



UNIVERSIDADE
ESTADUAL DE LONDRINA

TATIANA ALVES

**PASSERIFORMES SUBOSCINES INSETÍVOROS DO
ESTRATO INFERIOR SÃO POSITIVAMENTE
INFLUENCIADOS PELA COBERTURA FLORESTAL NA
MATA ATLÂNTICA**

Londrina
2022

TATIANA ALVES

**PASSERIFORMES SUBOSCINES INSETÍVOROS DO
ESTRATO INFERIOR SÃO POSITIVAMENTE
INFLUENCIADOS PELA COBERTURA FLORESTAL NA
MATA ATLÂNTICA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Londrina - UEL, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre.

Orientador: Luiz dos Anjos

Coorientador: Marcos Robalinho Lima

Londrina
2022

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

Al87p Alves, Tatiana.
Passeriformes Suboscines insetívoros do estrato inferior são positivamente influenciados pela cobertura florestal na Mata Atlântica / Tatiana Alves. - Londrina, 2022.
51 f.

Orientador: Luiz Dos Anjos.
Coorientador: Marcos Robalinho Lima.
Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual de Londrina, Centro de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, 2022.
Inclui bibliografia.

1. Passeriformes Suboscines - Tese. 2. Cobertura florestal - Tese. 3. Proporção de espécies - Tese. 4. Abundância das espécies - Tese. I. Dos Anjos, Luiz. II. Robalinho Lima, Marcos. III. Universidade Estadual de Londrina. Centro de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas. IV. Título.

CDU 574

TATIANA ALVES

**PASSERIFORMES SUBOSCINES INSETÍVOROS DO
ESTRATO INFERIOR SÃO POSITIVAMENTE
INFLUENCIADOS PELA COBERTURA FLORESTAL NA
MATA ATLÂNTICA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Londrina - UEL, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre.

BANCA EXAMINADORA

Orientador: Dr. Luiz dos Anjos
Universidade Estadual de Londrina - UEL

Dra. Maria Alice dos Santos Altes
Universidade Estadual do Rio de Janeiro -
UERJ

Dr. José Luis Olivan Birindelli
Universidade Estadual de Londrina - UEL

Londrina, 31 de março de 2022.

AGRADECIMENTOS

Ao professor Dr. Luiz dos Anjos, meu orientador, que foi sempre atencioso e disposto a ajudar.

Ao professor Dr. Marcos Robalinho Lima, meu coorientador, que deu suporte durante o desenvolvimento do projeto.

À toda equipe dos laboratórios de Ornitologia e Bioacústica (Lobio) e de Ecologia Evolutiva & Conservação (EECon) da Universidade Estadual de Londrina (UEL) pela ajuda com os processos do projeto.

A todos os professores e colaboradores que fazem parte da graduação e pós-graduação do curso de Ciências biológicas da UEL que tornaram possível a conclusão desta etapa.

Aos colaboradores da compilação de dados de amostragem de comunidades de aves em toda a Mata Atlântica e de traços das espécies.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001, cota permanente pelo programa de Demanda Social.

ALVES, Tatiana. **Passeriformes Suboscines insetívoros do estrato inferior são positivamente influenciados pela cobertura florestal na Mata Atlântica**. 2022. 53 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2022.

