao Marcelo Magioli, pela colaboração de sempre e pela amizade! Ao Henrique Concone, por ter compartilhado desde os estudos pra seleção do programa até a entrega da tese, e pela amizade! Eduardo, Bogoni, Letícia, Fernanda, Mari, Daiane, Roberta, Ana, Beatriz, Maristela, Jake, Anna, Marcel!!! A companhia de vocês me ajudou muito!

Ao Tinamus, pelas discussões!

Ao GADD, pelo gás na reta final!

Aos amigos ornitólogos, por tantas histórias e conhecimentos compartilhados! Em especial, Alex Mesquita, Arthur Gomes, Carlos Gussoni, Eduardo Alexandrino e Fernando Igor.

Aos amigos que me acolheram nas muitas noites em Piracicaba. Tiago, Carol, Vinicius, Yuri e Bogoni! Vocês não imaginam o quanto vocês me ajudaram! Muito obrigado!

À muitas outras pessoas que contribuíram. É difícil lembrar de todo mundo.

À minha família, pelo apoio e por todo o carinho durante todo esse tempo estudando “longe de casa”!

À Danitiele, por estar ao meu lado e fazer esses quatro anos de doutorado serem possíveis! Eu não sei se sou uma grande pessoa, mas com certeza eu tenho uma ótima pessoa ao meu lado! Te amo muito.

Dedico essa tese às crianças, em especial ao Augusto. Que vocês conheçam e cultivem muito amor no coração.

SUMÁRIO

RESUMO	6
ABSTRACT	8
1. INTRODUÇÃO.....	9
2. CIÊNCIA CIDADÃ COMO UMA IMPORTANTE FONTE DE DADOS PARA A CONSERVAÇÃO DE ESPÉCIES AMEAÇADAS	15
2.1. INTRODUÇÃO	16
2.2. MATERIAL E MÉTODOS.....	20
2.2.1. Área de estudo	20
2.2.2. Espécies modeladas	21
2.2.3. Espaço geográfico	24
2.2.4. Dados de presença.....	24
2.2.5. Seleção e filtragem dos registros de presença.....	26
2.2.6. Dados abióticos.....	27
2.2.7. Modelagem de Distribuição de Espécies.....	28
2.2.8. Distribuição espacial e ambiental dos registros.....	29
2.2.9. Filtro ambiental.....	30
2.3. RESULTADOS	30
2.3.1. Acurácia dos registros	30
2.3.2. Distribuição espacial e ambiental dos registros.....	32
2.3.3. Modelos de Distribuição de Espécies	32
2.3.4. Filtro no espaço ambiental.....	34
2.4. DISCUSSÃO	36
2.4.1. Ciência cidadã crowdsourcing como fonte de dados.....	36
2.4.2. Uso dos dados para a construção de MDEs.....	38
2.4.3. Considerações finais.....	41
3. DISTRIBUIÇÃO POTENCIAL DA JACUTINGA (ABURRIA JACUTINGA) E ÁREAS POTENCIAIS PARA SUA REINTRODUÇÃO	53
3.1. INTRODUÇÃO	54
3.2. MATERIAL E MÉTODOS.....	57
3.2.1. Área de estudo	57
3.2.2. Registros de jacutinga.....	58
3.2.3. Dados abióticos.....	59
3.2.4. Modelagem de distribuição de espécies	60
3.3. RESULTADOS	61
3.4. DISCUSSÃO	65
3.4.1. Áreas adequadas potenciais à reintroduções	68
3.4.2. Limitações da abordagem e outras questões importantes.....	69
3.4.3. Conclusão.....	71
4. WIKIAVES COMO UMA FERRAMENTA PARA A CONSERVAÇÃO DE UMA ESPÉCIE AMEAÇADA	81
4.1. INTRODUÇÃO	82
4.2. MATERIAL E MÉTODOS.....	84
4.3. RESULTADOS	85
4.4. DISCUSSÃO	86
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS	93
APÊNDICES	95

RESUMO

Ciência cidadã e modelos de distribuição de espécies para a conservação de aves ameaçadas

As alterações antrópicas causadas às áreas naturais tornam urgentes as ações para a conservação de espécies, que devem ser planejadas para aumentar a eficiência dos esforços investidos. A Modelagem de Distribuição de Espécies (MDE) é uma ferramenta capaz de auxiliar na conservação a partir da identificação de áreas com maior adequabilidade ambiental para a ocorrência de espécies. Para isso, é necessário utilizar dados ambientais espacializados e dados de presença acurados da espécie a ser modelada. Porém, para diversas espécies, os dados de presença são limitados a poucas áreas devido à falta de estudos. Para auxiliar a preencher essa lacuna, a ciência cidadã surge como uma potencial fonte de dados já utilizada em diversas áreas dentro da ecologia. Assim, o objetivo dessa tese foi investigar o potencial de uso de dados de ciência cidadã para a construção de modelos voltados à conservação de espécies e utilizar um modelo construído a partir de dados de ciência cidadã para auxiliar no planejamento de uma espécie de ave ameaçada da Mata Atlântica. No primeiro capítulo, para investigar o potencial de uso dos dados de ciência cidadã, comparamos no espaço geográfico e ambiental os dados presentes nas plataformas de ciência cidadã com os dados do mesmo registro enviado pelo usuário após solicitação. Dividimos todos os dados disponíveis em três grupos (controle, localidade e filtrado) para construir modelos e comparamos os resultados gerados. Também testamos um método de filtro de pontos utilizando o espaço ambiental para excluir pontos de localidade com informações marginais. As informações disponíveis nas plataformas mostraram um grande erro no espaço geográfico e inflaram a área ocupada pelos pontos no espaço ambiental, o que refletiu na qualidade dos modelos do grupo localidade, aumentando a sobreprevisão. O filtro utilizado foi capaz de reduzir esse erro, e pode ser uma ferramenta para espécies onde não existem dados acurados ao longo de toda a sua distribuição. No segundo capítulo, para encontrar áreas adequadas para a reintrodução da jacutinga (*Aburria jacutinga*), utilizamos dados de literatura, de projetos de pesquisas e enviados por usuários de ciência cidadã para a construção de um modelo. As áreas adequadas foram selecionadas a partir do tamanho estimado para a manutenção de uma população da espécie. Observamos que, apesar da grande retração em sua distribuição original, ainda existe adequabilidade ambiental para a jacutinga em grandes blocos de vegetação florestal, e identificamos algumas áreas sem registros recentes, que podem ser utilizados para a reintrodução da espécie. No terceiro capítulo, apresentamos um caso em que a base de dados de uma espécie ameaçada da Mata Atlântica, o papagaio-de-peito-roxo (*Amazona vinacea*), foi complementada a partir de dados de ciência cidadã. O objetivo desse capítulo foi divulgar aos cidadãos cientistas como os dados coletados por eles podem ser úteis para a conservação, e consequentemente, promover a coleta de dados com informações geográficas acuradas. Nossos resultados demonstram que, uma vez selecionados com critério, dados de ciência cidadã são uma valiosa fonte de informação para a produção de trabalhos científicos e sua consequência aplicação na conservação de espécies ameaçadas.

Palavras-chave: Aves, Conservação, Modelagem de Distribuição de Espécies, Ciência Cidadã, Jacutinga, Reintrodução, Qualidade de dados, Papagaio-de-peito-roxo

ABSTRACT

Citizen Science and Species Distribution Models for the conservation of threatened birds

The anthropogenic modifications caused to natural areas make actions for species conservation urgent, which should be planned to increase the efficiency of the invested efforts. The Species Distribution Modeling (SDM) is a tool able to support conservation through the identification of higher environmental suitability areas for species occurrence. For this, it is necessary to use spatial environmental data and accurate presence data of the species to be modeled. However, those data are limited for several species to few areas due to the absence of studies. To fill this gap, citizen science arises as a potential data source already used in many areas within ecology. The goal of this thesis was to investigate the potential use of citizen science data to build models for species conservation, and to use a model built using citizen science data to help in the planning of an Atlantic Forest endangered bird species. In the first chapter, to investigate the potential use of citizen science data, we compared, in geographic and environmental space, the available data in citizen science platforms (poorly accurate) with the exact locations of the same records, sent to us by the users. We divided the available data in three groups (control, locality and filtered) to build models and compare the results. We tested a filtering process using the environmental space to exclude locality records with marginal information. Locality data showed high geographic space error, and inflated the area occupied by the species in the environmental space, which reflected on the model quality, increasing overprediction. The filter we used was able to reduce this error and can be a valuable tool for species with lack of accurate occurrence records throughout its distribution. In the second chapter, to find suitable areas for reintroduction of the Black-fronted Piping-Guan (*Aburria jacutinga*), we used literature, scientific projects and citizen science data to build a model. Suitable areas were selected with the minimal size required for the maintenance of species' populations. Despite a significant retraction when compared to its original distribution, suitable areas for the Black-fronted Piping-Guan can still be found in large forest remnants. We identified suitable areas without recent records that can be used for the species reintroduction. The third chapter shows a case where the database of an endangered Atlantic Forest species, the Vinaceous-breasted Parrot (*Amazona vinacea*), was complemented using citizen science data. The goal of this chapter was to raise awareness on how the data collected by citizen scientists can be helpful for conservation, and to reinforce the importance of collecting data with accurate geographical information. Our findings showed that, once carefully selected, citizen science data are a valuable source of data for scientific purposes and can help to promote conservation of endangered species.

Keywords: Birds, Conservation, Species Distribution Modeling, Citizen Science, Black-fronted Piping-Guan, Reintroduction, Data quality, Vinaceous-breasted Parrot

1. INTRODUÇÃO

A população humana no planeta Terra passou de 1 bilhão de pessoas em 1800 para mais de 7 bilhões de pessoas atualmente, o que corresponde a um aumento de 700% em pouco mais de dois séculos (BONGAARTS, 2009; CRIST; MORA; ENGELMAN, 2017). O aumento das necessidades humanas, que inclui cidades, indústrias, transporte e agricultura, entre outros, causou uma grande mudança na cobertura e ocupação do solo em diversas regiões do planeta, incluindo as áreas florestais (GRANTHAM et al., 2020). Aproximadamente 25 % da superfície do planeta originalmente coberta por floresta já foi substituída por usos do solo antrópicos, e estima-se que 91% das florestas remanescentes sofre algum tipo de influência humana (GRANTHAM et al., 2020). Tais mudanças impactam a biodiversidade, e 389 espécies de vertebrados (incluindo 159 aves e 85 mamíferos) foram extintas nos últimos 500 anos devido à ações humanas, como a destruição e fragmentação de habitats, caça e introdução de espécies invasoras (IUCN, 2021).

Além do valor intrínseco da biodiversidade, as perdas e impactos gerados também afetam os seres humanos, visto que os serviços ecossistêmicos providos pelas áreas naturais e pela biodiversidade são fundamentais para diversas atividades antrópicas. Serviços como a geração de água e ar limpo, polinização de plantas selvagens e culturas agrícolas, sequestro de carbono, dispersão de sementes, controle de pragas e regulação do clima são providos por áreas naturais e usufruídos pela população humana (BIANCHI; BOOIJ; TSCHARNTKE, 2006; BONAN, 2008; DODDS; PERKIN; GERKEN, 2013; MOLOTOKS et al., 2018; WATSON et al., 2018). Conservar a diversidade biológica de espécies e suas interações, portanto, é uma necessidade da espécie humana.

Para maximizar os resultados das ações para promover a conservação da biodiversidade, é importante que essas sejam planejadas (MCINTOSH et al., 2017). É fundamental identificar áreas que sejam de maior importância para a conservação de espécies para que o investimento científico, técnico e financeiro seja aproveitado ao máximo (MCINTOSH et al., 2017). Entre diversas ferramentas disponíveis para auxiliar no planejamento da conservação, está a Modelagem de Distribuição de Espécies (MDE; PETERSON et al., 2011; GUIAN; THUILLER; ZIMMERMANN, 2017). A MDE é fundamentada na teoria de nicho ecológico, definido como o hipervolume multidimensional, construído a partir de variáveis ambientais, onde as características ambientais permitem que uma espécie possa sobreviver (HUTCHINSON, 1957). Identificando essas informações no espaço ambiental (formado pelas variáveis), é possível projetar no espaço geográfico (latitude,

longitude) qual a adequabilidade ambiental de uma região à presença de uma espécie. Para isso, são utilizados pontos de presença conhecidos para a espécie alvo (a partir de espécimes coletados e observações de campo, por exemplo) e variáveis ambientais (pluviosidade e temperatura, por exemplo) que expliquem a distribuição da espécie (PETERSON et al., 2011).

Um grande avanço no número de trabalhos e na aplicação da MDE ocorreu nos últimos anos (URBINA-CARDONA et al., 2019) e, atualmente, modelos têm sido aplicados em diversas áreas, com estudos envolvendo migração de aves, efeitos de mudanças climáticas e de impactos antrópicos, priorização de áreas e expansão de espécies exóticas introduzidas (MARINI et al., 2010; ROCHA et al., 2020; BOVO et al., 2021). No entanto, a aplicação desses modelos na conservação aplicada de espécies ainda é algo que é realizado em poucos casos (TULLOCH et al., 2016) e, recentemente diversos trabalhos tem reforçado a necessidade de aproximação entre diversos atores (pesquisadores, acadêmicos, especialistas, conservacionistas, etc.) para que o uso de resultados da MDE seja eficaz para a conservação (FERRAZ et al., 2020; SAUNDERS et al., 2021). A construção de modelos a partir da união de todos os atores envolvidos, além de aumentar a qualidade do modelo final, aumenta a possibilidade de aplicação dos resultados da ferramenta, fazendo com que todo o trabalho realizado por modeladores e cientistas não fique restrito a publicações científicas, mas seja utilizado para definição de áreas para novas buscas e investimento de esforços para a conservação (FERRAZ et al., 2020).

Um desafio sempre presente na construção de bons MDE, especialmente quando voltados para a aplicação, é a disponibilidade de um banco de dados com informações geográficas acuradas de presenças. Em alguns casos, existem grupos de especialistas e projetos de pesquisas trabalhando com a espécie por muitos anos, e que possuem um banco de dados de presenças que abrange toda a sua ocorrência (BOVO et al., 2021; FERRAZ et al., 2021). Porém, na maioria das vezes, não existem trabalhos focados na espécie, fazendo com que as poucas informações disponíveis sejam oriundas de trabalhos pontuais envolvendo levantamentos da assembleia de espécies. É nessa lacuna de dados que a ciência cidadã aparece com um grande potencial para auxiliar cientistas no fornecimento de dados.

A ciência cidadã é uma prática com séculos de existência, porém tal termo passou a ser utilizado cientificamente somente a partir da década de 1990 (VOHLAND et al., 2021). Apresenta diversas definições, e de um modo amplo, o termo se refere à “participação de não-profissionais em investigações científicas” (MILLER-RUSHING; PRIMACK; BONNEY, 2012; HAKLAY et al., 2021). As aves, devido à riqueza de espécies e facilidade de observação são um dos principais grupos amostrados por essa fonte de dados. Projetos antigos, como a

Audubon Christmas Bird Count (STEWART, 1954) e a *British Trust for Ornithology Survey* (SILVERTOWN, 2009) estão envolvidos com a coleta de dados desde o início do século XX, e mais recentemente, plataformas como o eBird (SULLIVAN et al., 2014) permitem um aumento diário no número de informações coletadas. A crescente participação das pessoas e os dados por elas coletados permitem estudos envolvendo migração, tamanhos populacionais, uso de habitat, biogeografia e outras questões. O uso desses dados é crescente também em estudos com MDE (HADLEY et al., 2018; ROBINSON; RUIZ-GUTIERREZ; FINK, 2018; STEEN; ELPHICK; TINGLEY, 2019), porém há uma lacuna sobre o grau de incerteza que os dados coletados por cidadãos cientistas trazem para os modelos destinados à conservação aplicada de espécies ameaçadas.

Dentro do contexto apresentado, essa tese tem como objetivos gerais i) investigar o potencial de uso de dados de ciência cidadã na construção de MDE voltados à conservação e ii) utilizar um MDE construído com dados de ciência cidadã para auxiliar no planejamento da conservação de uma espécie de ave ameaçada na Mata Atlântica. Desse modo, a tese está estruturada em três capítulos (Figura 1.1):

Capítulo 2: Ciência cidadã como uma importante fonte de dados para a conservação de espécies ameaçadas.

Esse capítulo explora a utilização de registros de presença de espécies oriundos de plataformas de ciência cidadã e seu uso na construção de modelos voltados à conservação de espécies. Utilizando três espécies para testar e comparar informações coletadas em plataformas de ciência cidadã, foi possível identificar potencialidades e limitações inerente a esses dados.

Capítulo 3: Distribuição potencial da jacutinga (*Aburria jacutinga*) e áreas potenciais para sua reintrodução.

Esse capítulo utiliza registros de literatura, de pesquisadores e, principalmente, de plataformas de ciência cidadã para identificar áreas potenciais para a reintrodução da espécie, a partir da construção de um modelo de distribuição potencial da jacutinga (*Aburria jacutinga*). São apresentadas as principais áreas com alta adequabilidade ambiental onde a espécie tem ocorrência conhecida e outras onde a espécie não possui registros recentes e que podem ser alvos de projetos de reintrodução.

Capítulo 4: WikiAves como uma ferramenta para a conservação de uma espécie ameaçada

Esse capítulo foi escrito para alcançar, principalmente, observadores de aves e outras pessoas que contribuem com plataformas de ciência cidadã no Brasil. A partir do exemplo do papagaio-de-peito-roxo (*Amazona vinacea*), foi possível demonstrar como dados de ciência

cidadã podem ser utilizados para cobrir lacunas de informação existentes sobre a distribuição das espécies.

Figura 1.1. Esquema mostrando onde os capítulos se relacionam entre os temas principais da tese e entre si.

REFERÊNCIAS

- BIANCHI, F. J. J. A.; BOOIJ, C. J. H.; TSCHARNTKE, T. Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: A review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 273, n. 1595, p. 1715–1727, 2006.
- BONAN, G. B. Forests and climate change: Forcings, feedbacks, and the climate benefits of forests. **Science**, v. 320, n. 5882, p. 1444–1449, 2008.
- BONGAARTS, J. Human population growth and the demographic transition. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 364, n. 1532, p. 2985–2990, 2009.
- BOVO, A. A. A. et al. Remaining suitable areas for the critically endangered Brazilian Merganser (*Mergus octosetaceus*; Aves, Anseriformes) are threatened by hydroelectric power plants. **Perspectives in Ecology and Conservation**, p. 1–9, 2021, 10.1016/j.pecon.2021.04.002

- CRIST, E.; MORA, C.; ENGELMAN, R. The interaction of human population, food production and biodiversity protection. **Science**, v. 356, p. 260–264, 2017.
- DODDS, W. K.; PERKIN, J. S.; GERKEN, J. E. Human impact on freshwater ecosystem services: A global perspective. **Environmental Science and Technology**, v. 47, n. 16, p. 9061–9068, 2013.
- FERRAZ, K. M. P. M. B. et al. Bridging the gap between researchers, conservation planners, and decision makers to improve species conservation decision-making. **Conservation Science and Practice**, v. 3, n. 2, p. 1–11, 2020.
- FERRAZ, K. M. P. M. B. et al. Species distribution model reveals only highly fragmented suitable patches remaining for giant armadillo in the Brazilian Cerrado. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 19, n. 1, p. 43–52, 12 fev. 2021.
- GRANTHAM, H. S. et al. Anthropogenic modification of forests means only 40% of remaining forests have high ecosystem integrity. **Nature Communications**, v. 11, n. 1, p. 1–10, 2020.
- GUISAN, A.; THUILLER, W.; ZIMMERMANN, N. E. **Habitat Suitability and Distribution Models**. Cambridge: Cambridge University Press, 2017.
- HADLEY, A. S. et al. Forest fragmentation and loss reduce richness, availability, and specialization in tropical hummingbird communities. **Biotropica**, v. 50, n. 1, p. 74–83, 2018.
- HAKLAY, M. et al. What Is Citizen Science? The Challenges of Definition. In: VOHLAND, K. et al. (Ed.). **The Science of Citizen Science**. Cham: Springer International Publishing, 2021. p. 13–33.
- HUTCHINSON, G. E. Concluding Remarks. **Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology**, v. 22, n. 0, 1957.
- IUCN. **The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2021-1**. Disponível em: <<https://www.iucnredlist.org>>. Acesso em: 28 maio. 2021.
- MARINI, M. Â. et al. Predicting the occurrence of rare Brazilian birds with species distribution models. **Journal of Ornithology**, v. 151, n. 4, p. 857–866, 2010.
- MCINTOSH, E. J. et al. The Impact of Systematic Conservation Planning. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 42, p. 677–697, 2017.
- MILLER-RUSHING, A.; PRIMACK, R.; BONNEY, R. The history of public participation in ecological research. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 10, n. 6, p. 285–290, 2012.

- MOLOTOKS, A. et al. Global projections of future cropland expansion to 2050 and direct impacts on biodiversity and carbon storage. **Global Change Biology**, v. 24, n. 12, p. 5895–5908, 2018.
- PETERSON, A. T. et al. **Ecological Niches and Geographic Distributions (MPB-49)**. Princeton: Princeton University Press, 2011.
- ROBINSON, O. J.; RUIZ-GUTIERREZ, V.; FINK, D. Correcting for bias in distribution modelling for rare species using citizen science data. **Diversity and Distributions**, v. 24, n. 4, p. 460–472, 2018.
- ROCHA, D. G. et al. Wild dogs at stake: Deforestation threatens the only Amazon endemic canid, the short-eared dog (*Atelocynus microtis*). **Royal Society Open Science**, v. 7, n. 4, 2020.
- SAUNDERS, S. P. et al. Bridging the research-implementation gap in avian conservation with translational ecology. **Ornithological Applications**, v. 123, p. 1–13, 2021.
- SILVERTOWN, J. A new dawn for citizen science. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 24, n. 9, p. 467–471, 2009.
- STEEN, V. A.; ELPHICK, C. S.; TINGLEY, M. W. An evaluation of stringent filtering to improve species distribution models from citizen science data. **Diversity and Distributions**, v. 25, n. 12, p. 1857–1869, 2019.
- STEWART, P. S. The Value of the Christmas Bird Counts. **The Wilson Bulletin**, v. 66, n. 3, p. 184–195, 1954.
- SULLIVAN, B. L. et al. The eBird enterprise: An integrated approach to development and application of citizen science. **Biological Conservation**, v. 169, p. 31–40, 2014.
- TULLOCH, A. I. T. et al. Conservation planners tend to ignore improved accuracy of modelled species distributions to focus on multiple threats and ecological processes. **Biological Conservation**, v. 199, p. 157–171, 2016.
- URBINA-CARDONA, N. et al. Species Distribution Modeling in Latin America: A 25-Year Retrospective Review. **Tropical Conservation Science**, v. 12, n. 40, 2019.
- VOHLAND, K. et al. Editorial: The Science of Citizen Science Evolves. In: **The Science of Citizen Science**. Cham: Springer International Publishing, 2021. p. 1–12.
- WATSON, J. E. M. et al. The exceptional value of intact forest ecosystems. **Nature Ecology and Evolution**, v. 2, n. 4, p. 599–610, 2018.

2. CIÊNCIA CIDADÃ COMO UMA IMPORTANTE FONTE DE DADOS PARA A CONSERVAÇÃO DE ESPÉCIES AMEAÇADAS

Resumo

A ciência cidadã (CC) tem crescido nos últimos anos como uma potencial ferramenta para a coleta de dados para a Modelagem de Distribuição de Espécies (MDE), especialmente para aves. Porém, modelos voltados à conservação de espécie exigem uma alta acurácia dos dados de presença. Assim, selecionamos três espécies ameaçadas de extinção (*Aburria jacutinga*, *Touit melanonotus* e *Touit surdus*) e comparamos as informações inseridas pelos usuários nas plataformas de CC, contendo uma informação pouco acurada de onde o registro foi feito (localidade), com as informações fornecidas pelo usuário após o nosso contato, com a localização exata do registro. Também testamos o uso de dados de CC para a construção de modelos a partir de três conjuntos de pontos: controle (localizações exatas), localidade (parques, bairros, fazenda, etc.) e filtrado (onde aplicamos um filtro no espaço ambiental sobre os dados de localidade). Os dados de localidade apresentaram um erro médio de 5 km em relação à localização exata onde o registro foi feito, e para as três espécies influiu o espaço ambiental ocupado pelos pontos. Todos os modelos gerados apresentaram bom desempenho estatístico, porém os modelos do grupo localidade apresentaram sempre o maior erro de sobreprevisão, mostrando mais áreas adequadas que o modelo do grupo controle. A utilização do filtro diminuiu o erro de sobreprevisão do grupo filtrado em relação ao grupo localidade. A maior área adequada dos modelos do grupo localidade, porém, também foi devida à presença de registros desse grupo em regiões sem registros do grupo acurado. Os resultados mostraram que os dados de CC podem ser utilizados para a construção de bons modelos, porém, precisam ser selecionados com cuidado. Para espécies com poucos dados, a CC pode ser a principal, e ocasionalmente, a única fonte de dados disponível. É necessário que o modelador e os tomadores de decisão estejam cientes das limitações dos modelos gerados a partir de bases de dados pouco robustas. Alterações nas plataformas de ciência cidadã e uma maior divulgação da importância de dados com informações geográficas acuradas podem promover o aumento da qualidade dos dados de CC, contribuindo com a conservação de espécies ameaçadas.

Palavras chave: Ciência cidadã, Modelo de Distribuição de Espécies, Qualidade de dados, Espécies ameaçadas, Erro geográfico.

Abstract

Citizen Science (CS) has grown in recent years as a potential tool for gathering occurrence data for Species Distribution Modeling (SDM), particularly for birds. However, for species conservation, models generated with highly accurate presence data are needed. We selected three threatened bird species (*Aburria jacutinga*, *Touit melanonotus* and *Touit surdus*) and compared the accuracy of

presence data (localities) informed by users of traditional CS platforms, with the exact location of these same records, informed to us by users after our contact. We tested the use of CS data to build species distribution models in three groups: control (exact locations), locality (parks, neighborhood, farms, etc.) and filtered (locality records, after a filtering process based upon the environmental space). Locality data showed an average error of 5 km from the exact location where the species were recorded. It also inflated the environmental space occupied by all the three species. All models performed well statistically, but models from the locality group presented larger overprediction errors, with more suitable areas than those indicated by models from the control group. The filtering process decreased the overprediction errors from the filtered group models, when compared to locality group models. The larger suitable area of the locality group models, however, was in part due to its records being in regions without records from the accurate group. Our results showed that CS data can be used for SDM, with the potential of producing valuable models, if presence data is carefully selected. For species with few occurrence records, CS can be the main, if not the only data source available. It is essential that modelers and SDM practitioners are aware of model limitations when databases are not robust. Improvements on CS platforms and raising awareness on the importance of high quality, geographically accurate presence data can help to promote species conservation, particularly for endangered species.

Keywords: Citizen Science; Species Distribution Model, Data Quality, Endangered Species, Geographic error.

2.1. INTRODUÇÃO

O termo “ciência cidadã” não possui uma definição única, mas é consensualmente considerado a “participação de não-profissionais em investigações científicas” (MILLER-RUSHING; PRIMACK; BONNEY, 2012; HAKLAY et al., 2021). Muitos são os níveis possíveis de interação entre os participantes de atividades de ciência cidadã, com grande variação na frequência e intensidade de participação em diferentes fases da investigação científica (SHIRK et al., 2012; HAKLAY, 2013). Um exemplo de interação no nível mais básico é a coleta de dados, chamado de ‘*crowdsourcing*’. Quando os cidadãos participam de outros passos da pesquisa, como o planejamento, análises de dados e tomadas de decisão, níveis mais altos de ciência cidadã são atingidos (e.g., *Distributed intelligence*, *Participatory science* e *Extreme Citizen Science*, ver HAKLAY, 2013). No caso da coleta de dados, protocolos padronizados podem ser pré-definidos, por exemplo, fixando o esforço, a localidade e os táxons alvos da pesquisa (SAUER et al., 2017; GILLINGS et al., 2019), ou até mesmo envolvendo plataformas digitais que permitem ao usuário a coleta quando, onde e como for mais conveniente (SULLIVAN et al., 2014).

Embora o termo “ciência cidadã” tenha ganhado popularidade entre os cientistas a partir de meados dos anos 90 (HAKLAY et al., 2021), exemplos de coleta de dados em países com tradição na observação de aves datam do início do século passado, como a *Audubon Christmas Bird Count*, iniciada em 1900 (STEWART, 1954) e a *British Trust for Ornithology Survey*, estabelecida em 1932 (SILVERTOWN, 2009). Em outros campos do conhecimento, coleta de informações sobre pragas de gafanhotos (TIAN et al., 2011) ou sobre colheita de uva (CHUINE et al., 2004) ocorrem há séculos. Nas últimas décadas, diversas inovações tecnológicas permitiram e promoveram um crescimento no número de pessoas envolvidas, bem como, na quantidade e qualidade de dados coletados. Máquinas fotográficas, gravadores, GPSs e celulares equipados com diversas funções permitem a coleta de registros fotográficos, sonoros e geográficos por pessoas com pouco ou nenhum conhecimento sobre métodos científicos de coleta de dados (LIEBENBERG et al., 2017; STURM et al., 2018). O acesso à internet permitiu o desenvolvimento de plataformas acessíveis a usuários do mundo todo, as quais são abastecidas com os registros citados anteriormente, que podem ser identificados e/ou moderados por especialistas. Nesse contexto, plataformas digitais como o eBird, xeno-canto e o iNaturalist recebem registros do mundo inteiro, e são fontes de dados importantes para diversos estudos científicos envolvendo aves (SULLIVAN et al., 2014).

A quantidade de dados coletados pela ciência cidadã é muito maior do que a de dados coletados por cientistas, porém a qualidade é bastante variável (ROBINSON et al., 2020), sendo inclusive tratada ocasionalmente com ceticismo por cientistas (FLANAGIN; METZGER, 2008). Ainda assim, algumas comparações entre dados de ciência cidadã com dados coletados por cientistas acadêmicos têm encontrado similaridade nos resultados (DANIELSEN et al., 2014; STEEN; ELPHICK; TINGLEY, 2019). A aplicação dessa fonte de dados tem sido utilizada com sucesso em diversas áreas dentro da ornitologia. Questões sobre migração (HORTON et al., 2018; SCHUBERT; MANICA; GUARALDO, 2019; ACEVEDO-CHARRY; DAZA-DÍAZ; COLÓN-PIÑEIRO, 2020; BARBOSA et al., 2021; DEGROOTE et al., 2021), tendências populacionais (HORNS; ADLER; ŞEKERCIOĞLU, 2018; NEATE-CLEGG et al., 2020), efetividade de áreas protegidas (CAZALIS et al., 2020), uso de habitat (BARBOSA et al., 2021) e biogeografia (FINK et al., 2020) mostram a grande gama de possibilidades de uso destes dados. Além de questões complexas como essas, a ciência cidadã pode contribuir com uma área básica do conhecimento, mas que ainda permanece pouco detalhada para muitas espécies: o chamado déficit Wallaceano, que é a falta de conhecimento na distribuição geográfica das espécies (LOMOLINO, 2004). Uma das principais causas desse déficit é a concentração de estudos científicos em determinadas regiões, especialmente as mais ricas em

biodiversidade ou mais próximas a grandes centros, onde o acesso é mais fácil, o que resulta em viés amostral no conhecimento da distribuição das espécies (OLIVEIRA et al., 2016). Embora também possua o viés de concentrar observações em locais com maior número de pessoas e maior facilidade de acesso (BARBOSA et al., 2021), cidadãos podem coletar dados que abrangem uma grande escala temporal e geográfica (GILLINGS et al., 2019; SCHUBERT; MANICA; GUARALDO, 2019; NEATE-CLEGG et al., 2020), inclusive em áreas onde o financiamento para pesquisas não está disponível (GOURAGUINE et al., 2019). Nesse sentido, dados coletados por amadores têm expandido o conhecimento sobre a distribuição de diversas espécies (DOMÍNGUEZ et al., 2021). Como consequência dessa disponibilidade de dados, e para aumentar o entendimento sobre a biogeografia, dados de ciência cidadã têm sido empregados na Modelagem de Distribuição de Espécies (MDE - HADLEY et al., 2018; ROBINSON; RUIZ-GUTIERREZ; FINK, 2018; STEEN; ELPHICK; TINGLEY, 2019).

A MDE utiliza algoritmos que relacionam dados de presença de uma espécie a informações ambientais espacializadas, gerando um mapa de adequabilidade ambiental, com valores que representam a probabilidade de presença da espécie em um espaço cartesiano (PETERSON et al., 2011). Essa ferramenta se baseia na teoria de nicho ecológico proposta por Hutchinson, onde o nicho pode ser entendido como o hipervolume multidimensional formado por um conjunto de variáveis ambientais nas quais uma espécie encontra as condições necessárias para sua sobrevivência (HUTCHINSON, 1957). Assim, dada a correspondência entre pontos nos espaços geográfico e ambiental, podemos projetar no espaço geográfico a probabilidade de ocorrência de uma espécie, desde que identificado o espaço ambiental (PETERSON et al., 2011). A MDE tem sido aplicada para apontar áreas potenciais para reintrodução de espécies (MIRANDA et al., 2019), indicar áreas prioritárias para a conservação (MORATO et al., 2014), identificar requisitos ambientais (SUTTON et al., 2021) e prever potenciais impactos causados por alterações antrópicas (ROCHA et al., 2020; BOVO et al., 2021). Quando aplicada em conjunto com especialistas e tomadores de decisão, esta tem sido uma importante ferramenta para planejar a conservação de espécies ameaçadas (TULLOCH et al., 2016; FERRAZ et al., 2020). Uma grande diversidade de informações ambientais, algoritmos e métodos de MDE surgem frequentemente (GOLDING et al., 2018; CARLSON, 2020; TIKHONOV et al., 2020), mas os dados de presença ainda são limitados para muitas espécies (LEES et al., 2020), demonstrando a importância dos dados de ciência cidadã para diminuir essa limitação (BRADTER et al., 2018).

A maior parte dos estudos envolvendo dados de ciência cidadã e MDE utiliza uma grande área e resolução espacial grosseira (células ou pixels com tamanho grande; METZGER,

2001; PETERSON et al., 2011). No entanto, modelos com aplicação direta na conservação de espécies ameaçadas exigem uma abordagem que utilize registros de presença acurados (i.e., precisão inferior a 100 m; CHAPMAN, 2005) e dados ambientais em resolução espacial fina (i.e., resolução espacial de 1 km ou menor), prática que tem sido adotada para a indicação de áreas prioritárias para a conservação (MORATO et al., 2014; PAVIOLO et al., 2016), buscas no campo por novas populações (RHODEN; PETERMAN; TAYLOR, 2017) e avaliação do grau de fragmentação da área adequada à espécie (FERRAZ et al., 2021), entre outros objetivos. Alguns vieses inerentes aos dados de ciência cidadã de plataformas *crowdsourcing* tem sido explorados, como a não uniformidade das coletas ao longo do tempo e espaço, esforço amostral e a habilidade dos coletores (ISAAC et al., 2014; BRADTER et al., 2018). Porém, a exploração dos dados provenientes de ciência cidadã *crowdsourcing* ainda não foi devidamente realizada para a construção de MDE em alta resolução voltado para à conservação. Para tais modelos, a acurácia dos registros (i.e. ‘a aproximação do valor medido ao valor real’; CHAPMAN, 2005) é de extrema importância visto que variações de poucos quilômetros na ocorrência de uma espécie podem inserir erros no processo de modelagem e gerar um resultado pouco confiável, considerando a aplicação dos modelos finais (COLLINS; ABBOTT; MCINTYRE, 2017; BLOOM; FLOWER; DECHANE, 2018). Os dados de ciência cidadã *crowdsourcing* são abundantes, porém, de modo geral, com baixa qualidade, enquanto dados coletados por pesquisas científicas estruturadas possuem alta qualidade, porém são escassos (ROBINSON et al., 2020). Desse modo, o uso de processamento e filtros podem contribuir para “transpassar esse *trade-off*” (ROBINSON et al., 2020).

O objetivo geral desse trabalho foi investigar como os dados de registros ornitológicos provenientes de plataformas *online* de ciência cidadã podem ser utilizados na MDE visando a conservação de espécies ameaçadas. Os objetivos específicos foram i) comparar informações ambientais e espaciais de registros oriundos de diferentes fontes e ii) propor um método de filtro de registros no espaço ambiental para os dados de ciência cidadã. Utilizamos o nível mais básico de ciência cidadã, portanto ao nos referirmos ao termo, estamos tratando de ciência cidadã ‘*crowdsourcing*’ com dados coletados sem nenhum protocolo específico. Especificamente, focamos na coleta de dados biológicos por cidadãos não cientistas e a disponibilização desses dados em plataformas de ciência cidadã dentro do contexto da observação de aves/ornitologia (e.g., (SCHUBERT; MANICA; GUARALDO, 2019). Para o primeiro objetivo específico, utilizamos dois caminhos. Primeiramente selecionamos apenas os registros acurados (i.e., com coordenadas geográficas do ponto exato de visualização do indivíduo) enviados pelos usuários após contato direto, e comparamos as informações desses registros com as informações da

localidade do mesmo registro presente na plataforma de ciência cidadã, a fim de inferir o erro espacial associado a cada registro. Também classificamos todos os registros em três grupos com diferentes níveis de acurácia e comparamos as informações ambientais e geográficas, bem como os modelos gerados por cada grupo, a fim de estimar os erros associados. Esperamos que o aumento da acurácia seja inversamente proporcional ao erro nos espaços geográfico e ambiental. Finalmente, em relação ao objetivo específico ii), esperamos que o uso do filtro seja capaz de reduzir o erro de acurácia dos registros, refletindo em um modelo mais acurado.

2.2. MATERIAL E MÉTODOS

2.2.1. Área de estudo

Desenvolvemos esse estudo com espécies que ocorrem no bioma Mata Atlântica, localizada ao longo do litoral brasileiro, do Rio Grande do Norte ao Rio Grande do Sul, e adentrando o continente até a Argentina e Paraguai em sua porção meridional. Devido à sua localização, a Mata Atlântica foi rapidamente colonizada em toda sua extensão (DEAN, 1996) e hoje concentra 72% da população brasileira em apenas 13,4% do território nacional. Dos seus 1,4 milhões de km² originais, apenas 12 a 28% estão cobertos por vegetação nativa (RIBEIRO et al., 2009; REZENDE et al., 2018). Dentre a vegetação nativa, apenas 9% está dentro de UCs com proteção integral e 21% em áreas com uso sustentável, totalizando 30% de área protegida (REZENDE et al., 2018). Devido à elevada riqueza e grande pressão antrópica, o bioma é um dos *hotspots* de biodiversidade mais ameaçados do planeta (MITTERMEIER; RYLANDS, 2018). As alterações antrópicas ocorridas no bioma desde a colonização do país, impactam diversos grupos de fauna e flora (MORANTE-FILHO et al., 2015; BOGONI et al., 2019; LIMA et al., 2020; MAGIOLI et al., 2021). Entre as aves, se considerarmos o número de táxons ameaçados (incluindo espécies e subespécies), aproximadamente 10% (N = 107 de 1035) estão em categorias de ameaça, segundo a lista brasileira de espécies ameaçadas (MMA, 2014). Além das ameaçadas, a quantidade de espécies exclusivas do bioma indica a necessidade de conservação e a preocupação com a degradação do bioma. Dentre as 891 espécies de aves, o que corresponde 8% das aves de todo o globo, 25% (n=223) são endêmicas (LIMA, 2013; VALE et al., 2018). O bioma já possui espécies de aves extintas (*Glaucidium mooreorum*, *Cichlocolaptes mazarbarnetti* e *Philydor novaesi*) e extinta na natureza (*Pauxi mitu*; PEREIRA et al., 2014; BUTCHART et al., 2018; DEVELEY; PHALAN, 2021), o que reforça a necessidade de ações para que outras espécies não se juntem a esse grupo (DEVELEY, 2021).

2.2.2. Espécies modeladas

Para responder as questões desse trabalho, selecionamos espécies presentes em listas de espécies ameaçadas (MMA, 2014; BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2016a, 2016b, 2018) e com diferentes níveis de conhecimento pelo cidadãos cientistas, visto que esse é um importante fator que pode enviesar a quantidade e consequente qualidade dos dados coletados por não especialistas (DICKINSON; ZUCKERBERG; BONTER, 2010). Assim, selecionamos três espécies de aves endêmicas da Mata Atlântica: *Aburria jacutinga*, *Touit melanonotus* e *Touit surdus*.

A *A. jacutinga* é um Cracidae frugívoro de grande porte (Figura 2.1a; cerca de 1,25 kg; DUNNING, 2007) que habita principalmente o dossel florestal e é um importante dispersor de sementes da Mata Atlântica (GALETTI et al., 1997). É classificada como “em perigo” nacionalmente e globalmente (MMA, 2014; BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2018), devido à rápida e contínua redução de habitat e do número de indivíduos (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2018). Originalmente ocorria do sul da Bahia ao Rio Grande do Sul, adentrando o continente em SP, MG, PR, SC e RS, até Argentina e Paraguai (Figura 1b; COLLAR et al., 1992). Porém, devido à caça e perda de habitat, atualmente é considerada extinta nos estados da BA, ES, RJ e os únicos indivíduos registrados em MG são oriundos de solturas (SEMA, 2017; CHAVES et al., 2019). Mesmo nos estados onde ainda ocorre e nos países vizinhos ao Brasil, sua presença é restrita a grandes remanescentes florestais, tendo sido localmente extinta em diversas localidades (BODRATI; COCKLE, 2006; SILVEIRA; SOARES; BIANCHI, 2008; COCKLE; BODRATI, 2011). A jacutinga é uma importante dispersora de sementes, consumindo pelo menos 52 espécies de plantas (BELLO et al., 2017). A extinção da espécie, juntamente com a de outros frugívoros de grande porte, apresenta impactos negativos para a dispersão de sementes (GALETTI et al., 2013; BOVO et al., 2018; SALES et al., 2021). Além da importância ecológica, é uma espécie bastante atraente pelo seu grande porte. Seu comportamento tranquilo permite avistamentos frequentes por observadores de aves, bem como a captura ocasional em armadilhas fotográficas quando a espécie está no estrato mais baixo da floresta (CARREIRA et al., 2020).

Os *Touit* spp. são Psittacidae de pequeno porte (15 cm) e com comportamento similar entre si (Figura 2.1d,f). Vivem no dossel florestal em pequenos grupos, se alimentando principalmente de frutos (SIMPSON; SIMPSON, 2012; MELO; BRAGA, 2021). As duas espécies selecionadas são endêmicas da Mata Atlântica brasileira e categorizadas como “vulnerável” (MMA, 2014; BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2016a, 2016b), devido à

população pequena e em declínio (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2016a, 2016b). As espécies ocorrem em áreas próximas ao litoral. *T. melanonotus* está distribuída entre SC e BA, e *T. surdus*, entre RJ e PB, sendo simpátricas na BA, ES e RJ (Figura 2.1c-e; DANTAS; LUCA, 2018; LEAL; MARQUES; SILVA, 2018). São espécies pouco estudadas e pouco conhecidas entre observadores de aves, além de serem muito discretas, possuírem hábito silencioso, porte pequeno, e utilizarem um extrato onde se camuflam muito bem e é pouco acessível, o que tornam seus registros escassos (VALLEJOS et al., 2013; MELO; BRAGA, 2021), quando comparados aos de *A. jacutinga*.

Figura 2.1. Espécies estudadas e suas respectivas distribuições geográficas (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2016a, 2016b, 2018). A e B: *A. jacutinga*. C e D: *T. melanonotus*. E e F: *T. surdus*. Imagens: Rafael Boni (*T. melanonotus*) e Daniel Mello (*T. surdus*).

2.2.3. Espaço geográfico

Para *A. jacutinga* o espaço geográfico definido para a modelagem foi a distribuição histórica da espécie indicada pela IUCN (Figura 2.2a; BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2018), que inclui a porção sul/sudeste da Mata Atlântica. O espaço geográfico definido para modelar a distribuição de *T. surdus* e *T. melanonotus* foi toda a extensão do bioma Mata Atlântica (IBGE, 2004; Figura 2.2b). Para as três espécies, o espaço geográfico foi restrito ao território brasileiro, devido à limitação dos dados de ciência cidadã da plataforma WikiAves.

Figura 2.2. Espaço geográfico utilizados para a construção de modelos de distribuição de espécies para *A. jacutinga* (A) e *T. melanonotus* e *T. surdus* (B).

2.2.4. Dados de presença

Para obtenção dos dados bióticos de presença das espécies, utilizamos os dados contidos em duas plataformas de ciência cidadã *crowdsourcing*: WikiAves (wikiaves.com.br) e eBird (ebird.org). O WikiAves é a plataforma mais popular entre observadores de aves brasileiros, com mais de 38 mil usuários cadastrados, e possui um amplo banco de dados (~3,6 milhões de registros). Os registros são inseridos a partir de mídias (imagem ou som), sendo assim possível um maior controle sobre a identificação da espécie. Ao enviar o registro, o usuário pode informar a coordenada geográfica acurada do registro, a localidade ou o município. A coordenada acurada é dada através da informação contida nos metadados do arquivo de imagem, para os casos em que a câmera possui GPS, ou pela seleção do ponto em

que o usuário registrou a espécie em um mapa, sendo essa a informação mais acurada possível. Chamaremos esses registros acurados de localização. A segunda possibilidade, aqui chamada de localidade, se refere às coordenadas centrais ou sedes de Unidades de Conservação, parques urbanos ou áreas privadas e, portanto, possuem resolução intermediária entre a coordenada mais acurada e a sede do município. Por fim, ao informar apenas o município do registro, a informação adicionada ao banco de dados é a da sua sede, que corresponde a um ponto geralmente localizado na área urbana, e que pode apresentar vários quilômetros de distância onde o registro foi realizado (exemplo na Figura 2.3). Descartamos os dados pertencentes a esse último conjunto, e não os utilizamos para a construção de modelos nesse trabalho. Em julho de 2018, recebemos os dados com todos os registros das três espécies até essa data através de solicitação ao administrador da plataforma. A quantidade de dados com coordenada acurada no banco de dados do site, porém, é muito baixa (~2%, n=24 para as três espécies somadas). Assim, enviamos solicitações individuais a todos os usuários com fotos ou áudio das espécies, requisitando o envio das coordenadas geográficas acuradas dos registros. Enviamos as solicitações em setembro de 2018 para os usuários com registros de *Touit* spp. (129 usuários com 246 registros para *T. melanonotus* e 122 usuários com 197 registros para *T. surdus*; Tabela 2.1), e em fevereiro de 2019 para usuários com registros de *A. jacutinga* (624 usuários com 933 registros; Tabela 2.1). Consideramos as respostas e os dados incluídos nas análises enviados até agosto de 2020. Consideramos coordenadas acuradas aqueles registros onde o usuário foi capaz de nos informar as coordenadas geográficas exatas de onde o registro foi feito.

O eBird é uma base de dados global, onde usuários postam listas de aves a partir de um aplicativo ou do próprio site (SULLIVAN et al., 2014). Atualmente, possui mais de 55 milhões de listas cadastradas, sendo mais de 290 mil no território brasileiro. Diferentemente do WikiAves, o eBird permite aos usuários o download da base de dados, e os dados foram baixados em janeiro de 2020. Por ter um formato de postagem de listas, a informação espacial dos registros também ocorre de maneira diferente. Ao submeter uma lista, o usuário pode escolher uma localização pessoal ou um *hotspot*, que pode ser um município, Unidade de Conservação, área privada, entre outros. Além de informar o local, o usuário deve informar o método utilizado e a distância percorrida enquanto a lista foi feita, informações que foram utilizadas para classificar os registros utilizados. Seleccionamos os registros em listas com o método “Estacionário”, onde o usuário permanece parado e considera as espécies presentes em um raio de 30 metros, assim como registros em listas de outros métodos, desde que a distância percorrida tenha sido inferior a 5 km. Os demais registros foram desconsiderados.

Figura 2.3. Exemplos de localidades informadas pelo usuário na plataforma WikiAves e as localizações exatas informadas pelo usuário após solicitação.

Além dos dados de ciência cidadã, foi realizada uma busca na literatura, bem como consultas a pesquisadores, na qual somente dados com coordenadas geográficas exatas foram adicionadas à base de dados. Os dados desse grupo se referem à registros de armadilhas fotográficas, pontos de escuta (com localização georreferenciada) ou encontros ocasionais, os quais tiveram as coordenadas geográficas registradas.

Para assegurar a independência espacial entre os registros de todos os grupos para cada espécie, realizamos o procedimento de rarefação espacial. As distâncias utilizadas foram de 7 km para *A. jacutinga* (deslocamento máximo de indivíduos monitorados; Alecsandra Tassoni¹, comunicação pessoal) e de 10 km para *T. melanonotus* e *T. surdus*.

2.2.5. Seleção e filtragem dos registros de presença

¹ Coordenadora de projetos, SAVE Brasil.

Os registros de presença foram classificados em 3 grupos, nomeados de ‘controle’, ‘localidade’ e ‘filtrado’:

1) Controle: registros com coordenada geográfica (latitude e longitude) exata de onde o registro foi realizado (localização), com dados de ciência cidadã, de literatura ou de pesquisadores. É composto pelos registros com a maior acurácia disponível e representa o grupo de dados utilizados em processos aplicados à conservação (i.e., dados de presença conferidos individualmente).

2) Localidade: registros do WikiAves onde apenas o nome da localidade onde o registro foi feito é informado (i.e., Unidade de Conservação ou bairro), bem como os dados de eBird selecionados (como explicado acima). Esse grupo foi utilizado para simular a seleção de dados de ciência cidadã, sendo considerado uma filtragem rápida dos registros.

3) Filtrado: registros selecionados após o uso do filtro ambiental que está sendo proposto por esse trabalho, que é aplicado aos registros do grupo localidade (ver seção abaixo). Assumindo que os dados do grupo localidade são pouco acurados, eliminamos os registros com informação ambiental muito diferentes da maior parte dos dados, pois tais registros podem não ser dos locais onde a espécie foi registrada (e.g. sede de município), e consequentemente, não representar ambientalmente o local ocupado pelo indivíduo registrado (BLOOM; FLOWER; DECHAINED, 2018). Desse modo, buscamos diminuir o viés ambiental associado aos registros pouco acurados, e que inserem informações inadequadas ao algoritmo de modelagem. Esse grupo foi utilizado como um filtro alternativo à outros já existentes, mas tendo como característica nova a utilização de informações ambientais para a exclusão de registros com informações muito diferente dos demais.

2.2.6. Dados abióticos

As variáveis ambientais disponíveis para o processo de modelagem representam informações de diversos tipos: climáticas (BioClim; <http://worldclim.org/version2>; FICK; HIJMANS, 2017); topográficas (EarthEnv; <http://www.earthenv.org/topography>; AMATULLI et al., 2018); de uso e cobertura do solo (EarthEnv; <http://www.earthenv.org/landcover>; TUANMU; JETZ, 2014; MapBiomas; <http://mapbiomas.org/>; PROJETO MAPBIOMAS, 2018); de heterogeneidade da paisagem (<https://www.earthenv.org/texture>; TUANMU; JETZ, 2015) e índices de vegetação (Copernicus; <https://land.copernicus.eu/global/themes/Vegetation>), totalizando 52 variáveis (Apêndice A). Realizamos uma análise de correlação de Pearson para evitar variáveis com correlação maior que 0,7 ou menor que -0,7. A resolução espacial utilizada foi de 1 km, reamostrando as variáveis

com resolução mais fina. As variáveis selecionadas para cada espécie são apresentadas no Apêndice B.