RESUMO

Espécies insetívoras do estrato inferior são conhecidas por sua vulnerabilidade à perda e degradação do habitat florestal, o que pode resultar em extinções locais, com consequências à funcionalidade do ecossistema. Neste estudo investigou-se a relação da proporção de espécies de Passeriformes insetívoros no geral e de Passeriformes Suboscines com o aumento da porcentagem da cobertura florestal. Assim, buscou-se avaliar o uso de espécies de Passeriformes Suboscines insetívoros do estrato inferior como indicadores de potenciais áreas prioritárias de conservação na região sul da Mata Atlântica. Além disso, foi analisada individualmente a associação entre a abundância das espécies mais comuns de Passeriformes insetívoros e a porcentagem da cobertura florestal. Um total de 34 pontos utilizados no presente estudo foram obtidos a partir de um banco de dados, publicado previamente, e selecionados por região, método e qualidade da amostragem. Outros bancos de dados foram utilizados para a divisão das espécies de aves a serem analisadas em três classes por grau de especialização na dieta e na utilização dos estratos da floresta para forrageamento. A porcentagem da cobertura florestal em raios de 300 e 500 metros foi calculada e sua relação com a proporção de Passeriformes insetívoros nas comunidades de aves foi avaliada por modelos binomiais. Um total de 86 espécies de Passeriformes florestais foram classificadas como insetívoras do estrato inferior. Foi observado que a proporção de espécies insetívoras na comunidade de aves é mais fortemente influenciada pela quantidade da cobertura florestal do que a proporção de espécies mais especialistas, especialmente para as Suboscines. Portanto, em relação à proporção de espécies, os Suboscines insetívoros podem ser considerados como um importante grupo indicador de áreas prioritárias para conservação da porção sul da Mata Atlântica. No entanto, mesmo que a proporção de espécies Passeriformes insetívoros seja positivamente associada à porcentagem de cobertura florestal, há algumas espécies cuja a abundância não é afetada por tal variável. Assim, os resultados sugerem que, quando analisadas as espécies individualmente (e.g., *Automolus leucophthalmus*, *Conopophaga lineata* e *Lathrotriccus euleri*), a sensibilidade à quantidade da cobertura florestal por parte de Passeriformes insetívoros do estrato inferior pode estar mais associada a outros fatores do que ao seu grau de especialização (e.g., a posição da população dentro da distribuição geográfica da espécie). Por fim, áreas com alta proporção de Suboscines insetívoros do estrato inferior podem ser importantes para a conservação da região, em especial *Chiroxiphia caudata*, *Xiphorhynchus fuscus* e *Myiornis auriculares* que são endêmicas e que tiveram a abundância positivamente correlacionada com a maior quantidade da cobertura florestal.

Palavras-chave: suboscines; insetívoras; proporção de espécies; índice pontual de abundância; cobertura florestal.

ALVES, Tatiana. **Understory Insectivorous Suboscine Passeriformes are positively influenced by the forest cover in the Atlantic Forest.** 2022. 53 p. Dissertation (Master's degree in Biological Sciences) – State University of Londrina, Londrina, 2022.

ABSTRACT

Understory insectivorous species are known for their vulnerability to forest habitat loss and degradation, which may result in local extinctions, with consequences to the ecosystem functionality. In this study, it was investigated if the proportion of insectivorous Passeriformes species in general and Suboscines Passeriformes increased with the percentage of forest cover. Thus, it was sought to evaluate the use of insectivorous understory Suboscines species as indicators of potential priority areas for conservation in the southern region of the Atlantic Forest. In addition, the association between the abundance of the most common species of understory Passeriformes, individually, and the percentage of forest cover was analyzed. A total of 34 points used in the present study were obtained from previously published databases and selected by region, method and sampling quality. Other databases were used to divide the bird species into 3 classes by degree of specialization in diet and in the use of forest strata for foraging. The percentage of forest cover in 300 and 500 meters radius was calculated and its relationship with the proportion of insectivorous Passeriformes in bird communities was evaluated using binomial models. A total of 86 species of forest Passeriformes were classified as understory insectivores. It was observed that the proportion of insectivores in bird communities is more strongly influenced by the amount of forest cover than the proportion of the most specialist species, especially for Suboscines. Therefore, concerning the proportion of species, understory Suboscines may be considered as an important indicator group of priority areas for conservation of the southern portion of the Atlantic Forest. Nonetheless, even though the proportion of insectivorous Passeriformes species is positively associated with the percentage of forest cover, there are some species whose abundance is not affected by this variable. Thus, the results suggest that, when individually analyzed (e.g., *Automolus leucophthalmus*, *Conopophaga lineata* and *Lathrotriccus euleri*), the sensitivity to the amount of forest cover of understory insectivorous Passeriformes may be more associated to other factors than to their degree of specialization (e.g., the position of the population within the species geographic range). Finally, areas with high proportion of understory insectivorous Suboscines may be important for the conservation of the region, especially *Chiroxiphia caudata*, *Xiphorhynchus fuscus* and *Myiornis auricularis*, endemic species which had their abundance positively correlated with the increasing amount of forest cover.