2.2.7. Modelagem de Distribuição de Espécies

Utilizamos o algoritmo de máxima entropia (Maxent), dentro do software Maxent versão 3.4.1 (PHILLIPS; ANDERSON; SCHAPIRE, 2006; PHILLIPS; DUDÍK, 2008; PHILLIPS et al., 2017; PHILLIPS; DUDIK; SCHAPIRE, 2017). Esse algoritmo *‘estima a distribuição de uma espécie a partir da distribuição com a máxima entropia sujeita a limitações derivadas das condições ambientais nas localidades de registros de ocorrência’* (PHILLIPS et al., 2017). A escolha, em meio a tantos algoritmos disponíveis, foi devida ao bom desempenho deste quando comparado à outros (ELITH et al., 2006, 2011) e à aplicação com sucesso na conservação (ROCHA et al., 2020; BOVO et al., 2021). Para todos os grupos foram gerados 10.000 pontos de pseudoausência. O modelo médio foi gerado a partir de 10 repetições com reamostragem por *bootstrap*. Para cada amostragem, os registros foram divididos em 70% para treino e 30% para teste (PEARSON et al., 2007). Para a validação do grupo localidades, os registros usados para teste foram os registros do grupo controle, para que as métricas de avaliação fossem feitas com dados acurados (respondendo ao objetivo i). Para o grupo filtrado, validamos o modelo com 30% dos pontos de teste do próprio grupo a fim de simular um modelo construído com uma seleção rápida de registros, onde os registros acurados não estariam disponíveis (objetivo ii). A saída do modelo foi o Cloglog (PHILLIPS et al., 2017). Os modelos foram avaliados pelo AUC, TSS, sensibilidade e especificidade, e pelos erros de omissão e sobreprevisão do limiar selecionado (FIELDING; BELL, 1997; ALLOUCHE; TSOAR; KADMON, 2006). O AUC varia de 0 a 1, é considerado bom entre 0,7 e 0,9 e ótimo acima de 0,9 (PETERSON et al., 2011). O TSS varia de -1 a 1, e é aceitável acima de 0,4 (LANDIS; KOCH, 1977). Ambos valores são construídos a partir dos valores de sensibilidade, que é a capacidade do modelo prever corretamente como adequados os locais onde a espécie está presente, e de especificidade, que é a capacidade do modelo prever corretamente como inadequados os locais onde a espécie está ausente. O erro de sobreprevisão ou erro do tipo I (falso positivo) ocorre quando o modelo prevê uma área como adequada, mas a espécie não ocorre. O erro de omissão ou erro do tipo II (falso negativo) ocorre quando o modelo prevê uma área como inadequada, mas que a espécie ocorre. A quantificação de erros é um parâmetro bastante objetivo para a análise dos modelos, porém, pode ter diferentes interpretações na construção de ações para a conservação de espécies. O erro de sobreprevisão pode ter consequência mais graves para a conservação, pois podem levar a indicação de esforços em

áreas com baixa possibilidade de retorno (PETERSON et al., 2011). Por outro lado, um erro de omissão baixo é considerado aceitável (5-10%), pois pode ser interpretado como uma forma do algoritmo dar menos importância aos registros com características ambientais muito distintas dos demais (GIANNINI et al., 2012). Para transformar o modelo de valores contínuos para binário (adequado ou não-adequado), utilizamos o *Maximum test sensitivity plus specificity Cloglog threshold* (valores no Apêndice C). Esse limiar apresenta um bom desempenho em modelos construídos apenas com dados de presença (LIU; WHITE; NEWELL, 2013) e quase não é afetado pelo número de registros de presença (LIU; NEWELL; WHITE, 2016).

2.2.8. Distribuição espacial e ambiental dos registros

Para os registros em que a coordenada acurada foi enviada pelo usuário após a solicitação do pesquisador, foi possível comparar a diferença das informações espaciais (erro de localização ou erro espacial) e ambientais entre a localização (coordenadas geográficas enviadas pelo responsável ao pesquisador) e a localidade (informada no site pelo usuário). O erro de localização foi calculado a partir da distância em linha reta entre os dois registros (Figura 2.3). Para calcular os valores no espaço ambiental definido a partir dos diferentes conjuntos de registros, foi realizada uma Análise de Componentes Principais (PCA) com os valores das variáveis utilizadas na modelagem (e.g. BREINER et al., 2017; BLOOM; FLOWER; DECHAINED, 2018). Os registros foram plotados em um gráfico com os dois primeiros componentes principais, e a medida da informação ambiental considerada foi a área do mínimo polígono convexo envolvendo os registros (e.g. BREINER et al., 2017).

Para uma comparação dos três grupos de dados utilizados (controle, localidade e filtrado), nos baseamos no quadro conceitual apresentado por Breiner et al. (2017), onde os registros de presença são analisados de acordo com informações espaciais, ambientais e a intersecção entre ambos (espaço geográfico, apresentada na seção de MDE). Para investigar a distribuição espacial dos registros utilizamos a área de ocupação (AOO) e a extensão de ocorrência (EOO), medidas amplamente utilizadas, inclusive para a definição de categorias de ameaça (IUCN STANDARDS AND PETITIONS COMMITTEE, 2019). A AOO é calculada a partir da construção de uma grade com 2 km de resolução espacial, e da soma das áreas dos pixels contendo registro de presença das espécies. A EOO é construída a partir do mínimo polígono convexo (*minimum convex polygon*; MCP) dos registros de ocorrência (IUCN STANDARDS AND PETITIONS COMMITTEE, 2019). Como explicado acima, a medida do espaço ambiental usada foi a área do MCP dos registros de cada grupo plotados no gráfico

construído com as duas componentes principais. Os cálculos foram feitos com o pacote *ecospat* (DI COLA et al., 2017) em ambiente R (R CORE TEAM, 2020).

2.2.9. Filtro ambiental

Para melhorar a seleção de registros de localidade, testamos um filtro utilizando a distribuição dos registros no espaço ambiental. Utilizando o mesmo método para calcular a informação ambiental do modelo, plotamos os registros em um gráfico com os dois primeiros componentes principais como eixo, e construímos uma elipse com um intervalo de confiança de 90% utilizando o pacote *siber* (JACKSON; PARNELL, 2020). Essa elipse foi utilizada como limiar, e foram selecionados para o grupo filtrado apenas os registros contidos no interior da elipse (Figura 2.4).

Figura 2.4. Método de filtragem de registros de localidades a partir do espaço ambiental proposto nesse trabalho. A linha tracejada representa o intervalo de confiança de 90%, utilizado para seleção dos dados. Os registros representados são de *A. jacutinga*.

2.3. RESULTADOS

2.3.1. Acurácia dos registros

A partir das solicitações enviadas aos usuários, 49,8% (n=367), 58,9% (n=77) e 59,8% (n=73) responderam, com 103, 41 e 62 coordenadas geográficas acuradas para *A. jacutinga*, *T. melanonotus* e *T. surdus*, respectivamente, o que corresponde a 72%, 79% e 100% dos registros

acurados disponíveis para cada espécie (Tabela 2.1). A diferença entre a localização e a localidade disponível nas plataformas *crowdsourcing* variou espacialmente de 0 a 51,9 km (*A. jacutinga*: $5,2 \pm 8,6$; *T. melanonotus*: $5,4 \pm 5,5$; *T. surdus*: $5,1 \pm 7,1$; Figura 2.5a), enquanto no espaço ambiental, a área abrangida pelos registros informados nas plataformas foi sempre maior que a da coordenada acurada do registro, apresentando aumentos de 80, 12 e 39% para *A. jacutinga*, *T. melanonotus* e *T. surdus*, respectivamente (Figura 2.5b-d).

Tabela 1. Tabela 2.1. Número de usuários, registros e respostas obtidas através da plataforma WikiAves.

	<i>A. jacutinga</i>	<i>T. melanonotus</i>	<i>T. surdus</i>
Usuários com mídia	624	129	122
Registros no WikiAves	933	246	197
Respostas	367 (49,8%)	77 (59,9%)	73 (59,8%)
Coordenadas acuradas	103	41	62
% dos registros acurados da espécie	72%	79%	100%

Figura 2.5. Diferenças das informações espaciais e ambientais entre localidades e localizações de *Aburria jacutinga*, *Touit melanonotus* e *T. surdus*. A: Boxplot e violinos para as três espécies, com registros e seus respectivos erros (km) no espaço cartesiano. Informação ambiental para B: *A. jacutinga*;

C: *T. melanonotus*; e D: *T. surdus*. Em B, C e D, os símbolos de mais e a área hachurada representam as localizações, e o mínimo polígono convexo dos registros, respectivamente. Tais informações para informadas localidades são representadas pelos círculos e pela área colorida. As componentes principais dos eixos dos gráficos B, C e D foram construídas com as variáveis ambientais.

2.3.2. Distribuição espacial e ambiental dos registros

O espaço ambiental foi sempre maior no grupo localidade, sendo o aumento em relação ao grupo controle de 21%, 44% e 69% para *A. jacutinga*, *T. melanonotus* e *T. surdus*, respectivamente (Figura 2.6a, 2.7; Apêndice C). Para ambas medidas de distribuição espacial (AOO e EOO) dos dados de *A. jacutinga*, o grupo controle apresentou valores superiores aos demais grupos, enquanto que para as duas espécies de *Touit*, os maiores valores foram encontrados para o grupo localidade (Figura 2.6b, c, 2.8; Apêndice C).

Figura 2.6. Representação dos valores de A) Espaço ambiental, B) EOO (Extensão de ocorrência), C) AOO (Área de ocupação) e D) área adequada para os três grupos de dados utilizados nesse trabalho (controle, localidade e filtrado) para *A. jacutinga* (*Abu jac*), *T. melanonotus* (*Tou mel*) e *T. surdus* (*Tou sur*).

2.3.3. Modelos de Distribuição de Espécies

Todos os modelos gerados apresentaram valores de AUC acima de 0,9 e TSS acima de 0,6, podendo ser considerados bons estatisticamente (Apêndice C). Foi possível identificar o seguinte padrão para os demais parâmetros de avaliação: para as três espécies, a especificidade foi maior no modelo gerado com dados do grupo controle, menor no modelo

com dados do grupo localidade, e intermediária no modelo com dados do grupo filtrado, enquanto a sensibilidade foi sempre maior no modelo com dados do grupo localidade, com valores menores nos modelos com dados dos grupos controle e filtrado. O modelo gerado a partir dos dados do grupo localidade apresentou sempre o maior erro de sobreprevisão e o menor erro de omissão. A área adequada de todos os modelos construídos com registros do grupo localidade foi superior às áreas adequadas dos modelos com dados do grupo controle para todas as espécies (aumento de 127%, 49% e 19% para *A. jacutinga*, *T. melanonotus* e *T. surdus*, respectivamente; (Figura 2.6d). Em relação às áreas adequadas dos modelos do grupo filtrado, houve diminuição quando comparadas às áreas dos modelos do grupo localidade em 59%, 51% e 43% para *A. jacutinga*, *T. melanonotus* e *T. surdus*, respectivamente, e diferentes resultados em comparação às áreas adequadas dos modelos do grupo controle: aumento de 42% para o modelo de *A. jacutinga*, e diminuição de 1% e 10% para *T. melanonotus* e *T. surdus*, respectivamente (Figura 2.6d). Apesar desse padrão, algumas regiões apresentaram mais áreas adequadas no modelo do grupo localidade quando comparado aos demais modelos não apenas devido à sobreprevisão, mas devido à presença de registros em regiões sem registros do grupo acurado (Figura 2.9).

Figura 2.7. Espaço ambiental para os três grupos de registros de *Aburria jacutinga*.

Figura 2.8. Comparação da extensão de ocorrência (EOO) entre os grupos de registros de presença para as três espécies estudadas.

2.3.4. Filtro no espaço ambiental

Comparando os valores do grupo filtrado com o localidade, o filtro aplicado nos registros utilizando o espaço ambiental não alterou a EOO para nenhuma espécie, enquanto a AOO apresentou diminuição para todas as espécies (Figura 2.6a). Em relação à área adequada, os valores diminuíram para as três espécies (Apêndice C).

Figura 2.9. Destaque de regiões com variação para as áreas adequadas (em cinza) resultantes do corte pelo limiar *Maximum test sensitivity plus specificity Cloglog threshold* dos modelos de distribuição de espécies. Os pontos pretos são os registros de presença de cada grupo.

2.4. DISCUSSÃO

Nossos resultados confirmaram o grande potencial de uso dos dados de ciência cidadã como fonte de dados para a construção de MDE de qualidade, desde que esses dados sejam criteriosamente selecionados para garantir a acurácia das informações espaciais, eliminando, assim, registros imprecisos que levariam a erros de predição no resultado final do modelo. A utilização de dados de localidade (i.e. com erro de localização) inflou o espaço ambiental potencialmente ocupado pela espécie, resultando em modelos que superestimaram as áreas adequadas às espécies (erro tipo I ou falso positivo). Esses resultados demonstram a importância de ajustes nas plataformas de dados de ciência cidadã, para se adequar às diretrizes em qualidade de dados e garantir uma aquisição de dados de com maior controle sobre a acurácia do registro (BROWN; WILLIAMS, 2019; RUIZ-GUTIERREZ et al., 2021). Paralelamente, aproximar a comunidade não científica às aplicações dos dados coletados por ela, pode promover um aumento na qualidade dos dados coletados (COLLINS; ABBOTT; MCINTYRE, 2017; LEWANDOWSKI; OBERHAUSER, 2017; MCKINLEY et al., 2017; NEATE-CLEGG et al., 2020), e consequentemente, ampliar as possibilidades de uso desses dados para a conservação de espécies ameaçadas. Enquanto essas mudanças não acontecem, os dados de ciência cidadã podem ser utilizados de forma confiável desde que seja aplicado um processo criterioso de limpeza de dados.

2.4.1. Ciência cidadã *crowdsourcing* como fonte de dados

Embora seja uma fonte de dados amplamente utilizadas, plataformas *crowdsourcing* de ciência cidadã apresentam uma grande variação em relação à qualidade da informação que cada usuário disponibiliza (SULLIVAN et al., 2014; ROBINSON et al., 2020). Informações espaciais podem ser inseridas de várias maneiras em diferentes plataformas, sendo na maioria dos casos, informado apenas o município ou a localidade. Embora seja possível também indicar a coordenada geográfica exata onde o registro ocorreu, a quantidade de usuários que disponibilizam tal informação ainda é bastante reduzida. Porém, como mostram nossos resultados, a quantidade de usuários que possuem essa informação, mas que não a disponibilizaram nos sites é grande. É possível imaginar duas causas principais para a baixa quantidade de informações espaciais acuradas disponibilizadas. A primeira é a maior facilidade em informar apenas o município ou localidade nos sites. No caso do WikiAves, a plataforma surgiu no Brasil nos primeiros anos de popularização da observação de aves no país (meados de 2008), sendo projetada apenas para ser um local de compartilhamento de fotos, onde a

informação precisa do registro não era prioridade (ALEXANDRINO et al., 2018). Apenas anos mais tarde (a partir de meados de 2013) a plataforma se adequou permitindo a inclusão das coordenadas geográficas, exceto para aqueles casos onde a informação já ficava salva nos metadados da foto a ser submetida, pois a própria máquina fotográfica utilizada coletava as coordenadas do local de registro. Uma considerável quantidade de usuários da plataforma pode ter se acostumado a não informar as coordenadas devido a esse histórico do site. A segunda causa seria a falta de conhecimento por parte dos usuários do quão importante essa informação mais detalhada é para a conservação da espécie. Embora não tenha sido feito um questionário estruturado com o objetivo de investigar essa questão, foi possível perceber uma grande disposição e vontade por parte dos usuários em auxiliar as espécies cujos dados foram solicitados, inclusive com o envio de informações de registros adicionais feitos após o contato, com suas respectivas coordenadas geográficas. Isso demonstra um grande potencial a ser explorado por campanhas de divulgação científica, com o objetivo de engajar os usuários em ações de conservação de espécies ameaçadas.

Conscientizar os usuários do quão importante podem ser as informações coletadas é crucial para aumentar o envolvimento dos usuários e elevar a qualidade dos dados (LEWANDOWSKI; OBERHAUSER, 2017; NEATE-CLEGG et al., 2020), o que pode ocorrer pelo incentivo por parte das plataformas (COLLINS; ABBOTT; MCINTYRE, 2017) e pelo sentimento de participação dos coletores nos programas de conservação. O incentivo das plataformas poderia ser na forma de um breve lembrete para espécies alvo de programas de conservação, como as ameaçadas de extinção. Assim como já existem algumas janelas para o usuário confirmar que ao tirar foto de um ninho não se aproximou do mesmo, por exemplo, uma janela adicional poderia sugerir o envio da informação acurada, caso o usuário a tenha. Nesse momento da submissão, um informe sobre a possível aplicação da informação acurada e a ajuda na conservação da espécie pode fazer com que muitos usuários se sensibilizem e invistam um pequeno tempo para adicionar a informação acurada de onde o registro foi feito. Complementarmente, o compartilhamento da aplicação dos resultados obtidos a partir de análises baseada em ciência cidadã aumenta o sentido de pertencimento ao projeto, ou de que o usuário está contribuindo para a conservação. Essa proximidade aumenta o engajamento e interesse de cidadãos cientistas, como já foi registrado até para espécies comuns (*Cariama cristata*; ALEXANDRINO et al., 2019). Embora pareça uma informação complexa, um fato favorável à coleta de informações acuradas por cidadãos cientistas é a atual facilidade de acesso à localização geográfica, que pode ser feito com a maioria dos smartphones, permitindo o amplo uso de diversos aplicativos (e.g. Strava e Uber; CRAMER; KRUEGER, 2016; LEE; SENER,

2020) e até mesmo coleta de informações complexas por pessoas não alfabetizadas (LIEBENBERG et al., 2017).

2.4.2. Uso dos dados para a construção de MDEs

A diferença entre as informações de localização e localidade confirmou que a falta de acurácia dos registros pode alterar as informações ambientais inseridas na construção do modelo. Tais erros de localizações podem ter pouco efeito em resoluções mais grossas (5 ou 10 km) ou quando apenas variáveis bioclimáticas (temperatura, precipitação, etc) são utilizadas, mas afetam negativamente o desempenho dos modelos em uma resolução mais fina (HEFLEY et al., 2014; COLLINS; ABBOTT; MCINTYRE, 2017; BLOOM; FLOWER; DECHANE, 2018) e quando informações de paisagem são inseridas como preditores (HEFLEY et al., 2014). Pontualmente tem sido reportada pouca diferença nos resultados de modelos construídos com erro espacial, indicando inclusive, uma certa robustez do método de construção de modelos em relação a esse tipo de erro (GRAHAM et al., 2008; MITCHELL; MONK; LAURENSEN, 2017); porém outros estudos corroboram nossos resultados, e mostram que a qualidade espacial do dado inserido reflete a qualidade do modelo final gerado (BLOOM; FLOWER; DECHANE, 2018).

É importante ressaltar que nos trabalhos citando a capacidade de construir bons modelos mesmo com erros de localização, a avaliação dos mesmo foi realizada principalmente a partir do AUC, que como no presente estudo, também apresentou altos valores para os modelos dos três grupos, assim como o TSS. Embora seja uma medida amplamente utilizada na literatura, o AUC apresenta algumas ressalvas (LOBO; JIMÉNEZ-VALVERDE; REAL, 2008) e deve ser usado com cuidado, sendo capaz de apresentar altos valores mesmo com dados duvidosos (LOZIER; ANIELLO; HICKERSON, 2009). Ao analisarmos os modelos além dos valores de AUC, utilizando a distribuição dos registros no espaço geográfico e ambiental e a quantidade de área modelada, pudemos encontrar algumas informações que melhor indicaram como a qualidade dos registros afeta o desempenho dos modelos. Como esperado, a diferença da informação espacial entre as localizações e localidades superestimou a área do espaço ambiental ocupado pelos registros, e conseqüentemente, promoveu uma maior sobreprevisão de áreas no modelo (MITCHELL; MONK; LAURENSEN, 2017; BLOOM; FLOWER; DECHANE, 2018). O aumento do erro de sobreprevisão (e aumento da sensibilidade) é compensado com uma diminuição do erro de omissão (e diminuição da especificidade). Isso ocorre devido ao aumento da área considerada adequada fazer com que mais registros de presença sejam corretamente previstos como adequados, ao custo de também considerar

adequadas áreas onde a espécie não ocorre, o que não é desejável para fins de conservação (PETERSON et al., 2011). Dado os altos valores da AUC e TSS encontrados, nossos resultados reforçam a ideia de que em certos casos, a opinião de especialistas na distribuição e resultados dos modelos pode ser a melhor forma de determinar a qualidade do modelo (COLLINS; ABBOTT; MCINTYRE, 2017; FERRAZ et al., 2020).

Entretanto, mesmo apresentando uma grande incerteza em relação à sua acurácia, os registros de localidade foram importantes para apontar regiões onde a espécie ocorre, mas cujos registros em literatura não existem. Nesses casos, os usuários ou não responderam às solicitações ou não possuíam as coordenadas acuradas dos registros, criando uma situação onde existem registros da espécie na região, porém nenhum desses tem a acurácia necessária para ser utilizado no modelo com alta resolução. Ao pensarmos na aplicação da MDE para a conservação de espécies, a presença de áreas de ocorrência, mas sem registros confirmados, cria um cenário onde as informações ambientais contidas naquela região não são utilizadas pelo algoritmo, e conseqüentemente, áreas que possuem condições ambientais para a ocorrência da espécie podem ser erroneamente indicadas como inadequadas (erro de omissão). Esse caso é bem exemplificado pela região do modelo de *T. melanonotus* (Figura 2.9), onde existem registros em diversos municípios, porém poucos com a acurácia necessária para sua inclusão no grupo controle. Embora reforce a necessidade de uma maior acurácia dos dados de ciência cidadã e possibilite o planejamento de novas coletas de dados, é necessário que o modelador tenha conhecimento dessas falhas amostrais e considere suas implicações ao propor aplicações do modelo (RONDININI et al., 2006). Em uma situação similar, COLLINS; ABBOTT; MCINTYRE (2017) citam o uso de registros de centro de condados para complementar registros acurados como uma possibilidade a ser explorada e testada, reforçando a necessidade da interpretação cuidadosa dos modelos e a consulta a especialistas da espécie estudada. Ainda, STEEN; ELPHICK; TINGLEY (2019) classificam como ‘possivelmente útil’ o uso de dados de ciência cidadã para a construção de SDM quando outros dados não estão disponíveis, o que é o caso de muitas espécies tropicais ameaçadas (LEES et al., 2020).

A importância dos dados de ciência cidadã para a construção de modelos e sua aplicação fica ainda mais evidente quando consideramos espécies com poucos dados sobre sua distribuição. Dados de ciência cidadã têm sido testados e comparados à dados coletados por pesquisas científicas estruturadas, e os resultados mostram que a combinação das duas fontes de dados gera resultado melhor do que aqueles usando apenas dados de pesquisas estruturadas (ROBINSON et al., 2020). Para nenhuma das três espécies utilizadas nesse estudo, existem monitoramentos científicos para toda a área de ocorrência, o que reforça a conclusão de que

apenas a utilização de dados coletados pela comunidade acadêmica não seria capaz de gerar bons resultados e modelos comparáveis. Ainda que para *A. jacutinga*, registros feitos por armadilhamento fotográfico em estudo com mamíferos, por exemplo, sirvam como uma fonte de dados provenientes de pesquisas estruturadas, esse caso é uma exceção à regra (e.g. RONCAL et al., 2019). Para os *Touit* spp., assim como para boa parte das espécies de aves ameaçadas na região tropical, além de não serem registradas por outros métodos além dos específicos para aves, não há sequer estudos em escalas locais tendo como foco a conservação específica. Nesse contexto, a ciência cidadã se coloca como uma fonte única de obtenção desses dados.

Por fim, o filtro ambiental aplicado no grupo de registros de localidade foi capaz de excluir informações ambientais extremas e que podem não representar a informação real da distribuição da espécie. Porém, mesmo possuindo informações bastante distintas dos demais, os registros excluídos podem corresponder a registros acurados localizados nas margens da distribuição das populações, os quais podem conter informações extremas que descrevem condições limitantes da distribuição (GASTON, 2003). Esse não foi o caso das espécies estudadas, visto que os registros do grupo filtrado não apresentaram redução da EOO (Figuras 2.4b e 2.6) em relação aos registros do grupo localidade, ou seja, os registros excluídos não são aqueles localizados nos limites da distribuição das espécies. Diversas particularidades podem afetar o desempenho do filtro, sendo uma delas o grau de conhecimento das espécies (STEEN; ELPHICK; TINGLEY, 2019). Para *A. jacutinga*, o modelo construído com registros filtrados apresentou grande similaridade com o modelo controle, indicando as mesmas regiões como adequadas e valores próximos de área adequada para os diferentes limiares. Isso é devido ao alto nível de conhecimento que temos da espécie, pois foi possível cobrir toda a distribuição da espécie com os registros do grupo controle, não havendo para essa espécie as lacunas de registros ao longo de sua ocorrência. Diferentemente, para ambas as espécies de *Touit*, os registros do grupo controle não preencheram toda a distribuição da espécie, produzindo modelos com erro de omissão. Nesse caso, o filtro foi capaz de selecionar registros e gerar um modelo que não apresentou a omissão dos modelos com registros de controle nem a alta sobreprevisão dos registros de localidade. Embora não seja um modelo construído com registros altamente acurados, esse filtro apresentou um resultado interessante para essas espécies. Para um grupo altamente diversos como o das aves, onde dados de qualidade são escassos para muitas espécies (LEES et al., 2020), o filtro pode contribuir para aumentar a qualidade dos dados de presença, e consequentemente, dos modelos gerados (STEEN; ELPHICK; TINGLEY, 2019). Ainda assim, seu uso deve ser feito com cuidado, considerando sempre as características

específicas dos táxons envolvidos e as aplicações do modelo (STEEN; ELPHICK; TINGLEY, 2019).

Embora não substitua uma seleção individual dos registros, o filtro no espaço ambiental apresenta-se como uma alternativa complementar à limpeza de dados realizada normalmente para dados de ciência cidadã (JOHNSTON et al., 2021). Tais filtros são utilizados para exclusão de registros de sede de município, erros taxonômicos, dentre outros, mas registros de localidade, sedes de UCs, bairros ou vilas não são retirados. Embora aplicado à somente três espécies nesse estudo, o filtro ambiental aqui proposto forneceu bons resultados que podem contribuir para construção de modelos de distribuição de espécies a partir de dados de ciência cidadã.

2.4.3. Considerações finais

Dados de ciência cidadã apresentam um grande potencial para preencher a lacuna de informação existente sobre a distribuição de espécies (LEES et al., 2020; JOHNSTON et al., 2021), e desde que selecionados de forma criteriosa, podem gerar modelos de distribuição de espécies robustos para auxiliar processos decisórios e planejamento da conservação (STEEN; ELPHICK; TINGLEY, 2019). Embora a seleção individual de registros confiáveis seja insubstituível, o filtro testado apresentou um grande potencial de uso, mesmo como suas possíveis limitações, que devem ser consideradas caso a caso. Uma maior facilidade na inserção de informações geográficas em plataformas de ciência cidadã, a divulgação de como essas informações podem ser utilizadas e incentivo ao compartilhamento dessas informações por parte dos usuários são ações que podem resultar no aumento da qualidade de dados disponível à pesquisadores e tomadores de decisão, fazendo com que além dos diversos benefícios já conhecidos, a ciência cidadã também contribua com a conservação de espécies ameaçadas.

REFERÊNCIAS

- ACEVEDO-CHARRY, O.; DAZA-DÍAZ, W.; COLÓN-PIÑEIRO, Z. First record of Rufous-thighed Kite *Harpagus diodon* in Colombia. **Bulletin of the British Ornithologists' Club**, v. 140, n. 2, p. 104–109, 2020.
- ALEXANDRINO, E. R. et al. Regiões paulistas carentes de registros ornitológicos feitos por cidadãos cientistas. **Atualidades Ornitológicas**, v. 201, p. 33–39, 2018.
- ALEXANDRINO, E. R. et al. Large terrestrial bird adapting behavior in an urbanized zone. **Animals**, v. 9, n. 6, 2019.

- ALLOUCHE, O.; TSOAR, A.; KADMON, R. Assessing the accuracy of species distribution models: Prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). **Journal of Applied Ecology**, v. 43, n. 6, p. 1223–1232, 2006.
- AMATULLI, G. et al. Data Descriptor: A suite of global, cross-scale topographic variables for environmental and biodiversity modeling. **Scientific Data**, v. 5, p. 1–15, 2018.
- BARBOSA, K. V. C. et al. The contribution of citizen science to research on migratory and urban birds in Brazil. **Ornithology Research**, v. 29, n. 1, p. 1–11, 16 mar. 2021.
- BELLO, C. et al. Atlantic frugivory: a plant–frugivore interaction data set for the Atlantic Forest. **Ecology**, v. 98, n. 6, p. 1729, 2017.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL. *Touit surdus*. **The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T22686054A93097618**. Disponível em: <10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T22686054A93097618.en>. Acesso em: 31 maio. 2021a.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL. *Touit melanonotus*. **The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T22686037A93097352**. Disponível em: <10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T22686037A93097352.en>. Acesso em: 31 maio. 2021b.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL. *Pipile jacutinga*. **The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T22678429A132049346**. Disponível em: <10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T22678429A132049346.en>. Acesso em: 31 maio. 2021.
- BLOOM, T. D. S.; FLOWER, A.; DECHAINED, E. G. Why georeferencing matters: Introducing a practical protocol to prepare species occurrence records for spatial analysis. **Ecology and Evolution**, v. 8, n. 1, p. 765–777, 2018.
- BODRATI, A.; COCKLE, K. Habitat, distribution, and conservation of Atlantic forest birds in Argentina: Notes on nine rare or threatened species. **Ornitologia Neotropical**, v. 17, n. 2, p. 243–258, 2006.
- BOGONI, J. A. et al. Wish you were here: How defaunated is the Atlantic Forest biome of its medium- to large-bodied mammal fauna? **PLoS ONE**, v. 13, n. 9, p. 1–23, 2019.
- BOVO, A. A. A. et al. Habitat fragmentation narrows the distribution of avian functional traits associated with seed dispersal in tropical forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, n. 2, p. 90–96, 2018.
- BOVO, A. A. A. et al. Remaining suitable areas for the critically endangered Brazilian Merganser (*Mergus octosetaceus*; Aves, Anseriformes) are threatened by hydroelectric power plants. **Perspectives in Ecology and Conservation**, p. 1–9, 2021, 10.1016/j.pecon.2021.04.002

- BRADTER, U. et al. Can opportunistically collected Citizen Science data fill a data gap for habitat suitability models of less common species? **Methods in Ecology and Evolution**, v. 9, n. 7, p. 1667–1678, 2018.
- BREINER, F. T. et al. Including environmental niche information to improve IUCN Red List assessments. **Diversity and Distributions**, v. 23, n. 5, p. 484–495, 2017.
- BROWN, E. D.; WILLIAMS, B. K. The potential for citizen science to produce reliable and useful information in ecology. **Conservation Biology**, v. 33, n. 3, p. 561–569, 2019.
- BUTCHART, S. H. M. et al. Which bird species have gone extinct? A novel quantitative classification approach. **Biological Conservation**, v. 227, n. August, p. 9–18, 2018.
- CARLSON, C. J. embarcadero: Species distribution modelling with Bayesian additive regression trees in r. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 11, n. 7, p. 850–858, 2020.
- CARREIRA, D. C. et al. Small vertebrates are key elements in the frugivory networks of a hyperdiverse tropical forest. **Scientific Reports**, v. 10, n. 1, p. 1–11, 2020.
- CAZALIS, V. et al. Effectiveness of protected areas in conserving tropical forest birds. **Nature Communications**, v. 11, n. 1, p. 1–8, 2020.
- CHAPMAN, A. D. Principles of Data Quality. **Global Biodiversity**, n. Chrisman, p. 58, 2005. Disponível em: <<http://www2.gbif.org/DataQuality.pdf>>.
- CHAVES, F. G. et al. Aves ameaçadas de extinção no estado do Espírito Santo. In: FRAGA, C. N. DE; FORMIGONI, M. DE H.; CHAVES, F. G. (Ed.). **Fauna e flora ameaçadas de extinção no estado do Espírito Santo**. Santa Teresa, ES: Instituto Nacional da Mata Atlântica, 2019. p. 294–313.
- CHUINE, I. et al. Grape ripening as a past climate indicator. **Nature**, v. 432, p. 289–290, 2004.
- COCKLE, K.; BODRATI, A. Situación de la Yacutinga (*Aburria jacutinga*) en Argentina. **BULLETIN OF THE CRACID SPECIALIST GROUP**, v. 31, n. July 2011, p. 12–21, 2011.
- COLLAR, N. J. et al. **Threatened Birds of the Americas: the ICBP/IUCN Red Data Book**. [s.l.] Smithsonian Institution Press, 1992.
- COLLINS, S. D.; ABBOTT, J. C.; MCINTYRE, N. E. Quantifying the degree of bias from using county-scale data in species distribution modeling: Can increasing sample size or using county-averaged environmental data reduce distributional overprediction? **Ecology and Evolution**, v. 7, n. 15, p. 6012–6022, 2017.
- CRAMER, J.; KRUEGER, A. B. Disruptive change in the taxi business: The case of uber. **American Economic Review**, v. 106, n. 5, p. 177–182, 2016.

- DANIELSEN, F. et al. A Multicountry Assessment of Tropical Resource Monitoring by Local Communities. **BioScience**, v. 64, n. 3, p. 236–251, 2014.
- DANTAS, S. de M.; LUCA, A. De. *Touit surdus* (Kuhl, 1820). In: INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE (Ed.). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume III - Aves**. Brasília, DF: ICMBio, 2018. p. 285–287.
- DEAN, W. **A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira**. São Paulo: Companhia das Letras, 1996.
- DEGROOTE, L. W. et al. Citizen science data reveals the cryptic migration of the Common Potoo *Nyctibius griseus* in Brazil. **Ibis**, v. 163, n. 2, p. 380–389, 2021.
- DEVELEY, P. F. Bird Conservation in Brazil: Challenges and practical solutions for a key megadiverse country. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 19, n. 2, p. 171–178, 2021.
- DEVELEY, P. F.; PHALAN, B. T. Bird Extinctions in Brazil's Atlantic Forest and How They Can Be Prevented. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 9, p. 1–8, 2021.
- DI COLA, V. et al. ecospat: an R package to support spatial analyses and modeling of species niches and distributions. **Ecography**, v. 40, n. 6, p. 774–787, 2017.
- DICKINSON, J. L.; ZUCKERBERG, B.; BONTER, D. N. Citizen science as an ecological research tool: Challenges and benefits. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 41, p. 149–172, 2010.
- DOMÍNGUEZ, M. et al. A citizen science survey discloses the current distribution of the endangered Yellow Cardinal *Gubernatrix cristata* in Argentina. **Bird Conservation International**, v. 31, n. 1, p. 139–150, 2021.
- DUNNING, J. B. CRC Handbook of Avian Body Masses. **CRC Handbook of Avian Body Masses, Second Edition**, p. 1–657, 2007.
- ELITH, J. et al. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. **Ecography**, v. 29, n. 2, p. 129–151, 2006.
- ELITH, J. et al. A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. **Diversity and Distributions**, v. 17, n. 1, p. 43–57, 2011.
- FERRAZ, K. M. P. M. B. et al. Bridging the gap between researchers, conservation planners, and decision makers to improve species conservation decision-making. **Conservation Science and Practice**, v. 3, n. 2, p. 1–11, 2020.

- FERRAZ, K. M. P. M. B. et al. Species distribution model reveals only highly fragmented suitable patches remaining for giant armadillo in the Brazilian Cerrado. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 19, n. 1, p. 43–52, 2021.
- FICK, S. E.; HIJMANS, R. J. WorldClim 2: new 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. **International Journal of Climatology**, v. 37, n. 12, p. 4302–4315, 2017.
- FIELDING, A. H.; BELL, J. F. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. **Environmental Conservation**, v. 24, n. 1, p. 38–49, 1997.
- FINK, D. et al. Modeling avian full annual cycle distribution and population trends with citizen science data. **Ecological Applications**, v. 30, n. 3, p. 1–16, 2020.
- FLANAGIN, A. J.; METZGER, M. J. The credibility of volunteered geographic information. **GeoJournal**, v. 72, n. 3–4, p. 137–148, 2008.
- GALETTI, M. et al. Ecology and conservation of the jacutinga *Pipile jacutinga* in the Atlantic Forest of Brazil. **Biological Conservation**, v. 82, n. 1, p. 31–39, 1997.
- GALETTI, M. et al. Functional extinction of birds drives rapid evolutionary changes in seed size. **Science**, v. 340, n. 6136, p. 1086–1090, 2013.
- GASTON, K. J. **The Structure and Dynamics of Geographic Ranges**. [s.l.: s.n.]
- GIANNINI, T. C. et al. Desafios atuais da modelagem preditiva de distribuição de espécies. **Rodriguésia**, v. 63, n. 3, p. 733–749, 2012.
- GILLINGS, S. et al. Breeding and wintering bird distributions in Britain and Ireland from citizen science bird atlases. **Global Ecology and Biogeography**, v. 28, n. 7, p. 866–874, 2019.
- GOLDING, N. et al. The zoon r package for reproducible and shareable species distribution modelling. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 9, n. 2, p. 260–268, 2018.
- GOURAGUINE, A. et al. Citizen science in data and resource-limited areas: A tool to detect long-term ecosystem changes. **PLoS ONE**, v. 14, n. 1, p. 1–14, 2019.
- GRAHAM, C. H. et al. The influence of spatial errors in species occurrence data used in distribution models. **Journal of Applied Ecology**, v. 45, n. 1, p. 239–247, 2008.
- HADLEY, A. S. et al. Forest fragmentation and loss reduce richness, availability, and specialization in tropical hummingbird communities. **Biotropica**, v. 50, n. 1, p. 74–83, 2018.
- HAKLAY, M. Citizen Science and Volunteered Geographic Information: Overview and Typology of Participation. In: **Crowdsourcing Geographic Knowledge**. Dordrecht: Springer Netherlands, 2013. p. 105–122.

- HAKLAY, M. et al. What Is Citizen Science? The Challenges of Definition. In: VOHLAND, K. et al. (Ed.). **The Science of Citizen Science**. Cham: Springer International Publishing, 2021. p. 13–33.
- HEFLEY, T. J. et al. Correction of location errors for presence-only species distribution models. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 5, n. 3, p. 207–214, 2014.
- HORNS, J. J.; ADLER, F. R.; ŞEKERCIOĞLU, Ç. H. Using opportunistic citizen science data to estimate avian population trends. **Biological Conservation**, v. 221, n. February, p. 151–159, 2018.
- HORTON, K. G. et al. Navigating north: how body mass and winds shape avian flight behaviours across a North American migratory flyway. **Ecology Letters**, v. 21, n. 7, p. 1055–1064, 2018.
- HUTCHINSON, G. E. Concluding Remarks. **Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology**, v. 22, 1957.
- IBGE. **MAPA de biomas do Brasil: primeira aproximação**. Rio de Janeiro: IBGE, 2004. .
- ISAAC, N. J. B. et al. Statistics for citizen science: Extracting signals of change from noisy ecological data. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 5, n. 10, p. 1052–1060, 2014.
- IUCN STANDARDS AND PETITIONS COMMITTEE. **Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria**. [s.l: s.n.]. v. 1
- JACKSON, A.; PARNELL, A. **Package “SIBER”**, 2020. . Disponível em: <<https://cran.r-project.org/web/packages/SIBER/SIBER.pdf>>.
- JOHNSTON, A. et al. Analytical guidelines to increase the value of community science data: An example using eBird data to estimate species distributions. **Diversity and Distributions**, v. 27, n. 7, p. 1265–1277, 7 jul. 2021.
- LANDIS, J. R.; KOCH, G. G. The Measurement of Observer Agreement for Categorical Data. **Biometrics**, v. 33, n. 1, p. 159, 1977.
- LEAL, D. C.; MARQUES, F. P.; SILVA, S. B. L. *Touit melanonotus* (Wied, 1820). In: INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE (Ed.). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume III - Aves**. Brasília, DF: ICMBio, 2018. p. 283–285.
- LEE, K.; SENER, I. N. Strava Metro data for bicycle monitoring: a literature review. **Transport Reviews**, v. 41, n. 1, p. 27–47, 2 jan. 2021.
- LEES, A. C. et al. A roadmap to identifying and filling shortfalls in Neotropical ornithology. **The Auk**, v. 137, n. 1994, p. 1–17, 2020.

- LEWANDOWSKI, E. J.; OBERHAUSER, K. S. Contributions of Citizen Scientists and Habitat Volunteers to Monarch Butterfly Conservation. **Human Dimensions of Wildlife**, v. 22, n. 1, p. 55–70, 2017.
- LIEBENBERG, L. et al. Smartphone Icon User Interface design for non-literate trackers and its implications for an inclusive citizen science. **Biological Conservation**, v. 208, p. 155–162, 2017.
- LIMA, L. M. **Aves da Mata Atlântica: riqueza, composição, status, endemismos e conservação**. 2013. Universidade de São Paulo, 2013.
- LIMA, R. A. F. et al. The erosion of biodiversity and biomass in the Atlantic Forest biodiversity hotspot. **Nature Communications**, v. 11, n. 1, p. 1–16, 2020.
- LIU, C.; NEWELL, G.; WHITE, M. On the selection of thresholds for predicting species occurrence with presence-only data. **Ecology and Evolution**, v. 6, n. 1, p. 337–348, 2016.
- LIU, C.; WHITE, M.; NEWELL, G. Selecting thresholds for the prediction of species occurrence with presence-only data. **Journal of Biogeography**, v. 40, n. 4, p. 778–789, 2013.
- LOBO, J. M.; JIMÉNEZ-VALVERDE, A.; REAL, R. AUC: A misleading measure of the performance of predictive distribution models. **Global Ecology and Biogeography**, v. 17, n. 2, p. 145–151, 2008.
- LOMOLINO, M. V. Conservation biogeography. In: LOMOLINO, M. V.; HEANEY, L. R. (Ed.). **Frontiers of Biogeography: new directions in the geography of nature**. Sunderland, Massachusetts: Associates, Sinauer, 2004. p. 293–296.
- LOZIER, J. D.; ANIELLO, P.; HICKERSON, M. J. Predicting the Distribution of Sasquatch in Western North America: Anything Goes with Ecological Niche Modelling. **Journal of Biogeography**, v. 36, n. 9, p. 1623–1627, 2009.
- MAGIOLI, M. et al. Land-use changes lead to functional loss of terrestrial mammals in a Neotropical rainforest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 19, n. 2, p. 161–170, 2021.
- MCKINLEY, D. C. et al. Citizen science can improve conservation science, natural resource management, and environmental protection. **Biological Conservation**, v. 208, p. 15–28, 2017.
- MELO, M. A.; BRAGA, D. A. First record of *Touit melanonotus* (Wied, 1820) (Aves: Psittaciformes: Psittacidae) in Cantareira State Park, Brazil: New colonization or simply unnoticed? **Journal of Threatened Taxa**, v. 13, n. 1, p. 17569–17573, 2021.
- METZGER, J. P. O que é ecologia de paisagens? **Biota Neotropica**, v. 1, n. 1–2, p. 1–9, 2001.

- MILLER-RUSHING, A.; PRIMACK, R.; BONNEY, R. The history of public participation in ecological research. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 10, n. 6, p. 285–290, 2012.
- MIRANDA, E. B. P. et al. Species distribution modeling reveals strongholds and potential reintroduction areas for the world's largest eagle. **PLoS ONE**, v. 14, n. 5, p. 1–19, 2019.
- MITCHELL, P. J.; MONK, J.; LAURENSEN, L. Sensitivity of fine-scale species distribution models to locational uncertainty in occurrence data across multiple sample sizes. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 8, n. 1, p. 12–21, 20 Jan. 2017. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/2041-210X.12645>>.
- MITTERMEIER, R. A.; RYLANDS, A. B. **Biodiversity hotspots**. Elsevier Inc., 2018. v. 1–5
- MMA. **Ministério do Meio Ambiente**. Disponível em: <https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Portaria/2014/p_mma_444_2014_lista_especies_amecadas_extincao.pdf>. Acesso em: 29 maio. 2021.
- MORANTE-FILHO, J. C. et al. Birds in anthropogenic landscapes: The responses of ecological groups to forest loss in the Brazilian Atlantic forest. **PLoS ONE**, v. 10, n. 6, p. 1–18, 2015.
- MORATO, R. G. et al. Identification of priority conservation areas and potential corridors for Jaguars in the Caatinga Biome, Brazil. **PLoS ONE**, v. 9, n. 4, 2014.
- NEATE-CLEGG, M. H. C. et al. Monitoring the world's bird populations with community science data. **Biological Conservation**, v. 248, n. June, p. 108653, 2020.
- OLIVEIRA, U. et al. The strong influence of collection bias on biodiversity knowledge shortfalls of Brazilian terrestrial biodiversity. **Diversity and Distributions**, v. 22, n. 12, p. 1232–1244, 2016.
- PAVIOLO, A. et al. A biodiversity hotspot losing its top predator: The challenge of jaguar conservation in the Atlantic Forest of South America. **Scientific Reports**, v. 6, n. October, p. 1–16, 2016.
- PEARSON, R. G. et al. Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: A test case using cryptic geckos in Madagascar. **Journal of Biogeography**, v. 34, n. 1, p. 102–117, 2007.
- PEREIRA, G. A. et al. Status of the globally threatened forest birds of northeast Brazil. **Papeis Avulsos de Zoologia**, v. 54, n. 14, p. 177–194, 2014.
- PETERSON, A. T. et al. **Ecological Niches and Geographic Distributions (MPB-49)**. Princeton: Princeton University Press, 2011.
- PHILLIPS, S. J. et al. Opening the black box: an open-source release of Maxent. **Ecography**, v. 40, n. 7, p. 887–893, 2017.

- PHILLIPS, S. J.; ANDERSON, R. P.; SCHAPIRE, R. E. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. **Ecological Modelling**, v. 190, p. 231–259, 2006.
- PHILLIPS, S. J.; DUDÍK, M. Modeling of species distributions with Maxent: New extensions and a comprehensive evaluation. **Ecography**, v. 31, n. 2, p. 161–175, 2008.
- PHILLIPS, S. J.; DUDIK, M.; SCHAPIRE, R. E. **Maxent software for modeling species niches and distributions (Version 3.4.0)**, 2017. . Disponível em: <http://biodiversityinformatics.amnh.org/open_source/maxent/>.
- PROJETO MAPBIOMAS. **Coleção 3.1 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil**. Disponível em: <https://mapbiomas.org/colecoes-mapbiomas-1?cama_set_language=pt-BR>. Acesso em: 1 jun. 2019.
- R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing** Viena, Austria R Foundation for Statistical Computing, , 2020. .
- REZENDE, C. L. et al. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, n. 4, p. 208–214, 2018.
- RHODEN, C. M.; PETERMAN, W. E.; TAYLOR, C. A. Maxent-directed field surveys identify new populations of narrowly endemic habitat specialists. **PeerJ**, v. 2017, n. 7, p. 1–21, 2017.
- RIBEIRO, M. C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141–1153, 2009.
- ROBINSON, O. J. et al. Integrating citizen science data with expert surveys increases accuracy and spatial extent of species distribution models. **Diversity and Distributions**, v. 26, n. 8, p. 976–986, 2020.
- ROBINSON, O. J.; RUIZ-GUTIERREZ, V.; FINK, D. Correcting for bias in distribution modelling for rare species using citizen science data. **Diversity and Distributions**, v. 24, n. 4, p. 460–472, 2018.
- ROCHA, D. G. et al. Wild dogs at stake: Deforestation threatens the only Amazon endemic canid, the short-eared dog (*Atelocynus microtis*). **Royal Society Open Science**, v. 7, n. 4, 2020.
- RONCAL, C. M. et al. Assemblage structure and dynamics of terrestrial birds in the southwest Amazon: a camera-trap case study. **Journal of Field Ornithology**, v. 90, n. 3, p. 203–214, 2019.
- RONDININI, C. et al. Tradeoffs of different types of species occurrence data for use in systematic conservation planning. **Ecology Letters**, v. 9, n. 10, p. 1136–1145, 2006.

- RUIZ-GUTIERREZ, V. et al. A pathway for citizen science data to inform policy: A case study using eBird data for defining low-risk collision areas for wind energy development. **Journal of Applied Ecology**, 2021.
- SALES, L. P. et al. Climate change reshapes the eco-evolutionary dynamics of a Neotropical seed dispersal system. **Global Ecology and Biogeography**, v. 30, n. 5, p. 1129–1138, 2021.
- SAUER, J. R. et al. The first 50 years of the North American Breeding Bird Survey. **Condor**, v. 119, n. 3, p. 576–593, 2017.
- SCHUBERT, S. C.; MANICA, L. T.; GUARALDO, A. D. C. Revealing the potential of a huge citizen-science platform to study bird migration. **Emu**, v. 119, n. 4, p. 364–373, 2019.
- SEMA. **Portaria SEMA Nº 37 de 15 de agosto de 2017**. Disponível em: <<http://www.meioambiente.ba.gov.br/arquivos/File/Editais/portaria37fauna.docx>>. Acesso em: 29 maio. 2021.
- SHIRK, J. L. et al. Public participation in scientific research: A framework for deliberate design. **Ecology and Society**, v. 17, n. 2, 2012.
- SILVEIRA, L. F.; SOARES, E. S.; BIANCHI, C. A. **Plano de Ação Nacional para a conservação dos Galliformes ameaçados de extinção (aracuãs, jacus, jacutingas, mutuns e urus)**. Brasília, DF: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), 2008.
- SILVERTOWN, J. A new dawn for citizen science. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 24, n. 9, p. 467–471, 2009.
- SIMPSON, R.; SIMPSON, E. Behavioural notes on Brown-backed Parrotlet *Touit melanonotus* in Ubatuba, São Paulo, Brazil. **Cotinga**, v. 34, n. 1, p. 19–23, 2012.
- STEEN, V. A.; ELPHICK, C. S.; TINGLEY, M. W. An evaluation of stringent filtering to improve species distribution models from citizen science data. **Diversity and Distributions**, v. 25, n. 12, p. 1857–1869, 2019.
- STEWART, P. S. The Value of the Christmas Bird Counts. **The Wilson Bulletin**, v. 66, n. 3, p. 184–195, 1954.
- STURM, U. et al. Defining principles for mobile apps and platforms development in citizen science. **Research Ideas and Outcomes**, v. 4, p. e23394, 2018.
- SULLIVAN, B. L. et al. The eBird enterprise: An integrated approach to development and application of citizen science. **Biological Conservation**, v. 169, p. 31–40, jan. 2014.
- SUTTON, L. J. et al. Geographic range estimates and environmental requirements for the harpy eagle derived from spatial models of current and past distribution. **Ecology and Evolution**, v. 11, n. 1, p. 481–497, 2021.

- TIAN, H. et al. Reconstruction of a 1,910-y-long locust series reveals consistent associations with climate fluctuations in China. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 108, n. 35, p. 14521–14526, 2011.
- TIKHONOV, G. et al. Joint species distribution modelling with the r-package Hmsc. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 11, n. 3, p. 442–447, 2020.
- TUANMU, M. N.; JETZ, W. A global 1-km consensus land-cover product for biodiversity and ecosystem modelling. **Global Ecology and Biogeography**, v. 23, n. 9, p. 1031–1045, 2014.
- TUANMU, M. N.; JETZ, W. A global, remote sensing-based characterization of terrestrial habitat heterogeneity for biodiversity and ecosystem modelling. **Global Ecology and Biogeography**, v. 24, n. 11, p. 1329–1339, 2015.
- TULLOCH, A. I. T. et al. Conservation planners tend to ignore improved accuracy of modelled species distributions to focus on multiple threats and ecological processes. **Biological Conservation**, v. 199, p. 157–171, 2016.
- VALE, M. M. et al. Endemic birds of the Atlantic Forest: traits, conservation status, and patterns of biodiversity. **Journal of Field Ornithology**, v. 89, n. 3, p. 193–206, 2018.
- VALLEJOS, M. A. V. et al. Ocorrência e conservação de *Touit melanonotus* (Aves, Psittacidae) no sul do Brasil. **Iheringia Série Zoologia**, v. 103, n. 1, p. 37–41, 2013.

3. DISTRIBUIÇÃO POTENCIAL DA JACUTINGA (*ABURRIA JACUTINGA*) E ÁREAS POTENCIAIS PARA SUA REINTRODUÇÃO

Resumo

A jacutinga (*Aburria jacutinga*) é um importante dispersor de sementes da Mata Atlântica, que já foi extinto em diversas localidades ao longo de sua distribuição original. Identificar áreas com uma maior probabilidade de presença da espécie é fundamental para guiar esforços de conservação, como a definição de áreas para reintrodução de indivíduos. O objetivo desse trabalho foi atualizar a distribuição potencial da espécie, identificando áreas ambientalmente adequadas à sua reintrodução. Utilizamos dados secundários recentes (de 2009 a 2021) de literatura e pesquisadores ($N = 64$) e de ciência cidadã ($N = 143$) e oito variáveis ambientais espacializadas (topográficas, de vegetação, etc.) para construir um Modelo de Distribuição de Espécie (MDE), utilizando o algoritmo Maxent. Selecionamos as áreas adequadas indicadas no modelo com tamanho superior a um limiar mínimo (208 km^2) para manter populações de jacutinga, valor calculado pela multiplicação da densidade média ($1,51 \text{ ind/km}^2$) pelo número mínimo estimado de indivíduos para manter uma população a longo prazo ($N = 138$). O modelo gerado apresentou bom resultado estatístico ($\text{AUC}=0,973\pm0,006$; $\text{TSS}= 0,876\pm0,071$), indicando uma área de 73.802 km^2 como adequada à espécie, predominantemente estruturada em dois blocos: Serra do Mar e Misiones. Esse valor de área corresponde a somente 6,9% da distribuição original. Identificamos 15 áreas maiores que o limiar estabelecido, das quais nove sem registros recentes de jacutinga, mas próximas aos blocos florestais onde a espécie ainda ocorre. Essas áreas somam 53.435 km^2 , com 33,4% (17.838 km^2) dentro de Unidades de Conservação de Proteção Integral. As áreas adequadas com ausência de registros da espécie podem ser consideradas como áreas potenciais à sua reintrodução, mas exigem que fatores locais, como caça, disponibilidade de recursos, dentre outros, sejam investigados em campo para confirmar a sua viabilidade a curto, médio e longo prazos. O MDE, bem como, as áreas adequadas selecionadas devem ser utilizados no planejamento da conservação da espécie, auxiliando na definição de estratégias para a reintrodução e manutenção da espécie.

Palavras-chave: Conservação, Reintrodução, Jacutinga, Modelagem de Distribuição de Espécie, Ciência Cidadã

ABSTRACT

The Black-fronted Piping-Guan (*Aburria jacutinga*) is an important seed disperser from Atlantic Forest, and it was extinct in several regions along its original distribution. To guide conservation actions, such as reintroduction, it is essential to identify key areas where the species has a higher presence probability. Our goal was to update the current potential distribution of the Black-fronted Piping-Guan, identifying environmentally suitable areas for its reintroduction. We used secondary data (2009 to 2021) from the literature and researchers ($N = 64$) and from

citizen science platform ($N = 143$) and eight environmental variables (topographic, vegetation, etc.). We used maxent algorithm to build a Species Distribution Model (SDM). We selected suitable areas that were larger than a minimum threshold (208 km^2) required to sustain Black-fronted Piping-Guan populations, which was calculated by multiplying the average population density (1.51 ind/km^2) by the estimated minimum number of individuals required to maintain a long-term viable population ($N = 138$). The SDM model performed well statistically ($\text{AUC}=0.973\pm0.006$; $\text{TSS}= 0.876\pm0.071$), indicating $73,802 \text{ km}^2$ as being suitable area for the species, mainly in two regions: Serra do Mar and Missões. This value represents only 6.9% of the original species' distribution. We identified 15 areas larger than the minimum threshold, with 9 of them lacking recent records, but close to forested areas where the species occurs. These areas sum up to 53.435 km^2 , with 33.4% ($17,838 \text{ km}^2$) being protected areas. Suitable areas without recent records of Black-fronted Piping-Guan can be considered as potential areas for its reintroduction, but local factors, as hunting pressure and resource availability, should be investigated to confirm its viability in short, medium and long term. The SDM, as well as the selected suitable areas, should be used for species conservation planning, helping to define strategies for its reintroduction and maintenance.

Keywords: Conservation, Reintroduction, Black-fronted Piping-Guan, Species Distribution Modeling, Citizen Science

3.1. INTRODUÇÃO

A pressão humana crescente sobre a biodiversidade tem levado pesquisadores a chamar o presente período de Antropoceno (DIRZO et al., 2014; STEFFEN, 2021). As alterações antrópicas já desmataram mais de um terço das florestas neotropicais, e cerca de 55% das florestas remanescentes possuem baixa ou média integridade (GRANTHAM et al., 2020). A degradação dos habitats promove a extinção local ou global de espécies (CEBALLOS; EHRLICH; DIRZO, 2017; CEBALLOS; EHRLICH; RAVEN, 2020; DEVELEY; PHALAN, 2021) e suas funções ecológicas (GALETTI et al., 2013; MAGIOLI et al., 2021), e consequentemente, impacta negativamente diversos serviços ecossistêmicos providos por áreas e recursos naturais, como o controle de pragas (BIANCHI; BOOIJ; TSCHARNTKE, 2006), provisão de água (DODDS; PERKIN; GERKEN, 2013) e estoque de carbono (MOLOTOKS et al., 2018), além de aumentar a exposição à doenças infecciosas (WILKINSON et al., 2018; BARBIER, 2021). As extinções, porém, não ocorrem de maneira aleatória, e espécies com determinadas características morfológicas e funcionais são mais afetadas do que outras pela perda de habitat (DIRZO et al., 2014). Entre as aves, espécies florestais, com maior tamanho corporal e alimentação frugívora estão mais propensas ao desaparecimento em áreas degradadas (BURIVALOVA et al., 2015; COELHO et al., 2016).

As espécies da família Cracidae possuem as duas características citadas, pois são aves de grande porte (~63% das espécies com mais de 1 kg; DUNNING, 2007) e consumidoras de frutos (WILMAN et al., 2014), que sofrem tanto com a perda de habitat, quanto com a caça (BROOKS, 2006). Das 56 espécies, que se distribuem ao longo das Américas, 22 são incluídas em alguma categoria de ameaça na lista vermelha global (IUCN, 2021), sendo considerada a família de aves mais ameaçada do continente (BROOKS, 2006). Entre as espécies da família, a jacutinga (*Aburria jacutinga*) é uma espécie florestal endêmica de um bioma bastante explorado, a Mata Atlântica (RIBEIRO et al., 2009; VALE et al., 2018; ROSA et al., 2021). É ameaçada nacional e globalmente (“em perigo”; MMA, 2014; BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2018), tem cerca de 1,25 kg (DUNNING, 2007), e possui uma forte relação com o palmito-juçara (*Euterpe edulis*; GALETTI et al., 1997), o qual desempenha importante papel ecológico, econômico e social na Mata Atlântica (TREVISAN et al., 2015; CHAGAS et al., 2021; SALES et al., 2021). Para o palmito-juçara e pelo menos outras 51 espécies de plantas (BELLO et al., 2017), a jacutinga é um importante dispersor de grandes sementes (GALETTI et al., 2013) e seu desaparecimento, junto com o de outros grandes frugívoros, pode impactar negativamente a dispersão de sementes em áreas defaunadas (GALETTI et al., 2013; BOVO et al., 2018).

Originalmente, a jacutinga habitava toda a Mata Atlântica ao sul do estado da Bahia, até o Paraguai e Argentina (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2018), mas atualmente está restrita aos maiores remanescentes florestais nos estados de São Paulo, Paraná, Santa Catarina, Rio Grande do Sul, Paraguai e Argentina (BERNARDO et al., 2011; COCKLE; BODRATI, 2011; ESQUIVEL et al., 2019), devido à perda de habita e caça (SILVEIRA; SOARES; BIANCHI, 2008). As populações naturais da espécie foram extintas nos estados da Bahia (SEMA, 2017), Espírito Santo (CHAVES et al., 2019), Rio de Janeiro (BERGALLO et al., 2000) e Minas Gerais (LEAL; MARQUES; SILVA, 2018), e mesmo nos estados e países onde ela ainda ocorre, há diversos casos de extinções locais (SILVEIRA; SOARES; BIANCHI, 2008), especialmente na áreas de Floresta Estacional Semidecidual. No Paraguai, a espécie ocorria em pelo menos 16 localidades na década de 90, porém atualmente sobrevive apenas na Reserva Natural Mbaracayu (ESQUIVEL et al., 2019, HDCastillo, com pess). Na Argentina, há registros recentes apenas nas porções norte e central de Misiones (COCKLE; BODRATI, 2011).

Os impactos sofridos pela espécie e a contração de sua área de distribuição fazem com que diversas estratégias sejam avaliadas para auxiliar na sua conservação, como a reintrodução (SICK, 1997; SILVEIRA; SOARES; BIANCHI, 2008; PHALAN et al., 2020), definida como “o movimento intencional e soltura de um organismo em um local dentro de sua área nativa de distribuição, de onde ele tenha desaparecido” (IUCN/SSC, 2013). A jacutinga tem sido criada

em cativeiro com sucesso nas últimas décadas e estima-se que há cerca de 200 indivíduos em instituições *ex-situ* no Brasil (PHALAN et al., 2020). Essa fato, juntamente com um grande número de experiências com reintroduções da própria espécie e de outros Cracidae (LUIZ PEREIRA; WAJNTAL, 1999; ANGULO; BARRIO, 2004; BERNARDO et al., 2014; SOUZA et al., 2020b), pode ser útil em novas reintroduções para aumentar a possibilidade de sucesso (WORLD PHEASANT ASSOCIATION; IUCN/SSC RE-INTRODUCTION SPECIALIST GROUP, 2009). Além de beneficiar a própria jacutinga, a reintrodução de um grande frugívoro pode ser importante para restaurar a complexidade da dispersão de sementes comprometida em áreas defaunadas (CARVALHO; LUCAS; CÔRTEZ, 2021), sendo um primeiro passo na recuperação de processos ecológicos (GHAZOUL; CHAZDON, 2017).

Além da disponibilidade de indivíduos, porém, é necessário considerar outros aspectos para que haja o estabelecimento e persistência da espécie no ambiente (ARMSTRONG; SEDDON, 2008; WORLD PHEASANT ASSOCIATION; IUCN/SSC RE-INTRODUCTION SPECIALIST GROUP, 2009; IUCN/SSC, 2013). Para aumentar as chances de sucesso, é importante que as causas da extinção local sejam identificadas e não mais existentes, os riscos para outras espécies sejam ponderados e áreas com habitat adequado à espécie estejam disponíveis, considerando aspectos locais e mais amplos (WORLD PHEASANT ASSOCIATION; IUCN/SSC RE-INTRODUCTION SPECIALIST GROUP, 2009; PÉREZ et al., 2012). Fatores locais como presença de caça e atitude das pessoas de comunidades próximas em relação à espécie podem ser cruciais para determinar o estabelecimento dos indivíduos soltos (WORLD PHEASANT ASSOCIATION; IUCN/SSC RE-INTRODUCTION SPECIALIST GROUP, 2009; IUCN/SSC, 2013). Para avaliar o habitat em uma escala mais ampla, a adequabilidade ambiental ao longo de toda a distribuição da espécie é um componente chave para o planejamento da reintrodução (SEDDON; ARMSTRONG; MALONEY, 2007).

Nesse trabalho utilizamos duas ferramentas para identificar as áreas mais adequadas para a conservação e reintrodução da jacutinga: a Modelagem de Distribuição de Espécies (MDE; PETERSON et al., 2011; GUIAN; THUILLER; ZIMMERMANN, 2017) e a ciência cidadã (HAKLAY et al., 2021). A partir de pontos de presença e variáveis ambientais, a MDE produz um mapa de adequabilidade ambiental, indicando onde estão as áreas com maiores probabilidades de ocorrência daquela espécie (PETERSON et al., 2011). A aplicação da MDE para auxiliar na reintrodução de espécies tem auxiliado espécies ameaçadas e pode ser o primeiro passo para planejar a reintrodução da espécie considerando toda sua ocorrência original (MARTÍNEZ-MEYER et al., 2006; ELIA et al., 2015; ANOOP et al., 2020). Porém, dados de presença com alta acurácia espacial são escassos para muitas espécies (LEES et al.,

2020), e dados oriundos de plataformas cidadã podem ser bastante úteis para a construção de bons modelos quando trabalhados adequadamente (STEEN; ELPHICK; TINGLEY, 2019). Desse modo, os objetivos desse trabalho são i) atualizar a distribuição potencial da jacutinga e, ii) identificar áreas adequadas potenciais para sua reintrodução.

3.2. MATERIAL E MÉTODOS

3.2.1. Área de estudo

A Mata Atlântica é um bioma florestal tropical que se estende por 1,4 milhões de km² ao longo da costa brasileira, adentrando o Paraguai e Argentina na sua porção sul. No Brasil e Paraguai, o bioma foi severamente ocupado, restando apenas 12-28% e 9% de sua vegetação original, respectivamente (RIBEIRO et al., 2009; PONTE et al., 2017; REZENDE et al., 2018). Na Argentina, a cobertura florestal ainda é alta comparada aos países vizinhos (60%), porém nos três países há um histórico de perda de florestas maduras nas últimas décadas (PROJETO MAPBIOMAS MATA ATLÂNTICA TRINACIONAL, 2021; ROSA et al., 2021). O bioma possui 891 espécies de aves, das quais, 223 (25%) são endêmicas (VALE et al., 2018). Incluindo as subespécies, 10% dos táxons (N = 107 de 1035) estão ameaçados de extinção (MMA, 2014). Apesar da elevada riqueza, é considerado um dos *hotspots* de biodiversidade mais ameaçado do planeta (MITTERMEIER; RYLANDS, 2018). A destruição de habitat e outros impactos humanos já causaram extinções e perdas funcionais (PEREIRA et al., 2014; DEVELEY; PHALAN, 2021).

A área utilizada para a modelagem foi toda a distribuição da espécie indicada pela IUCN (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2018; 1.062.683 km²; Figura 3.1). Escolhemos esse recorte por abrigar todos os pontos recentes de presença da espécie e todas as áreas com potencial interesse para a sua conservação e reintrodução.

Figura 3.1. Distribuição original e atual (segundo BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2018) e pontos de presença de presença históricos e recentes de jacutinga. Pontos históricos retirados do Portal da Biodiversidade (PORTAL DA BIODIVERSIDADE, 2021).

3.2.2. Registros de jacutinga

Utilizamos apenas os registros de presença confirmada feitos nos últimos 12 anos (de 2009 a 2021), excluindo pontos antigos pela possibilidade de representarem locais onde a espécie não ocorre atualmente. Utilizamos registros secundários de literatura, de pesquisadores

e de plataformas de ciência cidadã. A busca em literatura foi feita procurando o nome da espécie nas plataformas de publicações científicas (Web of Science, Google Scholar e biblioteca de teses e dissertações). Devido à ocorrência de registros feitos por armadilhas fotográficas, solicitamos aos pesquisadores que trabalham com esse método que nos enviassem os registros oportunistas de jacutinga. Dada a baixa representatividade de dados ao longo de sua ocorrência relictual, utilizamos duas plataformas de ciência cidadã para preencher as lacunas da nossa base de dados. Enviamos solicitações individuais para todos os usuários ($n = 624$) com mídias da espécie na plataforma WikiAves (www.wikiaves.com.br) em fevereiro de 2019, através do sistema de comunicação do próprio site. Utilizamos o eBird (www.ebird.org) para buscar individualmente os registros onde os usuários especificavam a localização exata do registro da espécie ($n = 3$). Por não possuir um sistema de comunicação direta com os usuários, selecionamos os registros em locais onde nossa base de dados não possuía dados e tentamos entrar em contato com o usuário via e-mail ou redes sociais. Consideramos somente registros em que o usuário foi capaz de indicar o local exato onde a espécie foi avistada/ouvida. Finalizamos nossa base de dados com 207 registros recentes de jacutinga, dos quais 143 (69%) foram oriundos de usuários de sites de ciência cidadã.

Para evitar a dependência espacial entre os pontos, realizamos uma rarefação a partir da distância de 7 km, definida a partir do deslocamento máximo de indivíduos monitorados da espécie (A. Tassoni, comunicação pessoal). Utilizamos a ferramenta ‘*Spatially Rarefy Occurrence Data for SDMs*’, do pacote SDMtoolbox v2.4 (BROWN; BENNETT; FRENCH, 2017) no ArcGIS 10.3 (ESRI, 2014), selecionando 60 pontos para a modelagem.

3.2.3. Dados abióticos

Utilizamos variáveis topográficas (Global Multiresolution Terrain Elevation Data 2010; DANIELSON; GESCH, 2011), bioclimáticas (<https://www.worldclim.org/data/worldclim21.html>; FICK; HIJMANS, 2017) e de uso e cobertura do solo (HANSEN et al., 2013; SOUZA et al., 2020a; Apêndice D). A variável de uso e cobertura do solo disponível pelo MapBiomas é categórica, composta por diversas classes de uso do solo. Portanto, selecionamos apenas os *pixels* classificados como “Formação Florestal” (classe 3) e utilizamos a ferramenta ‘*Focal statistics*’, dentro do ArcGIS 10.3 (ESRI, 2014), com uma janela quadrada móvel de 33x33 pixels, para gerar uma variável de “porcentagem de cobertura florestal”. Para dois pequenos trechos dentro da área modelada, mas não mapeados pelo MapBiomas, utilizamos o mapa de porcentagem de vegetação florestal (HANSEN et al., 2013) para complementar a camada de porcentagem de cobertura florestal.

Para evitar a inserção de variáveis correlacionadas no modelo, realizamos uma análise de correlação de Pearson, excluindo as variáveis com valores maiores que 0,7 ou menores que -0,7 (DORMANN et al., 2013), o que resultou em oito variáveis disponíveis para a construção do modelo (Tabela 3.1). Todas as variáveis foram reamostradas para a resolução de 1 km e recortadas de acordo com a distribuição da espécie (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2018).

Tabela 3.1. Variáveis utilizadas para a construção do modelo de distribuição da jacutinga.

Nome	Descrição	Resolução espacial	Ano	Referência
Altitude	Altitude acima do nível do mar	1 km	2010	DANIELSON; GESCH, 2011
Bio2	Amplitude diurna média	1 km	1970-2000	FICK; HIJMANS, 2017
Bio3	Isotermalidade	1 km	1970-2000	FICK; HIJMANS, 2017
Bio11	Temperatura média do trimestre mais frio	1 km	1970-2000	FICK; HIJMANS, 2017
Bio12	Precipitação anual	1 km	1970-2000	FICK; HIJMANS, 2017
Bio15	Sazonalidade da precipitação	1 km	1970-2000	FICK; HIJMANS, 2017
Bio18	Precipitação do trimestre mais quente	1 km	1970-2000	FICK; HIJMANS, 2017
Porcentagem de floresta	Porcentagem de cobertura florestal	30 m	2019	HANSEN et al., 2013 e SOUZA et al., 2020a

3.2.4. Modelagem de distribuição de espécies

Utilizamos o algoritmo Maxent dentro do software Maxent versão 3.4.4 (PHILLIPS; ANDERSON; SCHAPIRE, 2006; PHILLIPS; DUDÍK, 2008; PHILLIPS et al., 2017; PHILLIPS; DUDIK; SCHAPIRE, 2017), devido ao seu bom desempenho (QIAO; SOBERÓN; PETERSON, 2015; GOBEYN et al., 2019) e resultados positivos obtidos em aplicações visando a conservação de espécies (MORATO et al., 2014; BOVO et al., 2021; FERRAZ et al., 2021). O modelo foi gerado a partir de 10 repetições, método de reamostragem por Bootstrap, com 10.000 pontos de pseudoausência, 30% de pontos para teste, *random seed*, limiar de convergência de 10^{-5} e máximo de 500 iterações. O modelo foi avaliado de acordo com os erros de omissão (falso negativo ou erro tipo I) e sobreprevisão (falso positivo ou erro tipo II). Também utilizamos duas medidas baseadas nos valores de sensibilidade (capacidade do modelo prever corretamente as presenças) e especificidade (capacidade do modelo prever corretamente as pseudoausências): o AUC e o TSS. O AUC (*area under the ROC curve*) mede a área sobre

a curva ROC (*receiver operating characteristic*), construída a partir de valores de falsos positivos e verdadeiros positivos (FIELDING; BELL, 1997). Varia de 0 a 1, indicando um bom modelo para valores entre 0,7 e 0,9, e modelo ótimo acima de 0,9 (PETERSON et al., 2011). O TSS (*True Skill Statistics*) é calculado pela fórmula: sensibilidade + especificidade - 1 (ALLOUCHE; TSOAR; KADMON, 2006). Seus valores vão de -1 a +1, sendo aceitáveis acima de 0,4 e ‘quase perfeito’ acima de 0,8 (LANDIS; KOCH, 1977).

Cortamos o modelo médio final utilizando o limiar ‘*Maximum test sensitivity plus specificity Cloglog threshold*’ (=0,151) para transformá-lo em um modelo binário (áreas adequada ou não adequadas). *Pixels* com valores acima desse valor de corte são considerados adequados, enquanto *pixels* com valores menores são considerados não adequados. Escolhemos esse valor por ser pouco afetado pela quantidade de registros de presença (LIU; NEWELL; WHITE, 2016), apresentar um bom desempenho quando utilizados apenas dados de presença (LIU; WHITE; NEWELL, 2013) e por ter valores satisfatórios de erros de omissão e sobreprevisão.

Para calcularmos a área mínima para manter uma população da espécie à longo prazo, utilizamos a densidade média da espécie presente em Bernardo et al. (2011), 1,51 indivíduos/km². Para calcular essa média, desconsideramos os valores das ilhas amostradas, pois representam valores muito superior às demais áreas continentais. Não existem trabalhos explorando a população mínima viável para jacutinga, nem para outras espécies do gênero, portanto, nos baseamos em valores disponíveis do mutum-do-sudeste, *Crax blumembachii*, uma espécie da mesma família, também com alimentação baseada em frutos e endêmica da Mata Atlântica. Utilizamos o valor de 138 indivíduos, que representam uma população mínima viável em um cenário mais conservador (BONFIM et al., 2019). Multiplicando os valores de densidade pela população mínima viável, chegamos ao valor de 208 km², o qual consideramos como o tamanho mínimo de uma área capaz de manter uma população de jacutinga. Assim, indicamos as áreas adequadas maiores que esse valor como consideradas ambientalmente adequadas à reintrodução da jacutinga. Complementarmente, após a seleção das áreas adequadas e com tamanho superior ao limiar indicado, selecionamos as áreas protegidas com proteção integral (Categorias IUCN I-III; DUDLEY, 2008) para quantificar a área protegida adequada à espécie.

3.3. RESULTADOS

O modelo de distribuição potencial da jacutinga apresentou ótimo desempenho estatístico (AUC = 0,973±0,006 e TSS = 0,876±0,071; Apêndice E; Figura 3.2), alta sensibilidade (94%) e alta especificidade (93%). A porcentagem de cobertura florestal (70,9%)

foi a variável mais importante para explicar a probabilidade de presença da espécie, sendo que um aumento na cobertura florestal aumenta a probabilidade de presença (Apêndices F e G). A área potencialmente adequada à espécie foi de 73.802 km² (6,9 % da distribuição original; Figura 3.2), concentrada principalmente em dois grandes blocos: a região próxima à costa, do Rio de Janeiro ao Rio Grande do Sul (destacada na Figura 3.3), e a região que inclui Foz do Iguaçu, Argentina e Paraguai (destacada na Figura 3.4). Todas as áreas com registros recentes da espécie foram indicadas como adequadas.

Identificamos 15 áreas maiores que 208 km², somando 53.435 km² (Figura 3.3 e 3.4), dos quais 17.838km² (33,4%) estão dentro de Unidades de Conservação de Proteção Integral. Em nove áreas dessas 15 áreas não existem registros recentes (Figura 3.3, áreas C, D, F, G e I; e Figura 3.4, áreas C, D, E e F), embora estejam todas próximas de ocorrências da espécie (<200 km). Entre as áreas adequadas e sem registros recentes destacam-se a região serrana no Rio de Janeiro (Figura 3.3, área C), a porção sul da província de Misiones (Figura 3.4, áreas D e E), a Parque Nacional San Rafael (Figura 3.4, área C) e a Serra da Mantiqueira (Figura 3.3, área I).

Figura 3.2. Modelo de distribuição da jacutinga cortado pelo *Maximum test sensitivity plus specificity Cloglog threshold* (0,151). As áreas adequadas encontram-se em tons de vermelho.

Figura 3.3. Blocos de áreas adequadas à jacutinga maiores que 208 km² na região da Serra do Mar e as Unidades de Conservação de Proteção Integral presentes nessas áreas. A ordem dos blocos (letras) é da maior para a menor área e suas cores são apenas para melhor distinção entre si.

Figura 3.4. Blocos de áreas adequadas à jacutinga maiores que 208 km² na região de Misiones e as Unidades de Conservação de Proteção Integral presentes nessas áreas. A ordem dos blocos (letras) é da maior para a menor área e suas cores são apenas para melhor distinção entre si.

3.4. DISCUSSÃO

O modelo apresentou bom desempenho e foi capaz de prever corretamente as áreas onde a jacutinga ainda ocorre, mostrando uma grande contração na distribuição potencial atual em relação à sua distribuição histórica. As áreas adequadas e com registros recentes estão principalmente dentro de Unidades de Conservação de Proteção Integral, porém também existem áreas importantes para a espécie sem proteção. Além dessas regiões, existem áreas adequadas sem registros recentes e que podem ser alvo de programas de reintrodução.

As áreas adequadas à ocorrência da jacutinga estão concentradas principalmente em duas macro regiões, as quais chamaremos de Serra do Mar (áreas da Figura 3.3) e Misiones (áreas da Figura 3.4). A região denominada Serra do Mar envolve as áreas próximas ao litoral de São Paulo ao Rio Grande do Sul, com uma pequena área adequada na região serrana no Rio de Janeiro. As Serras do Mar e de Paranapiacaba, nos estados de São Paulo e Paraná,

possivelmente abrigam a maior população da espécie (GALETTI et al., 1997; SILVEIRA; SOARES; BIANCHI, 2008; BERNARDO et al., 2011; TORRE et al., 2020). Ao longo desse corredor, existem diversas Unidades de Conservação (Figura 3.3), com presenças recentes da jacutinga, como o PE da Serra do Mar, PE da Ilha do Cardoso, PE Ilhabela, PE Intervalles, PE Lagamar de Cananéia e PN Guaricana.

A macroregião que chamamos de Missiones inclui a província argentina de Missiones e áreas próximas do Paraná, Santa Catarina, Rio Grande do Sul e Paraguai, sendo a região de Mata Atlântica distante da costa com maior quantidade de cobertura florestal. A espécie ocorre em diversas Áreas Protegidas dessa região, como o PN do Iguaçu/Iguazu, Parque Provincial Uruguá-í e PE do Turvo. Porém, apesar de ainda possuir um alta porcentagem de cobertura florestal (61 % na província de Missiones; PROJETO MAPBIOMAS MATA ATLÂNTICA TRINACIONAL, 2021), essa é a área da Mata Atlântica que tem sofrido maior perda de floresta nos últimos anos. De 2000 a 2019, cerca de 11.865 km² de vegetação florestal foram substituídos por outros usos do solo na Mata Atlântica do Paraguai e Argentina, o que equivale a 10,5% da extensão do bioma nesses países (PROJETO MAPBIOMAS MATA ATLÂNTICA TRINACIONAL, 2021).

A variável mais importante para o modelo foi a porcentagem de cobertura florestal, o que era esperado, visto que a espécie é encontrada apenas em grandes remanescentes florestais (GALETTI et al., 1997; BERNARDO et al., 2011). Existem registros da espécie em áreas antropizadas próximas a grandes blocos florestais, como em florestas alteradas e mesmo plantio de *Pinus* (GALETTI et al., 1997; BERNARDO et al., 2011), o que torna difícil afirmar se a ausência da espécies em paisagens mais fragmentadas e com menor cobertura florestal é estritamente devido à exigências ambientais da espécie ou se a caça é a responsável pelo desaparecimento das áreas fragmentadas, onde as pessoas tem acesso. Possivelmente uma combinação dos dois fatores faz com que a espécie seja restrita atualmente apenas a grandes fragmentos florestais, onde a pressão de caça, embora existente, não foi suficiente para extinguir a espécie, ao menos até o momento. A jacutinga pode ser um caso semelhante a dois outros Cracidae considerados restritos de florestas primárias, *Crax rubra* e *Tinamus major*, que foram registrados ocorrendo sem diferenças na probabilidade de ocupação em florestas primárias e secundárias em áreas onde a caça foi eliminada (WHITWORTH et al., 2018).

A vegetação original da Mata Atlântica é atualmente restrita a poucos grandes blocos florestais e a muitos pequenos e desconectados fragmentos remanescentes (RIBEIRO et al., 2009; PROJETO MAPBIOMAS, 2021). Na Mata Atlântica brasileira, a porcentagem de cobertura florestal tem se mantido estável nos últimos anos (PROJETO MAPBIOMAS, 2021).

Porém, essa estabilidade na quantidade esconde a redução das florestas maduras, substituídas em números pelos plantios florestais para a restauração, visto que a maior parte dos mapas de uso e cobertura do solo consideram florestas com diferentes idades na mesma categoria (ROSA et al., 2021). Florestas nativas plantadas levam muitas décadas para se tornarem maduras e recuperar níveis de biomassa e riqueza de espécies próximas do original (MARTIN; NEWTON; BULLOCK, 2013; ROZENDAAL et al., 2019). Para grandes frugívoros florestais, como a jacutinga, tais plantios serão úteis em algumas décadas (CHAZDON et al., 2009; POWELL; STOUFFER; JOHNSON, 2013), enquanto a redução da disponibilidade de floresta madura mostra que a perda de habitat continua avançando e ameaçando a espécie.

Argentina e Paraguai também apresentam um recente crescimento de restaurações florestais, porém ainda assim a quantidade de florestas, independentemente de idade, está diminuindo. Na Argentina, mesmo ainda possuindo mais de 60% da vegetação florestal nativa em pé, cerca de 10% da cobertura florestal existente em 2000 foi perdida (1.834 km²), e a espécie já foi extinta em diversas localidades, especialmente ao norte de Corrientes e sul de Misiones, e algumas áreas no centro e oeste de Misiones (COCKLE; BODRATI, 2011). No Paraguai a situação é mais crítica. Mais de um quarto (27%, 9.247 km²) da vegetação florestal existente em 2000 foi convertida para outros usos do solo (PROJETO MAPBIOMAS MATA ATLÂNTICA TRINACIONAL, 2021), o que ajuda a explicar a presença confirmada da espécie para apenas uma localidade atualmente. Nessa porção interior de Mata Atlântica as florestas argentinas são os principais refúgios pra espécie, visto que as grandes áreas florestais vizinhas no Paraguai, e especialmente no Brasil, encontram-se escassas e isoladas (COCKLE; BODRATI, 2011).

O desmatamento, além de causar diretamente a perda de habitat, também promove o avanço de atividades humanas nas áreas remanescentes, como a caça (COCKLE; BODRATI, 2011; LAURANCE; BALMFORD, 2013; BRODIE et al., 2015). Assim, mesmo florestas que continuam de pé, estão mais acessíveis a caçadores e palmiteiros, por exemplo. Devido ao seu porte, os membros da família Cracidae, especialmente jacus, jacutingas e mutuns, sempre foram considerados um importante recurso alimentar por povos indígenas e comunidades locais (JOHNSON, 1993; BROOKS, 1999), e são muitos os relatos sobre caçadas envolvendo grandes números de indivíduos abatidos em pouco tempo (SICK, 1997). Mesmo em áreas prístinas, como na Amazônia, a retirada constante de indivíduos por caça causa impactos na população (JOHNSON, 1993; BARRIO, 2011). Em áreas fragmentadas com a Mata Atlântica a situação é ainda pior, devido à pressão humana em praticamente todo o seu território, até em áreas conservadas e protegidas (GALETTI et al., 1997; BODRATI; COCKLE, 2006). Em fragmentos

florestais, onde há limitação da movimentação e no fluxo de indivíduos vindos de uma fonte, a extinção local devido à caça é muitas vezes o caminho mais certo para espécies como a jacutinga (ROBINSON, 1996). Adicionalmente, a espécie é ainda mais prejudicada pela caça pelo seu hábito ‘dócil’, permanecendo empoleirada em um mesmo galho e se alimentando mesmo com a presença de pessoas (obs. pess.). Fatores relacionados à caça podem ser mais determinantes para a presença ou não de uma espécie que a fragmentação de habitat, como encontrado para o mutum-do-sudeste no sul da Bahia (RIOS et al., 2020).

3.4.1. Áreas adequadas potenciais à reintroduções

Identificamos nove grandes áreas com alta adequabilidade ambiental à jacutinga mas sem registros recentes, das quais cinco estão localizados próximos na macroregião Serra do Mar, e quatro na macroregião Misiones. Todos os blocos são dentro de sua distribuição original e próximos de áreas com registros recentes da espécie. Alguns possuem registros históricos, o que possibilita a hipótese de que a jacutinga ocorria nessas áreas, mas sofreu extinções locais.

A região serrana no RJ (Figura 3.3, área C), a maior dessas áreas inclui partes do PN da Serra dos Órgãos e da RB do Tinguá, onde a espécie é apontada como extinta há algumas décadas (MALLET-RODRIGUES; PARRINI; PACHECO, 2007) e já foi indicada como uma prioridade para reintroduções (SILVEIRA; SOARES; BIANCHI, 2008). Nessa mesma região, duas reintroduções da espécie foram realizada na Reserva Ecológica de Guapiaçu. A primeira em 2007 e 2008, juntamente com o mutum-do-sudeste (BERNARDO et al., 2011, 2014), quando ao menos 40 jacutingas foram liberadas, porém indivíduos de ambas as espécies não foram registrados após 2014 (BERNARDO, 2010; BERNARDO; LOCKE, 2014). A segunda soltura, com três indivíduos, foi realizada em 2018 pelo Projeto Jacutinga, porém dois foram predados e o outro recapturados para evitar nova predação (ATassoni, com. pess.). Embora apresente uma grande área adequada à espécie, é importante ressaltar que ainda existe atividade de caçadores nas UCs dessa região (CONSTANTINO, 2018), o que pode inviabilizar novas tentativa de reintroduções.

Quatro áreas presentes próximas à Misiones são adequadas, porém são blocos de florestas isolados, sem conectividade com o bloco florestal onde a espécie ainda existe. Uma delas, o Parque Nacional San Rafael, no Paraguai (Figura 3.3, área C), tem registros da espécie até o ano de 1998 (ESQUIVEL et al., 2007), onde está possivelmente extinta (HDCastillo, com. pess.). As demais áreas (Figura 3.3, áreas D, E e F) não possuem Unidades de Conservação. A menor das nove está localizada na Serra da Mantiqueira, na divisa entre São Paulo, Minas Gerais e Rio de Janeiro, onde o Projeto Jacutinga já realizou a reintrodução de 31 indivíduos

desde 2016 (SOUZA et al., 2020b). A espécie estava possivelmente extinta na região, apesar de um registro para 2001 (PORTES; MONTEIRO, 2004). Outras solturas estão planejadas e devem ser realizadas nos próximos anos.

As três áreas restantes são fragmentos florestais presentes no PR, SC e RS (Figura 3.3, áreas G, F e D, respectivamente. Embora não possuam Unidades de Conservação, estão próximas das áreas adequadas com registros recentes e conectadas por vegetação florestal. A ausência de registros históricos nessas áreas pode ser devida ao baixo esforço amostral no entorno, e devido à presença da jacutinga em áreas próximas, pode indicar uma falsa ausência da espécie.

A maior parte dos registros utilizados nesse estudo estão presentes dentro de Unidades de Conservação, que representam os últimos refúgios para a espécie. Porém, embora sejam consideradas áreas protegidas, a presença de caçadores e palmiteiros dentro dessas UCs é uma realidade que vem sendo apontada há décadas (GALETTI; CHIVERS, 1995; GALETTI et al., 1997; BODRATI; COCKLE, 2006; CONSTANTINO, 2018). A falta de fiscalização efetiva permite que muitas dessas áreas protegidas não cumpram totalmente seu papel de proteção, e está ligada principalmente ao reduzido número de agentes fiscalizadores (GALETTI; CHIVERS, 1995; MUNHOES, 2020). Os próprios guarda-parques apontam outras dificuldades, como a falta de capacitação e de equipamentos (MUNHOES, 2020), o que torna a efetividade das UCs para a proteção de espécies bastante cinagética bastante limitada.

3.4.2. Limitações da abordagem e outras questões importantes

Nós limitamos nossa abordagem a buscar as áreas ambientalmente adequadas para a jacutinga, sem incluir na modelagem informações espaciais sobre outros fatores que devem ser considerados no planejamento da conservação e em projetos de reintrodução, como a caça e micro-habitat. Embora existam *proxies* disponíveis para intensidade de caça, a inserção dessa camada poderia causar incertezas espaciais e temporais (BARRY; ELITH, 2006). As incertezas espaciais são relativas à resolução das informações disponíveis, visto que tais camadas são geradas a partir de interpolações de informações como distância aos centros urbanos e densidade humana (BARRY; ELITH, 2006; BOGONI; PERES; FERRAZ, 2020), e embora sejam capazes de apontar as áreas com maior ou menor pressão de caça em uma escala mais ampla, podem não ser tão efetivas para definição de áreas com menor pressão de caça para a reintrodução de uma espécie cinagética. Temporalmente, ações locais podem causar impactos que aumentem ou diminuam a pressão de caça (BRAGAGNOLO et al., 2019; BRAGA-PEREIRA; BOGONI; ALVES, 2020). Em relação a esse problema, que é de grande importância no planejamento de

reintroduções, análises feitas com foco em ‘áreas candidatas’ podem ser muito mais produtivas, mesmo que envolva maior esforço temporal e financeiro, como feito por Gama et al. (2016) para o mutum-do-nordeste (*Mitu mitu*).

Essa análise mais refinada, feita localmente, também pode ser útil para identificar condições mais específicas que a espécie necessita (ARMSTRONG; SEDDON, 2008). As florestas incluídas na variável de porcentagem de cobertura florestal possuem variações fitofisionômicas e de grau de conservação (IBGE, 2012; ROSA et al., 2021). A identificação de características estruturais e florísticas favoráveis à jacutinga é fundamental para aumentar as chances de sucesso. Silveira, Soares e Bianchi (2008) mencionam a dependência de ‘florestas conservadas, com abundância de Lauraceae e Myrtaceae’, características que podem ser identificadas localmente. Para avaliar potenciais sítios para a reintrodução de *Penelope albipennis*, no Peru, pesquisadores avaliaram localmente a diversidade de plantas, recurso hídrico e estrutura florestal (ANGULO; BARRIO, 2004), e por ser uma espécie com uma distribuição menor, foi possível avaliar as áreas em poucos dias. Para a jacutinga, o MDE é útil para restringir as áreas disponíveis, sendo complementado pela avaliação local. Além das características ambientais citadas, é importante considerar fatores como a situação genética e sanitária dos indivíduos a serem reintroduzidos (WORLD PHEASANT ASSOCIATION; IUCN/SSC RE-INTRODUCTION SPECIALIST GROUP, 2009; OLIVEIRA-JR et al., 2016; FERREIRA-JUNIOR et al., 2018). Oliveira-Jr. et al. (2016), por exemplo, ressaltam a importância do cruzamento entre indivíduos de diferentes linhagens antes das solturas para aumentar as chances de sucesso.

Uma outra ferramenta importante é a Análise de Viabilidade Populacional (AVP), que utiliza informações sobre a ecologia da espécie e dos recursos disponíveis para estimar probabilidades de sobrevivência da espécie. A AVP pode ser empregada para determinar a quantidade de indivíduos a serem soltos, e por quanto tempo após a soltura (WORLD PHEASANT ASSOCIATION; IUCN/SSC RE-INTRODUCTION SPECIALIST GROUP, 2009). Essa abordagem já foi utilizada para outros Cracidaeas, como o mutum-do-sudeste (BERNARDO; LOCKE, 2014; BONFIM et al., 2019), mutum-de-salvin (*Mitu salvini*; JOHNSON, 1993) e para a própria jacutinga, para auxiliar o planejamento de novas solturas (ATassoni, com. pess.). Durante um exercício considerando apenas a população reintroduzida na Serra da Mantiqueira, os resultados da AVP mostraram que seriam necessárias mais solturas para que a população tivesse uma baixa probabilidade de extinção a longo prazo (ATassoni, com. pess.). Assim, a ideia inicial que seria soltar indivíduos em outras área foi modificada, aumentando a probabilidade de sobrevivência da população.

3.4.3. Conclusão

A área potencial de distribuição da jacutinga representa apenas 6,9% da distribuição original da espécie. A variável mais importante para explicar a probabilidade de presença da espécie foi a porcentagem de cobertura florestal. Em relação às áreas para reintrodução, identificamos 15 áreas maiores que 208 km², das quais nove não possuem registros recentes e podem ser consideradas candidatas a futuras reintroduções, desde que outros fatores não incluídos em nossa análise sejam considerados, como a ausência de caça e presença de condições microclimáticas necessárias à espécie.

REFERÊNCIAS

- ALLOUCHE, O.; TSOAR, A.; KADMON, R. Assessing the accuracy of species distribution models: Prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). **Journal of Applied Ecology**, v. 43, n. 6, p. 1223–1232, 2006.
- ANGULO, F.; BARRIO, J. Evaluation of a potential reintroduction site for the white-winged guan *Penelope albipennis* (Aves, Cracidae) in northern Peru. **Oryx**, v. 38, n. 4, p. 448–451, 2004.
- ANOOP, N. R. et al. Identifying suitable reintroduction sites for the White-rumped Vulture (*Gyps bengalensis*) in India's Western Ghats using niche models and habitat requirements. **Ecological Engineering**, v. 158, p. 106034, dez. 2020.
- ARMSTRONG, D. P.; SEDDON, P. J. Directions in reintroduction biology. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 23, n. 1, p. 20–25, 2008.
- BARBIER, E. B. Habitat loss and the risk of disease outbreak. **Journal of Environmental Economics and Management**, v. 108, p. 102451, 2021.
- BARRIO, J. Hunting pressure on cracids (Cracidae: Aves) in forest concessions in Peru. **Revista Peruana de Biología**, v. 18, n. 2, p. 225–230, 2011.
- BARRY, S.; ELITH, J. Error and uncertainty in habitat models. **Journal of Applied Ecology**, v. 43, n. 3, p. 413–423, 2006.
- BELLO, C. et al. Atlantic frugivory: a plant–frugivore interaction data set for the Atlantic Forest. *Ecology*, v. 98, n. 6, p. 1729, 2017.
- BERGALLO, H. G. et al. **A fauna ameaçada de extinção do estado do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro: EDUERJ, 2000.

- BERNARDO, C. S. S. **Reintrodução de mutuns-do-sudeste *Crax blumenbachii* (Cracidae) na Mata Atlântica da Reserva Ecológica de Guapiaçu (Cachoeiras de Macacu, RJ, Brasil)**. 2010. Universidade Estadual Paulista, 2010.
- BERNARDO, C. S. S. et al. Density estimates of the Black-fronted Piping Guan in the Brazilian Atlantic rainforest. **Wilson Journal of Ornithology**, v. 123, n. 4, p. 690–698, 2011.
- BERNARDO, C. S. S. et al. Reintroducing the red-billed curassow in Brazil: Population viability analysis points to potential success. **Natureza e Conservacao**, v. 12, n. 1, p. 53–58, 2014.
- BERNARDO, C. S. S.; LOCKE, N. Reintroduction of red-billed curassow *Crax blumenbachii* to Guapiaçu Ecological Reserve, Brazil. **Conservation Evidence**, v. 11, p. 7–7, 2014.
- BIANCHI, F. J. J. A.; BOOIJ, C. J. H.; TSCHARNTKE, T. Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: A review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 273, n. 1595, p. 1715–1727, 2006.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL. **Pipile jacutinga. The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T22678429A132049346**. Disponível em: <10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T22678429A132049346.en>. Acesso em: 31 maio. 2021.
- BODRATI, A.; COCKLE, K. Habitat, distribution, and conservation of Atlantic forest birds in Argentina: Notes on nine rare or threatened species. **Ornitologia Neotropical**, v. 17, n. 2, p. 243–258, 2006.
- BOGONI, J. A.; PERES, C. A.; FERRAZ, K. M. P. M. B. Extent, intensity and drivers of mammal defaunation: a continental-scale analysis across the Neotropics. **Scientific Reports**, v. 10, n. 1, p. 1–16, 2020.
- BONFIM, F. C. G. et al. Combining modeling tools to identify conservation priority areas: A case study of the last large-bodied avian frugivore in the Atlantic Forest. **Global Ecology and Conservation**, v. 17, n. September, p. e00426, 2019.
- BOVO, A. A. A. et al. Habitat fragmentation narrows the distribution of avian functional traits associated with seed dispersal in tropical forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, n. 2, p. 90–96, 2018.
- BOVO, A. A. A. et al. Remaining suitable areas for the critically endangered Brazilian Merganser (*Mergus octosetaceus*; Aves, Anseriformes) are threatened by hydroelectric power plants. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 10.1016/j., p. 1–9, 2021.

- BRAGA-PEREIRA, F.; BOGONI, J. A.; ALVES, R. R. N. From spears to automatic rifles: The shift in hunting techniques as a mammal depletion driver during the Angolan civil war. **Biological Conservation**, v. 249, n. November 2019, p. 108744, 2020.
- BRAGAGNOLO, C. et al. Hunting in Brazil: What are the options? **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 17, n. 2, p. 71–79, 2019.
- BRODIE, J. F. et al. Correlation and persistence of hunting and logging impacts on tropical rainforest mammals. **Conservation Biology**, v. 29, n. 1, p. 110–121, 2015.
- BROOKS, D. M. Pipile as a protein source to rural hunters and Amerindians. In: BROOKS, D. M.; BEGAZO, A. J.; OLMOS, F. (Ed.). **Biology and Conservation of the Piping Guans (Pipile)**. [s.l.] Spec. Monogr. Ser. CSG, 1999. p. 42–50.
- BROOKS, D. M. **Conserving Cracids: The most Threatened Family of Birds in the Americas**. Texas: Houston Mus. Nat. Sci, 2006.
- BROWN, J. L.; BENNETT, J. R.; FRENCH, C. M. SDMtoolbox 2.0: The next generation Python-based GIS toolkit for landscape genetic, biogeographic and species distribution model analyses. **PeerJ**, v. 2017, n. 12, 2017.
- BURIVALOVA, Z. et al. Avian responses to selective logging shaped by species traits and logging practices. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 282, n. 1808, 2015.
- CARVALHO, C. da S.; LUCAS, M. S.; CÔRTEZ, M. C. Rescuing intraspecific variation in human-impacted environments. **Journal of Applied Ecology**, v. 58, n. 2, p. 350–359, 2021.
- CEBALLOS, G.; EHRLICH, P. R.; DIRZO, R. Biological annihilation via the ongoing sixth mass extinction signaled by vertebrate population losses and declines. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 114, n. 30, p. E6089–E6096, 2017.
- CEBALLOS, G.; EHRLICH, P. R.; RAVEN, P. H. Vertebrates on the brink as indicators of biological annihilation and the sixth mass extinction. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 117, n. 24, p. 13596–13602, 2020.
- CHAGAS, G. F. et al. Exploiting fruits of a threatened palm to trigger restoration of Brazil's Atlantic Forest. **Restoration Ecology**, v. 29, n. 1, p. 1–10, 2021.
- CHAVES, F. G. et al. Aves ameaçadas de extinção no estado do Espírito Santo. In: FRAGA, C. N. DE; FORMIGONI, M. DE H.; CHAVES, F. G. (Ed.). **Fauna e flora ameaçadas de extinção no estado do Espírito Santo**. Santa Teresa, ES: Instituto Nacional da Mata Atlântica, 2019. p. 294–313.

- CHAZDON, R. L. et al. The potential for species conservation in tropical secondary forests. **Conservation Biology**, v. 23, n. 6, p. 1406–1417, 2009.
- COCKLE, K.; BODRATI, A. Situación de la Yacutinga (*Aburria jacutinga*) en Argentina. **BULLETIN OF THE CRACID SPECIALIST GROUP**, v. 31, n. July 2011, p. 12–21, 2011.
- COELHO, M. T. P. et al. The effects of landscape structure on functional groups of Atlantic forest birds. **The Wilson Journal of Ornithology**, v. 128, n. 3, p. 520–534, set. 2016.
- CONSTANTINO, P. A. L. O Perfil da caça nos biomas brasileiros: um panorama das Unidades de Conservação federais a partir dos autos de infração lavrados pelo ICMBio. **Biodiversidade Brasileira**, v. 8, n. 2, p. 106–129, 2018.
- DANIELSON, J. J.; GESCH, D. B. **Global Multi-resolution Terrain Elevation Data 2010 (GMTED2010)U.S. Geological Survey Open-File Report 2011-1073**. [s.l: s.n.].
- DEVELEY, P. F.; PHALAN, B. T. Bird Extinctions in Brazil's Atlantic Forest and How They Can Be Prevented. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 9, p. 1–8, 2021.
- DIRZO, R. et al. Defaunation in the Anthropocene. **Science**, v. 345, n. 6195, p. 401–406, 2014.
- DODDS, W. K.; PERKIN, J. S.; GERKEN, J. E. Human impact on freshwater ecosystem services: A global perspective. **Environmental Science and Technology**, v. 47, n. 16, p. 9061–9068, 2013.
- DORMANN, C. F. et al. Collinearity: A review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. **Ecography**, v. 36, n. 1, p. 27–46, 2013.
- DUDLEY, N. **Guidelines for Applying Protected Area Management Categories**. Gland, Switzerland: IUCN, 2008.
- DUNNING, J. B. CRC Handbook of Avian Body Masses. **CRC Handbook of Avian Body Masses, Second Edition**, p. 1–657, 2007.
- ELIA, J. D. et al. Activity-specific ecological niche models for planning reintroductions of California condors (*Gymnogyps californianus*). **Biological Conservation**, v. 184, p. 90–99, 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2015.01.002>>.
- ESQUIVEL, A. et al. Status of the avifauna of San Rafael National Park, one of the last large fragments of Atlantic Forest in Paraguay. **Bird Conservation International**, v. 17, n. 4, p. 301–317, 3 dez. 2007.
- ESQUIVEL, A. et al. Conservation Status and Challenges of the Atlantic Forest Birds of Paraguay. **Diversity**, v. 11, n. 12, p. 247, 17 dez. 2019.
- ESRI. **ArcGIS Desktop 10.3**. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute, , 2014.

- FERRAZ, K. M. P. M. B. et al. Species distribution model reveals only highly fragmented suitable patches remaining for giant armadillo in the Brazilian Cerrado. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 19, n. 1, p. 43–52, 2021.
- FERREIRA-JUNIOR, F. C. et al. *Haemoproteus paraortalidum* n. sp. in captive Black-fronted Piping-guans *Aburria jacutinga* (Galliformes, Cracidae): High prevalence in a population reintroduced into the wild. **Acta Tropica**, v. 188, n. March, p. 93–100, 2018.
- FICK, S. E.; HIJMANS, R. J. WorldClim 2: new 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. **International Journal of Climatology**, v. 37, n. 12, p. 4302–4315, 2017.
- FIELDING, A. H.; BELL, J. F. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. **Environmental Conservation**, v. 24, n. 1, p. 38–49, 1997.
- GALETTI, M. et al. Ecology and conservation of the jacutinga *Pipile jacutinga* in the Atlantic Forest of Brazil. **Biological Conservation**, v. 82, n. 1, p. 31–39, 1997.
- GALETTI, M. et al. Functional extinction of birds drives rapid evolutionary changes in seed size. **Science**, v. 340, n. 6136, p. 1086–1090, 2013.
- GALETTI, M.; CHIVERS, D. J. Palm harvest threatens Brazil's best protected area of Atlantic Forest. **Oryx**, v. 29, n. 4, p. 225–226, 1995.
- GAMA, G. M. et al. Cultural viability of reintroducing the ecologically extinct Alagoas Curassow (*Pauxi mitu* Linnaeus, 1766) to Northeast Brazil. **Journal for Nature Conservation**, v. 29, p. 25–32, 2016.
- GHAZOUL, J.; CHAZDON, R. Degradation and Recovery in Changing Forest Landscapes: A Multiscale Conceptual Framework. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 42, p. 161–188, 2017.
- GOBEYN, S. et al. Evolutionary algorithms for species distribution modelling: A review in the context of machine learning. **Ecological Modelling**, v. 392, n. June 2018, p. 179–195, 2019.
- GRANTHAM, H. S. et al. Anthropogenic modification of forests means only 40% of remaining forests have high ecosystem integrity. **Nature Communications**, v. 11, n. 1, p. 1–10, 2020.
- GUISAN, A.; THUILLER, W.; ZIMMERMANN, N. E. **Habitat Suitability and Distribution Models**. Cambridge: Cambridge University Press, 2017.
- HAKLAY, M. et al. What Is Citizen Science? The Challenges of Definition. In: VOHLAND, K. et al. (Ed.). **The Science of Citizen Science**. Cham: Springer International Publishing, 2021. p. 13–33.
- HANSEN, M. C. et al. High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. **Science**, v. 342, n. 6160, p. 850–853, 2013.

- IBGE. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. [s.l: s.n.].
- IUCN/SSC. **Guidelines for Reintroductions and Other Conservation Translocations. Version 1.0**. Gland, Switzerland: IUCN Species Survival Commission, 2013.
- IUCN. **The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2021-1**. Disponível em: <<https://www.iucnredlist.org>>. Acesso em: 28 maio. 2021.
- JOHNSON, A. H. **Effects of Cofan land use zoning on threatened cracids in the Cuyabeno Reserve, Ecuador**. 1993. University of Wisconsin-Madison, 1993.
- LANDIS, J. R.; KOCH, G. G. The Measurement of Observer Agreement for Categorical Data. **Biometrics**, v. 33, n. 1, p. 159, 1977.
- LAURANCE, W. F.; BALMFORD, A. A global map for road building. **Nature**, v. 495, n. 7441, p. 308–309, 20 mar. 2013.
- LEAL, D. C.; MARQUES, F. P.; SILVA, S. B. L. *Aburria jacutinga* (Spix, 1825). In: INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE (Ed.). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume III - Aves**. Brasília, DF: ICMBio, 2018. p. 44–47.
- LEES, A. C. et al. A roadmap to identifying and filling shortfalls in Neotropical ornithology. **The Auk**, v. 137, n. 1994, p. 1–17, 2020.
- LIU, C.; NEWELL, G.; WHITE, M. On the selection of thresholds for predicting species occurrence with presence-only data. **Ecology and Evolution**, v. 6, n. 1, p. 337–348, 2016.
- LIU, C.; WHITE, M.; NEWELL, G. Selecting thresholds for the prediction of species occurrence with presence-only data. **Journal of Biogeography**, v. 40, n. 4, p. 778–789, 2013
- LUIZ PEREIRA, S.; WAJNTAL, A. Reintroduction of guans of the genus *Penelope* (Cracidae, Aves) in reforested areas in Brazil: assessment by DNA fingerprinting. **Biological Conservation**, v. 87, n. 1, p. 31–38, jan. 1999.
- MAGIOLI, M. et al. Land-use changes lead to functional loss of terrestrial mammals in a Neotropical rainforest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 19, n. 2, p. 161–170, abr. 2021.
- MALLET-RODRIGUES, F.; PARRINI, R.; PACHECO, J. F. Birds of the Serra dos Órgãos, State of Rio de Janeiro, Southeastern Brazil: A review. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 15, n. 1, p. 5–35, 2007.
- MARTIN, P. A.; NEWTON, A. C.; BULLOCK, J. M. Carbon pools recover more quickly than plant biodiversity in tropical secondary forests. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 280, n. 1773, p. 20132236, 22 dez. 2013.

- MARTÍNEZ-MEYER, E. et al. Ecological niche modelling and prioritizing areas for species reintroductions. **Oryx**, v. 40, n. 4, p. 411–418, 2006.
- MITTERMEIER, R. A.; RYLANDS, A. B. **Biodiversity hotspots**. [s.l.] Elsevier Inc., 2018. v. 1–5
- MMA. **Ministério do Meio Ambiente**. Disponível em: <https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Portaria/2014/p_mma_444_2014_lista_especies_ameçadas_extinção.pdf>. Acesso em: 29 maio. 2021.
- MOLOTOKS, A. et al. Global projections of future cropland expansion to 2050 and direct impacts on biodiversity and carbon storage. **Global Change Biology**, v. 24, n. 12, p. 5895–5908, 2018.
- MORATO, R. G. et al. Identification of priority conservation areas and potential corridors for Jaguars in the Caatinga Biome, Brazil. **PLoS ONE**, v. 9, n. 4, 2014.
- MUNHOES, L. P. **Proteção e fiscalização de áreas protegidas da Mata Atlântica paulista na perspectiva de quem as protege**. 2020. USP / Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, 2020.
- OLIVEIRA-JR, P. R. R. et al. Genetic guidelines for captive breeding and reintroductions of the endangered Black-fronted Piping Guan, *Aburria jacutinga* (Galliformes, Cracidae), an Atlantic Forest endemic. **Zoo biology**, v. 35, n. 4, p. 313–318, 2016.
- PEREIRA, G. A. et al. Status of the globally threatened forest birds of northeast Brazil. **Papeis Avulsos de Zoologia**, v. 54, n. 14, p. 177–194, 2014.
- PÉREZ, I. et al. What is wrong with current translocations? A review and a decision-making proposal. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 10, n. 9, p. 494–501, 2012.
- PETERSON, A. T. et al. **Ecological Niches and Geographic Distributions (MPB-49)**. Princeton: Princeton University Press, 2011.
- PHALAN, B. et al. Avaliação ex situ para Planejamento Integrado de Conservação para Galliformes e Tinamiformes no Brasil. **IUCN SSC Grupo Especialista em Planejamento de Conservação – Brasil**, p. 75, 2020.
- PHILLIPS, S. J. et al. Opening the black box: an open-source release of Maxent. **Ecography**, v. 40, n. 7, p. 887–893, 2017.
- PHILLIPS, S. J.; ANDERSON, R. P.; SCHAPIRE, R. E. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. **Ecological Modelling**, v. 190, p. 231–259, 2006.
- PHILLIPS, S. J.; DUDÍK, M. Modeling of species distributions with Maxent: New extensions and a comprehensive evaluation. **Ecography**, v. 31, n. 2, p. 161–175, 2008.

- PHILLIPS, S. J.; DUDIK, M.; SCHAPIRE, R. E. **Maxent software for modeling species niches and distributions (Version 3.4.0).**, 2017. Disponível em: <http://biodiversityinformatics.amnh.org/open_source/maxent/>.
- PONTE, E. et al. Assessing forest cover dynamics and forest perception in the Atlantic Forest of Paraguay, combining remote sensing and household level data. **Forests**, v. 8, n. 10, p. 1–21, 2017.
- PORTAL DA BIODIVERSIDADE. **ICMBio**. Disponível em: <<https://portaldabiodiversidade.icmbio.gov.br/portal/>>.
- PORTES, C. E. B.; MONTEIRO, A. R. Estudo sobre as comunidades de aves silvestres da reserva Fazenda Mandala em São Francisco Xavier. São José Dos Campos (SP). In: XII CBO – Congresso Brasileiro de Ornitologia, Blumenau, SC. **Anais...** Blumenau, SC: Universidade Regional de Blumenau, 2004.
- POWELL, L. L.; STOUFFER, P. C.; JOHNSON, E. I. Recovery of understory bird movement across the interface of primary and secondary Amazon rainforest. **Auk**, v. 130, n. 3, p. 459–468, 2013.
- PROJETO MAPBIOMAS. **Coleção 5 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil**. Disponível em: <https://mapbiomas.org/colecoes-mapbiomas-1?cama_set_language=pt-BR>. Acesso em: 31 maio. 2021.
- PROJETO MAPBIOMAS MATA ATLÂNTICA TRINACIONAL. **Coleção 1 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo**. Disponível em: <<https://bosqueatlantico.mapbiomas.org/download>>. Acesso em: 31 maio. 2021.
- QIAO, H.; SOBERÓN, J.; PETERSON, A. T. No silver bullets in correlative ecological niche modelling: Insights from testing among many potential algorithms for niche estimation. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 6, n. 10, p. 1126–1136, 2015.
- REZENDE, C. L. et al. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, n. 4, p. 208–214, 2018.
- RIBEIRO, M. C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141–1153, 2009.
- RIOS, E. et al. Which is worse for the red-billed curassow: Habitat loss or hunting pressure? **Oryx**, 2020.
- ROBINSON, J. G. Hunting wildlife in forest patches: an ephemeral resource. In: SCHELHAS, J.; GREENBERG, R. (Ed.). **Forest patches in tropical landscapes**. Washington, DC: Island Press, 1996. p. 111–130.

- ROSA, M. R. et al. Hidden destruction of older forests threatens Brazil's Atlantic Forest and challenges restoration programs. **Science Advances**, v. 7, n. 4, p. 1–9, 2021.
- ROZENDAAL, D. M. A. et al. Biodiversity recovery of Neotropical secondary forests. **Science Advances**, v. 5, n. 3, p. eaau3114, 2019.
- SALES, L. P. et al. Climate change reshapes the eco-evolutionary dynamics of a Neotropical seed dispersal system. **Global Ecology and Biogeography**, v. 30, n. 5, p. 1129–1138, 2021.
- SEDDON, P. J.; ARMSTRONG, D. P.; MALONEY, R. F. Developing the science of reintroduction biology. **Conservation Biology**, v. 21, n. 2, p. 303–312, 2007.
- SEMA. **Portaria SEMA Nº 37 de 15 de agosto de 2017**. Disponível em: <<http://www.meioambiente.ba.gov.br/arquivos/File/Editais/portaria37fauna.docx>>. Acesso em: 29 maio. 2021.
- SICK, H. **Ornitologia Brasileira**. Rio de Janeiro: Editora Nova Fronteira, 1997.
- SILVEIRA, L. F.; SOARES, E. S.; BIANCHI, C. A. Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Galliformes ameaçados de extinção. **Séries Ameaçadas Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade**, v. 6, p. 19–90, 2008.
- SOUZA, C. M. et al. Reconstructing three decades of land use and land cover changes in brazilian biomes with landsat archive and earth engine. **Remote Sensing**, v. 12, n. 17, 2020a.
- SOUZA, L. D. C. et al. Reproductive and agonistic behaviors of Black-fronted Piping Guans candidates for release and reintroduced (Galliformes: Cracidae) in the Brazilian Atlantic forest. **Oecologia Australis**, v. 24, n. 4, p. 791–802, 2020b.
- STEEN, V. A.; ELPHICK, C. S.; TINGLEY, M. W. An evaluation of stringent filtering to improve species distribution models from citizen science data. **Diversity and Distributions**, v. 25, n. 12, p. 1857–1869, 2019.
- STEFFEN, W. Introducing the Anthropocene: The human epoch: This article belongs to Ambio's 50th Anniversary Collection. Theme: Anthropocene. **Ambio**, 2021.
- TORRE, G. D. La et al. Breeding records of Black-fronted Piping Guan *Aburria jacutinga* in coastal Paraná, southern Brazil. **Cotinga**, v. 42, p. 126–128, 2020.
- TREVISAN, A. C. D. et al. Market for Amazonian Açaí (*Euterpe oleraceae*) Stimulates Pulp Production from Atlantic Forest Juçara Berries (*Euterpe edulis*). **Agroecology and Sustainable Food Systems**, v. 39, n. 7, p. 762–781, 2015.
- VALE, M. M. et al. Endemic birds of the Atlantic Forest: traits, conservation status, and patterns of biodiversity. **Journal of Field Ornithology**, v. 89, n. 3, p. 193–206, 2018.

- WHITWORTH, A. et al. Secondary forest is utilized by Great Curassows (*Crax rubra*) and Great Tinamous (*Tinamus major*) in the absence of hunting. **The Condor: Ornithological Applications**, v. 120, p. 852–862, 2018.
- WILKINSON, D. A. et al. Habitat fragmentation, biodiversity loss and the risk of novel infectious disease emergence. **Journal of the Royal Society Interface**, v. 15, n. 149, 2018.
- WILMAN, H. et al. EltonTraits 1.0 : Species-level foraging attributes of the world's birds and mammals. **Ecology**, v. 95, n. October 2013, p. 2027, 2014.
- WORLD PHEASANT ASSOCIATION; IUCN/SSC RE-INTRODUCTION SPECIALIST GROUP. **Guidelines for the re-introduction of Galliformes for conservation purposes**. Gland, Switzerland: IUCN and World Pheasant Association, 2009.

4. WIKIAVES COMO UMA FERRAMENTA PARA A CONSERVAÇÃO DE UMA ESPÉCIE AMEAÇADA

Resumo

O papagaio-de-peito-roxo (*Amazona vinacea*) é uma espécie que ocorre no Brasil, Paraguai e Argentina e está ameaçada de extinção no âmbito global, nacional e em vários estados brasileiros devido à perda de habitat e ao tráfico. Para promover a conservação da espécie e reduzir as ameaças, diversas ações são coordenadas pelo Plano de Ação Nacional dos Papagaios. Para ajudar a orientar ações espacialmente, uma ferramenta importante é a Modelagem de Distribuição de Espécies (MDE), que utiliza dados de ocorrência e informações ambientais para gerar mapas de adequabilidade ambiental para as espécies. Porém, a falta de informações de ocorrência com acurácia espacial em algumas regiões da distribuição do papagaio-de-peito-roxo é um limitante para a boa utilização da MDE. Essa lacuna pode ser preenchida com o auxílio de cidadãos cientistas, que registram e compartilham informações em plataformas *online*, como o WikiAves. Assim, o objetivo desse estudo é demonstrar o potencial de uso do WikiAves, em prover dados acurados que possam ser utilizados, entre outros fins, para a MDE, utilizando como exemplo o papagaio-de-peito-roxo. A partir de uma base de dados de papagaio-de-peito-roxo construída pelos especialistas e pesquisadores de campo, identificamos os municípios sem registros da espécie e que possuíam mídias postadas no WikiAves. Selecionamos 104 municípios, e enviamos mensagens para todos os usuários com registros da espécie nos mesmos (N= 233) solicitando as coordenadas geográficas acuradas dos registros. Recebemos respostas de 121 usuários (52%), contendo 122 coordenadas geográficas acuradas do papagaio-de-peito-roxo em 69 municípios ao longo de sua distribuição. Essas coordenadas foram adicionadas à base de dados e ajudaram a preencher a lacuna de dados de presença, especialmente nos estados de Minas Gerais e Espírito Santo, e que, além da aplicação na MDE e seus desdobramentos, também ajudam a atualizar o mapa de distribuição da espécie utilizado pela IUCN. Com esse trabalho, foi possível evidenciar como a utilização de dados provenientes de plataformas de ciência cidadã pode ser uma importante ferramenta para a ciência e conservação. Por fim, enxergamos dois aspectos para potencializar a contribuição dos observadores de aves e das plataformas de ciência cidadã para a conservação de espécies ameaçadas: a coleta de mais registros com informação geográfica acurada pelos observadores de aves e a disponibilização dessas informações nas plataformas de ciência cidadã.

Palavras-chave: Ciência Cidadã, Modelagem de Distribuição de Espécie, Qualidade de dados, *Amazona vinacea*, Conservação

Abstract

The Vinaceous-breasted Amazon (*Amazona vinacea*) occurs in Brazil, Paraguay and Argentina and is threatened by extinction globally, nationally and in

several Brazilian states due to habitat loss and illegal trade. To promote the species conservation and reduce the threats, various actions are coordinated by the National Plan of Action for Conservation of Parrots in Brazil. To help guiding actions spatially, an important tool is the Species Distribution Modeling (SDM), which uses species presence data and environmental information to generate maps of environmental suitability for species. However, the lack of presence records with high accuracy in some regions of the Vinaceous-breasted Amazon distribution is a barrier to an optimum SDM application. This gap can be filled with the help of citizen scientists, who record and share species presence information on online platforms, such as WikiAves. The goal of this study is to demonstrate the potential use of WikiAves in providing accurate data to be used, among others purposes, for SDM, using the Vinaceous-breasted Amazon as a case. From a database of Vinaceous-breasted Amazon records built by experts and researchers, we identified municipalities without records in the database, but with media posted on WikiAves. We selected 104 municipalities and contacted all users who had species records (N=233), requesting accurate location records. We have had 121 users (52%) replying with 122 accurate geographic coordinates from Vinaceous-breasted Amazon in 69 municipalities along its distribution. Those coordinates were included in the database and helped us filling the records gap, especially on Minas Gerais and Espírito Santo states. These records were particularly important for the development of the SDM, but also helped updating the IUCN distribution map of Vinaceous-breasted Amazon. In this work, it was possible to evidence how using data from citizen science platforms can be a important tool for science and conservation. Finally, we see two possible aspects to improve birdwatchers and citizen science platforms contributions to endangered species conservation: the collection of more records with accurate geographic coordinates by birdwatchers, and the availability of this information on citizen science platforms.

Keywords: Citizen Science, Species Distribution Modeling, Data quality, *Amazona vinacea*, Conservation

4.1. INTRODUÇÃO

O papagaio-de-peito-roxo (*Amazona vinacea*) é uma espécie da família Psittacidae que ocorre no Brasil, da Bahia ao Rio Grande do Sul, Argentina e Paraguai (SICK, 1997; COCKLE et al., 2007; SILVEIRA; SOMENZARI; BOVO, no prelo). É considerado endêmico da Mata Atlântica (LIMA, 2013; VALE et al., 2018), embora possua registros nos biomas limítrofes (SILVEIRA; SOMENZARI; BOVO, no prelo). Sua alimentação é composta principalmente por frutos e sementes (PRESTES et al., 2014; KILPP et al., 2015), nidifica em cavidades de árvores (SICK, 1997) e pode viver aos casais ou em grandes bandos (PRESTES et al., 2014). Na maior parte da sua distribuição, a espécie é bastante associada ao pinheiro-do-Paraná (*Araucaria angustifolia*), de forma que sua semente é o principal recurso alimentar da espécie durante o período de inverno. Devido principalmente à perda e fragmentação de habitat e ao comércio ilegal de filhotes, a espécie é classificada como “em perigo de extinção” globalmente

(BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2017), “vulnerável” nacionalmente (MMA, 2014) e está presente em diversas listas estaduais de espécies ameaçadas de extinção (em perigo no Rio Grande do Sul, Santa Catarina e Espírito Santo, vulnerável no Paraná e Minas Gerais, criticamente ameaçada em São Paulo e Bahia; (MINAS GERAIS, 2010; CONSEMA, 2011; RIO GRANDE DO SUL, 2014; SEMA, 2017; PARANÁ, 2018; SÃO PAULO, 2018; CHAVES et al., 2019). Para mitigar as ameaças à espécie e promover a sua conservação, são necessárias ações que vêm sendo planejadas e implementadas principalmente pelo Plano de Ação Nacional dos Papagaios - PAN dos Papagaios (SCHUNCK et al., 2011; FILETO-DIAS; LUGARINE; SERAFINI, 2016), e que são baseadas em diversas informações sobre a espécie, como os locais onde ocorre. Um exemplo de ferramenta aplicada para planejar a conservação de espécies ameaçadas é a Modelagem de Distribuição de Espécie (MDE), que a partir de dados de presença de uma espécie e de informações ambientais, permite a identificação de locais com maior adequabilidade ambiental, ou seja, áreas com maior probabilidade de presença da espécie (PETERSON et al., 2011).

Para a MDE voltada para a conservação, é fundamental a utilização de registros de presença acurados, que possuam a coordenada geográfica do local exato onde a espécie estava quando foi registrada, e que sejam capazes de caracterizar ambientalmente toda a área de distribuição da espécie. Registros onde a única informação espacial disponível é a localidade (sede de município, Unidade de Conservação, propriedade particular, etc.) são descartados, pois sua utilização pode inserir informações incertas nas análises, e fazer com que os resultados sejam pouco confiáveis (BLOOM; FLOWER; DECHANE, 2018). Porém, a maioria do conhecimento científico sobre o papagaio-de-peito-roxo é proveniente de pesquisas desenvolvidas na porção sul da distribuição, especialmente nos estados de Santa Catarina e Rio Grande do Sul (PRESTES et al., 2014; KILPP et al., 2015; TELLA et al., 2016; ZULIAN et al., 2020), onde a espécie vem sendo estudada há mais de 20 anos. Em outras regiões, como no sul de São Paulo/norte do Paraná e na divisa de São Paulo com Minas Gerais (Serra da Mantiqueira), projetos recentes começaram a investigar aspectos populacionais da espécie (ZULIAN et al., 2020; GONÇALVES; SANTOS, no prelo). Na porção norte de sua distribuição, especialmente nos estados de Minas Gerais, Espírito Santo e Bahia, existem apenas estudos pontuais e os poucos registros documentados da espécie são oriundos de listas pontuais de assembleias de aves (CARRARA et al., 2008). Essa baixa quantidade de informação em parte da distribuição prejudica a construção de bons modelos de distribuição do papagaio-de-peito-roxo e, consequentemente, limita o potencial da ferramenta.

Nesse contexto, a ciência cidadã tem sido apontada como uma grande fonte potencial de dados para preencher lacunas de informações sobre a biodiversidade (LEES et al., 2020), e consequentemente, para a utilização em MDE (FELDMAN et al., 2021). A ciência cidadã pode ser definida como a “participação de não-profissionais em investigações científicas” (MILLER-RUSHING; PRIMACK; BONNEY, 2012; HAKLAY et al., 2021), que pode ir desde a coleta de dados até a elaboração de questões científicas (HAKLAY, 2013). Um grande aumento e popularização de diversas plataformas de ciência cidadã, especialmente de aves, ocorreu nos últimos anos, e os dados oriundos dessas plataformas têm sido utilizadas com sucesso em estudos científicos, envolvendo migração (LEES; MARTIN, 2015; SOMENZARI et al., 2018; BARBOSA et al., 2021) e tendências populacionais (NEATE-CLEGG et al., 2020), por exemplo. No Brasil, a plataforma mais popular é o WikiAves, que possui mais de 37.000 usuários cadastrados e 3,5 milhões de registros, dos quais 1.857 são de papagaio-de-peito-roxo (dados de fevereiro de 2021). Porém, a quantidade de dados com coordenada geográfica acurada presente no WikiAves é baixa, além de não estarem disponíveis aos usuários, sendo necessário solicitar à administração do site essas informações. Para encontrar dados acurados em áreas com carência de pesquisas científicas, foi a consulta direta aos usuários a partir de solicitações individuais.

Assim, o objetivo desse estudo foi evidenciar o potencial do WikiAves para prover dados acurados para a MDE, o que foi possível por meio da interação com observadores de aves dentro da própria plataforma. Além disso, este trabalho teve como objetivo ressaltar a importância de realizar uma coleta de dados acurados e como ela pode beneficiar a conservação de espécies ameaçadas, particularmente no caso de observadores de aves

4.2. MATERIAL E MÉTODOS

Construímos o banco de dados de ocorrência da espécie com registros coletados entre 2002 e 2021 por pesquisadores ao longo de diversos projetos envolvendo a espécie (PRESTES et al., 2014; KILPP et al., 2015; TELLA et al., 2016; ZULIAN et al., 2020; Figura 4.1), que nos levou a identificação de regiões com ausência de informações acuradas. Utilizamos o ano de 2002 como limite para a inclusão de dados porque dados anteriores a esse período (dados históricos) podem representar áreas que já foram alteradas e não possuem mais a presença da espécie. Selecionamos 104 municípios com mídias postadas no WikiAves, mas que ainda não constavam na nossa base de dados, e entramos em contato com todos os usuários com registros da espécie nesses municípios (N = 233 usuários), solicitando as coordenadas geográficas acuradas dos registros (latitude e longitude). Enviamos as solicitações através do próprio site

em fevereiro e março de 2020. Também pedimos aos usuários o envio de possíveis outros registros da espécie, independentemente do município onde foram feitos.

Figura 4.1. Pontos de ocorrência da base de dados inicial do papagaio-de-peito-roxo, os municípios com registros da espécie no WikiAves e a distribuição da espécie de acordo com a IUCN (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2017).

4.3. RESULTADOS

Recebemos respostas de 121 usuários (52%), dos quais 53 possuíam registros acurados do papagaio-de-peito-roxo, e contribuíram com 122 registros da espécie (1 a 23 registros por usuários; Figura 4.2). O número de usuários com registros acurados corresponde a 44% dos usuários que responderam. Esses registros estão distribuídos por 69 municípios, dos quais 57

não possuíam registros em nossa base de dados. Suas coordenadas foram adicionadas à base de dados construída com pontos coletados por especialistas e aumentaram notavelmente a abrangência dos registros acurados de papagaio-de-peito-roxo (Figura 4.3). As principais adições foram nos estados de Santa Catarina (registros em 29 municípios, dos quais 22 novos para a base de dados), Minas Gerais (25 municípios, 23 novos) e Espírito Santo (7 municípios novos). O número de municípios com registros acurados aumentou de 111 para 168 ao acrescentarmos as informações enviadas pelos usuários do WikiAves.

Figura 4.2. Representação da quantidade de usuários contactados, respostas e coordenadas acuradas recebidas.

4.4. DISCUSSÃO

A adição dos novos registros de papagaio-de-peito-roxo fornecidos pelos usuários do WikiAves permitiu a construção de uma base de dado muito mais representativa sobre a distribuição da espécie. Consequentemente, foi possível construir um modelo com pontos de ocorrência distribuídos ao longo de toda a sua área de ocorrência, gerando informações válidas para planejar a conservação da espécie (o processo de construção do modelo está apresentado em FERRAZ et al. (no prelo)). Essas informações ajudam a manter atualizado o mapa de distribuição da espécie na IUCN, que é utilizado, juntamente com outras informações, na avaliação do estado de conservação da espécie que verifica sua inclusão ou não nas listas de espécies ameaçadas.

Figura 4.3. Pontos de ocorrência presentes na base de dados inicial, os pontos enviados pelos usuários do WikiAves e o limite da distribuição atual da espécie de acordo com a IUCN (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2017).

Muitas outras são as contribuições do MDE para a conservação da espécie. A identificação das áreas com maior potencial de ocorrência do papagaio ajuda a definir quais regiões seriam prioritárias para novos estudos, especialmente quando consideramos os diferentes requerimentos ecológicos da espécie ao longo de sua distribuição (SOMENZARI; TOMASI JR., no prelo). Fatores bem conhecidos, como a estreita relação com a Araucária por exemplo, são pouco explorados na porção norte da distribuição da espécie. Naquela região há carência de estudos sobre a história natural da espécie, desde os requisitos da espécie para

reprodução, movimentos migratórios, e até mesmo sobre a sua dieta (SOMENZARI; TOMASI JR., no prelo).

O MDE também ajuda a identificar as possíveis subpopulações da espécie, auxiliando na investigação do quanto estão conectadas, e estimar o tamanho da área ocupada por cada uma (FERRAZ et al., no prelo). A definição dos limites de subpopulações não é uma tarefa simples, e ocasionalmente, pode haver uma dispersão de indivíduos entre diferentes populações. Porém, essa separação pode ser útil no planejamento estratégico da conservação. Para o papagaio-de-peito-roxo, as informações enviadas pelos usuários de WikiAves permitiram estimar o número de populações da espécie, bem como a área ocupada por cada uma (FERRAZ et al., no prelo).

Entre os 121 usuários que responderam, a quantidade de respostas contendo registros acurados (44%) pode ser considerado alta, e mostra que embora nem sempre esteja disponibilizada no site, a informação espacial acurada existe e os usuários, em sua maioria, têm interesse em compartilhar. Assim, enxergamos dois aspectos necessários para aumentar a contribuição de usuários de plataformas de ciência cidadã. O primeiro é aumentar a quantidade de registros com informações acuradas associadas. A coleta de dados acurados é facilmente realizada com *smartphones*, não dependendo de aparelhos específicos para esse fim, como anos atrás. Mesmo em áreas remotas, onde não há sinal de celular, é possível utilizar um *smartphone* e coletar as coordenadas com precisão de 30 metros. Essa facilidade na coleta de dados, destaca o potencial que os observadores de aves possuem para auxiliar no desenvolvimento de estratégias e ações para a conservação da biodiversidade. Outro aspecto é, além de coletar as informações acuradas, disponibilizá-las nas plataformas digitais. Poucos usuários parecem ter a consciência da importância de seus registros para a conservação, de forma que não buscam inserir os dados de localização acurados nos sites, mesmo quando as possuem. Com esse trabalho, foi possível evidenciar como a utilização de dados provenientes de plataformas de ciência cidadã pode ser uma poderosa ferramenta para a ciência e conservação.

REFERÊNCIAS

- BARBOSA, K. V. C. et al. The contribution of citizen science to research on migratory and urban birds in Brazil. **Ornithology Research**, v. 29, n. 1, p. 1–11, 16 mar. 2021.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL. *Amazona vinacea*. **The IUCN Red List of Threatened Species** 2017: e.T22686374A118954406, 2017. Disponível em: <10.2305/IUCN.UK.2017-3.RLTS.T22686374A118954406.en>. Acesso em: 29 maio. 2021.

- BLOOM, T. D. S.; FLOWER, A.; DECHAINED, E. G. Why georeferencing matters: Introducing a practical protocol to prepare species occurrence records for spatial analysis. **Ecology and Evolution**, v. 8, n. 1, p. 765–777, 2018.
- CARRARA, L. A. et al. Papagaio-de-peito-roxo *Amazona vinacea* (Kuhl) (Aves: Psittacidae) no norte do Espírito Santo: Redescoberta e conservação. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 25, n. 1, p. 154–158, 2008.
- CHAVES, F. G. et al. Aves ameaçadas de extinção no estado do Espírito Santo. In: FRAGA, C. N. DE; FORMIGONI, M. DE H.; CHAVES, F. G. (Ed.). **Fauna e flora ameaçadas de extinção no estado do Espírito Santo**. Santa Teresa, ES: Instituto Nacional da Mata Atlântica, 2019. p. 294–313.
- COCKLE, K. et al. Distribution, abundance, and conservation of Vinaceous Amazons (*Amazona vinacea*) in Argentina and Paraguay. **Journal of Field Ornithology**, v. 78, n. 1, p. 21–39, 2007.
- CONSEMA. **RESOLUÇÃO CONSEMA Nº 002, de 06 de dezembro de 2011**. Disponível em: <<https://www.sde.sc.gov.br/index.php/biblioteca/consema/legislacao/resolucoes/510-resolucao-consema-no-22011/file>>. Acesso em: 29 maio. 2021.
- FELDMAN, M. J. et al. Trends and gaps in the use of citizen science derived data as input for species distribution models: A quantitative review. **PLOS ONE**, v. 16, n. 3, p. e0234587, 11 mar. 2021.
- FERRAZ, K. M. P. M. de B. et al. A modelagem como ferramenta para a conservação do papagaio-de-peito-roxo. In: MARTINEZ, J.; PRESTES, N. P. (Ed.). **Biologia da Conservação: Programa Nacional para a Conservação do Papagaio-de-Peito-Roxo e outras iniciativas**. Tapera: Lew, No prelo.
- FILETO-DIAS, F.; LUGARINE, C.; SERAFINI, P. P. Avaliação do “Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Papagaios da Mata Atlântica” na conservação dessas espécies. **Atualidades Ornitológicas**, v. 181, p. 33–45, 2016.
- GONÇALVES, D. L.; SANTOS, D. L. dos. Estudo de caso do papagaio-de-peito-roxo (*Amazona vinacea*) no Parque Estadual Campos do Jordão. In: MARTINEZ, J.; PRESTES, N. P. (Ed.). **Biologia da Conservação: Programa Nacional para a Conservação do Papagaio-de-Peito-Roxo e outras iniciativas**. Tapera: Lew, No prelo.
- HAKLAY, M. Citizen Science and Volunteered Geographic Information: Overview and Typology of Participation. In: **Crowdsourcing Geographic Knowledge**. Dordrecht: Springer Netherlands, 2013. p. 105–122.

- HAKLAY, M. et al. What Is Citizen Science? The Challenges of Definition. In: VOHLAND, K. et al. (Ed.). **The Science of Citizen Science**. Cham: Springer International Publishing, 2021. p. 13–33.
- KILPP, J. C. et al. Dieta alimentar de *Amazona vinacea* no sul e sudeste de Santa Catarina, Brasil. **Atualidades Ornitológicas**, v. 183, p. 9–13, 2015.
- LEES, A. C. et al. A roadmap to identifying and filling shortfalls in Neotropical ornithology. **The Auk**, v. 137, n. 1994, p. 1–17, 2020.
- LEES, A. C.; MARTIN, R. W. Exposing hidden endemism in a Neotropical forest raptor using citizen science. **Ibis**, v. 157, n. 1, p. 103–114, 2015.
- LIMA, L. M. **Aves da Mata Atlântica: riqueza, composição, status, endemismos e conservação**. 2013. Universidade de São Paulo, 2013.
- MILLER-RUSHING, A.; PRIMACK, R.; BONNEY, R. The history of public participation in ecological research. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 10, n. 6, p. 285–290, 2012.
- MINAS GERAIS. **Deliberação Normativa COPAM N° 147, de 30 de abril de 2010**. Disponível em: <http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=13192#:~:text=DELIBERAÇÃO NORMATIVA COPAM N° 147%2C DE 30 DE ABRIL DE 2010&text=Aprova a Lista de Espécies,do Estado de Minas Gerais.&text=D E L I B E R A%3A&text=1º - Fica aprovada a lista,Único da prese>>. Acesso em: 29 maio. 2021.
- MMA. **Ministério do Meio Ambiente**. Disponível em: https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Portaria/2014/p_mma_444_2014_lista_especies_amecadas_extincao.pdf>. Acesso em: 29 maio. 2021.
- NEATE-CLEGG, M. H. C. et al. Monitoring the world's bird populations with community science data. **Biological Conservation**, v. 248, n. June, p. 108653, 2020.
- PARANÁ. **Decreto N° 11797 DE 22/11/2018**. Disponível em: <https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=369613>>. Acesso em: 29 maio. 2021.
- PETERSON, A. T. et al. **Ecological Niches and Geographic Distributions (MPB-49)**. Princeton: Princeton University Press, 2011.
- PRESTES, N. P. et al. Ecologia e conservação de *Amazona vinacea* em áreas simpátricas com *Amazona pretrei*. **Ornithologia**, v. 6, n. 2, p. 109–120, 2014.
- RIO GRANDE DO SUL. **Decreto Estadual N°51.797 de 8 de Setembro de 2014**. Disponível em: <http://www.al.rs.gov.br/filerepository/replegis/arquivos/dec 51.797.pdf>>. Acesso em: 29 maio. 2021.

- SÃO PAULO. **Decreto Nº 63.853, de 27 de novembro de 2018**. Disponível em: <<https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/decreto/2018/decreto-63853-27.11.2018.html#:~:text=Declara as espécies da fauna,avaliação%2C e dá providências correlatas>>. Acesso em: 29 maio. 2021.
- SCHUNCK, F. et al. Plano de ação nacional para a conservação dos papagaios da mata atlântica. **Espécies Ameaçadas**, p. 128, 2011.
- SEMA. **Portaria SEMA Nº 37 de 15 de agosto de 2017**. Disponível em: <<http://www.meioambiente.ba.gov.br/arquivos/File/Editais/portaria37fauna.docx>>. Acesso em: 29 maio. 2021.
- SICK, H. **Ornitologia Brasileira**. Rio de Janeiro: Editora Nova Fronteira, 1997.
- SILVEIRA, L. F.; SOMENZARI, M.; BOVO, A. A. A. O papagaio-de-peito-roxo, *Amazona vinacea* (Kuhl, 1820): história, taxonomia e distribuição geográfica. In: MARTINEZ, J.; PRESTES, N. P. (Ed.). **Biologia da Conservação: Programa Nacional para a Conservação do Papagaio-de-Peito-Roxo e outras iniciativas**. Tapera: Lew, No prelo.
- SOMENZARI, M. et al. An overview of migratory birds in Brazil. **Papeis Avulsos de Zoologia**, v. 58, p. e20185803, 2018.
- SOMENZARI, M.; TOMASI JR, R. O papagaio-de-peito-roxo em Minas Gerais. In: MARTINEZ, J.; PRESTES, N. P. (Ed.). **Biologia da Conservação: Programa Nacional para a Conservação do Papagaio-de-Peito-Roxo e outras iniciativas**. Tapera: Lew, No prelo.
- TELLA, J. L. et al. Endangered plant-parrot mutualisms: Seed tolerance to predation makes parrots pervasive dispersers of the Parana pine. **Scientific Reports**, v. 6, n. August, p. 1–11, 2016.
- VALE, M. M. et al. Endemic birds of the Atlantic Forest: traits, conservation status, and patterns of biodiversity. **Journal of Field Ornithology**, v. 89, n. 3, p. 193–206, 2018.
- ZULIAN, V. et al. Addressing multiple sources of uncertainty in the estimation of global parrot abundance from roost counts: A case study with the Vinaceous-breasted Parrot (*Amazona vinacea*). **Biological Conservation**, v. 248, p. 108672, 2020.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A grande motivação para essa tese surgiu em 2017, quando estava buscando dados para construir Modelos de Distribuição de Espécies para alguns táxons ameaçados da Mata Atlântica. Diversos pesquisadores e colegas me diziam: “use dados do WikiAves e eBird, tem tudo lá” ou “dados de ciência cidadã são muito grosseiros, tem muito erro, não servem”.

Modelos a serem utilizados em projetos de conservação e processos de tomada de decisão precisam ser acurados, visto que o uso de informações imprecisas pode trazer consequências negativas para a conservação das espécies. Assim, são necessários critérios adequados para a seleção dos dados de ocorrência com alta qualidade, permitindo a construção de bons modelos para a tomada de decisão. Os resultados encontrados nesse trabalho mostram que mesmo que exista uma grande quantidade de erros taxonômicos nas identificações e, geralmente, baixa acurácia na informação espacial, é possível buscar registros com alta qualidade e utilizá-los para construção de bons modelos. Assim como outras bases envolvendo grandes volumes de dados, como *Data Papers* e repositórios digitais (GBIF, vertnet), é necessário filtrar os dados, tendo consciência das limitações e aproveitando as potencialidades. Com esse trabalho, verificamos que dados oriundos de plataformas de ciência cidadã não devem simplesmente ser classificados como ótimos e nem péssimos, mas quando devidamente selecionados, são importantíssimos para complementar dados coletados por cientistas e pesquisadores e que, ocasionalmente, podem ser a única fonte de dados disponíveis para determinada espécie. Mesmo para espécies bastante estudadas, como no caso da jacutinga, a ciência cidadã é uma fonte valiosa de dados para complementar as informações coletadas através de projetos de pesquisa.

A observação da vida selvagem, na qual a observação de aves se insere, é muitas vezes relacionada a diversas plataformas de ciência cidadã (eBird, WikiAves, iNaturalist, Biofaces, entre tantas outras) e ao acúmulo de listas de espécies e fotos, o que faz com que muitas vezes essa atividade seja vista e praticada como uma “coleção de figurinhas”. Porém, observar e contemplar a natureza vai além de colecionar registros de espécies e gerar dados e informações úteis para pesquisadores e conservacionistas; ela pode ser vista como uma forma de engajamento e aumento da proximidade dessas pessoas com a vida selvagem. Estamos presenciando a destruição e degradação de grandes áreas naturais e a extinção de espécies e processos ecológicos, e a insensibilidade das pessoas acerca dos temas é explicada por muitos como sendo resultado da perda de conexão com a terra. Aldo Leopold faz uma boa descrição

sobre esse processo, discutindo como a mudança de valores da sociedade nos afasta das áreas naturais, e como o processo reverso poderia trazer benefícios às sociedades modernas².

É nesse contexto que a ciência cidadã, e mais especificamente a observação de aves, pode agir em seu caráter mais revolucionário: chamando a atenção das pessoas às espécies que coexistem conosco; despertando a curiosidade sobre porque uma espécie de ave não ocorre nas cidades, e que para vê-la é necessário ir até uma área natural bem conservada e caminhar alguns quilômetros até encontrá-la, se tiver sorte; promovendo a reflexão sobre como as decisões que são tomadas no cotidiano (meios de transporte, consumo e escolha de representantes políticos) podem ajudar ou não as espécies e os ambientes que valorizamos tanto nos momentos de lazer. E para que isso ocorra, cabe a nós, cientistas, valorizar a ciência cidadã, incentivar a sua expansão e interagir com as plataformas, para que i) os dados coletados sejam cada vez mais amplos, com maior qualidade e acurácia, e abrangendo mais do nosso território e, ii) que mais pessoas sejam impactadas, valorizando as áreas naturais e apoiando a conservação das espécies.

² LEOPOLD, A. Almanaque de um Condado Arenoso e Alguns Ensaios Sobre Outros Lugares. 1o ed. Belo Horizonte: UFMG, 1949.

APÊNDICES

APÊNDICE A. Variáveis disponíveis para o processo de modelagem de *Aburria jacutinga*, *Touit melanonotus* e *T. surdus*.

Nome	Descrição	Resolução espacial	Ano	Fonte
Altitude	Altitude acima do nível do mar	30m	2000	https://www2.jpl.nasa.gov/srtm/
Bio 01	Temperatura média anual	1 km	1970-2000	http://worldclim.org/version2 ; FINK; HIJMANS, 2017
Bio 02	Amplitude diurna média	1 km	1970-2000	http://worldclim.org/version2 ; FINK; HIJMANS, 2017
Bio 03	Isotermalidade	1 km	1970-2000	http://worldclim.org/version2 ; FINK; HIJMANS, 2017
Bio 04	Sazonalidade da temperatura	1 km	1970-2000	http://worldclim.org/version2 ; FINK; HIJMANS, 2017
Bio 05	Temperatura máxima do mês mais quente	1 km	1970-2000	http://worldclim.org/version2 ; FINK; HIJMANS, 2017
Bio 06	Temperatura mínima do mês mais frio	1 km	1970-2000	http://worldclim.org/version2 ; FINK; HIJMANS, 2017
Bio 07	Variação da temperatura anual	1 km	1970-2000	http://worldclim.org/version2 ; FINK; HIJMANS, 2017
Bio 08	Temperatura média do trimestre mais úmido	1 km	1970-2000	http://worldclim.org/version2 ; FINK; HIJMANS, 2017
Bio 09	Temperatura média do trimestre mais seco	1 km	1970-2000	http://worldclim.org/version2 ; FINK; HIJMANS, 2017
Bio 10	Temperatura média do trimestre mais quente	1 km	1970-2000	http://worldclim.org/version2 ; FINK; HIJMANS, 2017
Bio 11	Temperatura média do trimestre mais frio	1 km	1970-2000	http://worldclim.org/version2 ; FINK; HIJMANS, 2017
Bio 12	Precipitação anual	1 km	1970-2000	http://worldclim.org/version2 ; FINK; HIJMANS, 2017
Bio 13	Precipitação do mês mais úmido	1 km	1970-2000	http://worldclim.org/version2 ; FINK; HIJMANS, 2017
Bio 14	Precipitação do mês mais seco	1 km	1970-2000	http://worldclim.org/version2 ; FINK; HIJMANS, 2017
Bio 15	Sazonalidade da precipitação	1 km	1970-2000	http://worldclim.org/version2 ; FINK; HIJMANS, 2017
Bio 16	Precipitação do trimestre mais úmido	1 km	1970-2000	http://worldclim.org/version2 ; FINK; HIJMANS, 2017
Bio 17	Precipitação do trimestre mais seco	1 km	1970-2000	http://worldclim.org/version2 ; FINK; HIJMANS, 2017
Bio 18	Precipitação do trimestre mais quente	1 km	1970-2000	http://worldclim.org/version2 ; FINK; HIJMANS, 2017
Bio 19	Precipitação do trimestre mais frio	1 km	1970-2000	http://worldclim.org/version2 ; FINK; HIJMANS, 2017
NDVI	Índice de Vegetação por Diferença Normalizada	300 m	2018	https://land.copernicus.eu/global/products/
LAI	Índice de Área Foliar	300 m	2018	https://land.copernicus.eu/global/products/
FCOVER	Fração de Cobertura Vegetal Verde	300 m	2018	https://land.copernicus.eu/global/products/
Coeficiente de variação	Dispersão normalizada de Índice de Vegetação Melhorado (IVM)	1 km	2001-2005	https://www.earthenv.org/texture ; TUANMU; JETZ, 2015
Contraste	Diferença exponencialmente ponderada em IVM entre os pixels adjacentes	1 km	2001-2005	https://www.earthenv.org/texture ; TUANMU; JETZ, 2015

Correlação	Dependência linear de IVM em pixels adjacentes	1 km	2001-2005	https://www.earthenv.org/texture ; TUANMU; JETZ, 2015
Dissimilaridade	Diferença em IVM entre pixels adjacentes	1 km	2001-2005	https://www.earthenv.org/texture ; TUANMU; JETZ, 2015
Entropia	Desordem de IVM	1 km	2001-2005	https://www.earthenv.org/texture ; TUANMU; JETZ, 2015
Evenness	Uniformidade de IVM	1 km	2001-2005	https://www.earthenv.org/texture ; TUANMU; JETZ, 2015
Homogeneidade	Similaridade de IVM entre pixels adjacentes	1 km	2001-2005	https://www.earthenv.org/texture ; TUANMU; JETZ, 2015
Máximo	Dominância de combinação de IVM entre pixels adjacentes	1 km	2001-2005	https://www.earthenv.org/texture ; TUANMU; JETZ, 2015
Range	Alcance de IVM	1 km	2001-2005	https://www.earthenv.org/texture ; TUANMU; JETZ, 2015
Shannon	Diversidade de IVM - Índice de Shannon	1 km	2001-2005	https://www.earthenv.org/texture ; TUANMU; JETZ, 2015
Simpson	Diversidade de IVM - Índice de Simpson	1 km	2001-2005	https://www.earthenv.org/texture ; TUANMU; JETZ, 2015
Desvio Padrão	Dispersão de IVM	1 km	2001-2005	https://www.earthenv.org/texture ; TUANMU; JETZ, 2015
Uniformidade	Ordem de IVM	1 km	2001-2005	https://www.earthenv.org/texture ; TUANMU; JETZ, 2015
Variância	Dispersão de combinação de IVM entre pixels adjacentes	1 km	2001-2005	https://www.earthenv.org/texture ; TUANMU; JETZ, 2015
Floresta Perene	Porcentagem do uso do solo	1 km	2005	http://www.earthenv.org/landcover ; TUANMU; JETZ, 2014
Floresta Decídua	Porcentagem do uso do solo	1 km	2005	http://www.earthenv.org/landcover ; TUANMU; JETZ, 2014
Floresta Mista	Porcentagem do uso do solo	1 km	2005	http://www.earthenv.org/landcover ; TUANMU; JETZ, 2014
Arbusto	Porcentagem do uso do solo	1 km	2005	http://www.earthenv.org/landcover ; TUANMU; JETZ, 2014
Vegetação Herbácea	Porcentagem do uso do solo	1 km	2005	http://www.earthenv.org/landcover ; TUANMU; JETZ, 2014
Vegetação Cultivada	Porcentagem do uso do solo	1 km	2005	http://www.earthenv.org/landcover ; TUANMU; JETZ, 2014
Vegetação Regularmente Inundada	Porcentagem do uso do solo	1 km	2005	http://www.earthenv.org/landcover ; TUANMU; JETZ, 2014
Área Urbana	Porcentagem do uso do solo	1 km	2005	http://www.earthenv.org/landcover ; TUANMU; JETZ, 2014
Elevação	Elevação	1 km	2005	http://www.earthenv.org/landcover ; TUANMU; JETZ, 2014
Curvatura	Perfil de curvatura	1 km	2005	http://www.earthenv.org/landcover ; TUANMU; JETZ, 2014
Rugosidade	Rugosidade	1 km	2005	http://www.earthenv.org/landcover ; TUANMU; JETZ, 2014
Inclinação	Inclinação	1 km	2005	http://www.earthenv.org/landcover ; TUANMU; JETZ, 2014
Rugosidade	Índice de rugosidade do terreno	1 km	2005	http://www.earthenv.org/landcover ; TUANMU; JETZ, 2014

Robustez	Medida do vetor de robustez	1 km	2005	http://www.earthenv.org/landcover ; TUANMU; JETZ, 2014
Uso e Cobertura do solo	Uso e Cobertura do solo	1 km	2017	http://mapbiomas.org/ ; PROJETO MAPBIOMAS 2018

FICK, S. E.; HIJMANS, R. J. WorldClim 2: new 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, v. 37, n. 12, p. 4302–4315, 2017.

PROJETO MAPBIOMAS. Coleção 3.1 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil. Disponível em: <https://mapbiomas.org/colecoes-mapbiomas-1?cama_set_language=pt-BR>. Acesso em: 31 maio. 2021.

TUANMU, M. N.; JETZ, W. A global 1-km consensus land-cover product for biodiversity and ecosystem modelling. *Global Ecology and Biogeography*, v. 23, n. 9, p. 1031–1045, 2014.

TUANMU, M. N.; JETZ, W. A global, remote sensing-based characterization of terrestrial habitat heterogeneity for biodiversity and ecosystem modelling. *Global Ecology and Biogeography*, v. 24, n. 11, p. 1329–1339, 2015.

APÊNDICE B. Variáveis selecionadas para a modelagem de *Touit melanonotus*, *T. surdus* e *A. jacutinga*.

Variáveis utilizadas na modelagem	
<i>A. jacutinga</i>	NDVI, Porcentagem de vegetação florestal, Bio 03, Bio 18
<i>T. melanonotus</i>	Altitude, Bio 02, Bio 03, Bio 12, Bio 15, Uso e cobertura do solo, Rugosidade, Treecover
<i>T. surdus</i>	Altitude, Bio 02, Bio 03, Bio15, Uso e cobertura do solo, Rugosidade, Treecover, Variância

APÊNDICE C. Valores utilizados para avaliação dos modelos gerados a partir de dados dos 3 grupos (controle, localidade e filtrado) e para as três espécies (*Aburria jacutinga*, *Touit melanonotus* e *T. surdus*).

Espécies	Grupo	AUC (média ± desvio padrão)	<i>Maximum test sensitivity plus specificity Cloglog threshold</i>	Sensibi- lidade	Especifi- cidade	TSS (média ± desvio padrão)	Erro de omissão	Erro de sobrepres- visão	Espaço Ambiental	AOO (km ²)	EOO (km ²)	Área adequada (km ²)
<i>Aburria jacutinga</i>	Controle	0,975 ± 0,008	0,2346	0,918	0,943	0,861 ± 0,116	0,082	0,057	21,20	264,0	274261,3	54245,3
	Localidade	0,964 ± 0,007	0,1192	0,947	0,879	0,826 ± 0,023	0,053	0,121	25,74	232,0	240497,2	123002,7
	Filtrado	0,959 ± 0,015	0,2373	0,844	0,921	0,766 ± 0,151	0,156	0,079	11,24	184,0	240480,1	77164,4
<i>Touit melanonotus</i>	Controle	0,961 ± 0,013	0,2324	0,789	0,960	0,749 ± 0,156	0,211	0,040	20,19	196,0	259133,7	84331,3
	Localidade	0,953 ± 0,010	0,1202	0,894	0,889	0,783 ± 0,041	0,106	0,111	29,08	356,0	438634,7	125714,2
	Filtrado	0,950 ± 0,021	0,2162	0,850	0,919	0,769 ± 0,076	0,150	0,081	20,80	316,0	438300,0	83516,7
<i>Touit surdus</i>	Controle	0,947 ± 0,017	0,2388	0,680	0,927	0,607 ± 0,206	0,320	0,073	16,81	196,0	359999,4	148971,7
	Localidade	0,937 ± 0,012	0,0831	0,897	0,863	0,761 ± 0,072	0,103	0,137	28,52	448,0	367652,4	191608,4
	Filtrado	0,932 ± 0,024	0,2048	0,746	0,909	0,656 ± 0,143	0,254	0,091	18,47	420,0	367333,8	134215,6

APÊNDICE D. Todas as variáveis disponíveis para a modelagem da jacutinga.

Nome	Descrição	Resolução espacial	Ano	Site	Referência
Altitude	Altitude acima do nível do mar	1 km	2010	https://earthexplorer.usgs.gov/	DANIELSON; GESCH, 2011
Bio1	Temperatura média anual	1 km	1970-2000	https://www.worldclim.org/data/worldclim21.html	FICK; HIJMANS, 2017
Bio2	Amplitude diurna média	1 km	1970-2000	https://www.worldclim.org/data/worldclim21.html	FICK; HIJMANS, 2017
Bio3	Isotermalidade	1 km	1970-2000	https://www.worldclim.org/data/worldclim21.html	FICK; HIJMANS, 2017
Bio4	Sazonalidade da temperatura	1 km	1970-2000	https://www.worldclim.org/data/worldclim21.html	FICK; HIJMANS, 2017
Bio5	Temperatura máxima do mês mais quente	1 km	1970-2000	https://www.worldclim.org/data/worldclim21.html	FICK; HIJMANS, 2017
Bio6	Temperatura mínima do mês mais frio	1 km	1970-2000	https://www.worldclim.org/data/worldclim21.html	FICK; HIJMANS, 2017
Bio7	Variação da temperatura anual	1 km	1970-2000	https://www.worldclim.org/data/worldclim21.html	FICK; HIJMANS, 2017
Bio8	Temperatura média do trimestre mais úmido	1 km	1970-2000	https://www.worldclim.org/data/worldclim21.html	FICK; HIJMANS, 2017
Bio9	Temperatura média do trimestre mais seco	1 km	1970-2000	https://www.worldclim.org/data/worldclim21.html	FICK; HIJMANS, 2017
Bio10	Temperatura média do trimestre mais quente	1 km	1970-2000	https://www.worldclim.org/data/worldclim21.html	FICK; HIJMANS, 2017
Bio11	Temperatura média do trimestre mais frio	1 km	1970-2000	https://www.worldclim.org/data/worldclim21.html	FICK; HIJMANS, 2017
Bio12	Precipitação anual	1 km	1970-2000	https://www.worldclim.org/data/worldclim21.html	FICK; HIJMANS, 2017
Bio13	Precipitação do mês mais úmido	1 km	1970-2000	https://www.worldclim.org/data/worldclim21.html	FICK; HIJMANS, 2017
Bio14	Precipitação do mês mais seco	1 km	1970-2000	https://www.worldclim.org/data/worldclim21.html	FICK; HIJMANS, 2017
Bio15	Sazonalidade da precipitação	1 km	1970-2000	https://www.worldclim.org/data/worldclim21.html	FICK; HIJMANS, 2017

Bio16	Precipitação do trimestre mais úmido	1 km	1970-2000	https://www.worldclim.org/data/worldclim21.html	FICK; HIJMANS, 2017
Bio17	Precipitação do trimestre mais seco	1 km	1970-2000	https://www.worldclim.org/data/worldclim21.html	FICK; HIJMANS, 2017
Bio18	Precipitação do trimestre mais quente	1 km	1970-2000	https://www.worldclim.org/data/worldclim21.html	FICK; HIJMANS, 2017
Bio19	Precipitação do trimestre mais frio	1 km	1970-2000	https://www.worldclim.org/data/worldclim21.html	FICK; HIJMANS, 2017
Porcentagem de floresta	Porcentagem de cobertura florestal	30 m	2019	https://mapbiomas.org/	SOUZA et al., 2020; PROJETO MAPBIOMAS, 2020; PROJETO MAPBIOMAS MATA ATLÂNTICA TRINACIONAL, 2021

DANIELSEN, F. et al. A Multicountry Assessment of Tropical Resource Monitoring by Local Communities. *BioScience*, v. 64, n. 3, p. 236–251, 2014.

FICK, S. E.; HIJMANS, R. J. WorldClim 2: new 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, v. 37, n. 12, p. 4302–4315, 2017.

PROJETO MAPBIOMAS. Coleção 5 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil. Disponível em: <https://mapbiomas.org/colecoes-mapbiomas-1?cama_set_language=pt-BR>. Acesso em: 31 maio. 2021.

PROJETO MAPBIOMAS MATA ATLÂNTICA TRINACIONAL. Coleção 1 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo. Disponível em: <<https://bosqueatlantico.mapbiomas.org/download>>. Acesso em: 31 maio. 2021.

SOUZA, C. M. et al. Reconstructing three decades of land use and land cover changes in brazilian biomes with landsat archive and earth engine. *Remote Sensing*, v. 12, n. 17, 2020.

APÊNDICE E. Modelo de distribuição de jacutinga.

APÊNDICE F. Curva resposta da variável mais importantes para o modelo a jacutinga, porcentagem de cobertura floresta.

APÊNDICE G. Contribuição das variáveis na construção do modelo de jacutinga.

Variável	Contribuição
Porcentagem de floresta	70,95%
Bio3	12,14%
Bio12	7,47%
Bio11	4,04%
Bio18	2,31%
Bio2	1,48%
Altitude	0,96%
Bio15	0,65%