Key words: suboscine; insectivores; species proportion; ponctual index of abundance; forest cover.

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

IPA	Índice Pontual de Abundância
IEE	Insetívora Especialista do Estrato Inferior
IME	Insetívora Moderadamente Especialista do Estrato Inferior
IGG	Insetívora Generalista
CF300	Cobertura Florestal em raio de 300 metros
CF500	Cobertura Florestal em raio de 500 metros
Ric	Riqueza de espécies do ponto
Tc	Total de Passeriformes Classificadas no ponto

SUMÁRIO

	APRESENTAÇÃO.....	9
1	INTRODUÇÃO GERAL.....	10
	OBJETIVOS	12
	HIPÓTESES.....	12
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	13
2	PASSERIFORMES SUBOSCINES INSETÍVOROS DO ESTRATO INFERIOR SÃO POSITIVAMENTE INFLUENCIADOS PELA COBERTURA FLORESTAL NA MATA ATLÂNTICA	17
2.1	INTRODUÇÃO	17
2.2	MATERIAL E MÉTODOS	20
2.2.1	Área de Estudo.....	20
2.2.2	Procedimentos para Composição do Banco de Dados	21
2.2.3	Seleção de Espécies de Passeriformes	23
2.2.4	Cálculo da Proporção de Espécies.....	25
2.2.5	Cálculo da Porcentagem de Cobertura Florestal.....	25
2.2.6	Análises Estatísticas.....	26
2.2.6.1	Modelo binomial com a proporção das espécies.....	26
2.2.6.2	Teste de correlação com índice pontual de abundância (IPA) das espécies mais amostradas	26
2.3	RESULTADOS.....	26
2.3.1	Análises com a Proporção de Espécies	26
2.3.2	Análises com IPA das Espécies Mais Comuns nas Amostras.....	29
2.4	DISCUSSÃO	30
2.4.1	Proporção de Espécies na Comunidade	30
2.4.2	Abundância das Espécies	32
3	CONCLUSÃO GERAL	34
	APÊNDICES.....	36
	APÊNDICE 1: 34 pontos selecionados para análises.....	36

APÊNDICE 2: 86 espécies selecionadas para análises	37
APÊNDICE 3: Proporção de cobertura vegetal dos 34 pontos amostrados na porção sul da Mata Atlântica.....	40
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	44

APRESENTAÇÃO

O presente trabalho trata-se de uma dissertação de mestrado constituída por uma introdução geral do tema e um artigo científico com as seções exigidas pelo Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Londrina. Neste manuscrito são apresentadas análises da relação entre a proporção de espécies Passeriformes e a porcentagem de cobertura florestal, bem como da relação entre a abundância de algumas espécies e a variável da paisagem. Este artigo será ajustado para submissão no periódico *Biological Conservation*.

1 INTRODUÇÃO GERAL

A perda de biodiversidade no último século é acelerada pela ação humana em até 100 vezes acima do esperado, indicando o desencadeamento da sexta extinção em massa da Terra (Ceballos *et al.*, 2020; Pimm *et al.* 1995). A degradação e fragmentação da floresta pode causar a diminuição da abundância e/ou a extinção local de muitas espécies (Dirzo *et al.* 2014). Os distúrbios antropogênicos têm, no geral, efeitos negativos sobre a avifauna (Matuoka *et al.*, 2020). As aves da ordem Passeriformes com maiores graus de especialização são consideradas espécies muito sensíveis e suas populações vêm sofrendo impactos negativos devido à perturbação do habitat no mundo todo (Anjos *et al.*, 2019; Anjos *et al.*, 2011; Clavel *et al.*, 2011; Julliard *et al.*, 2006). Além disso, a literatura sugere que o número de espécies de uma comunidade seja influenciado pela área total de habitat disponível na paisagem local, de forma que a cobertura florestal pode ser considerada equivalente ao habitat para o estudo de espécies florestais, tornando importante a quantificação do habitat em pesquisas de conservação (Fahrig, 2013; Watling *et al.*, 2020). Assim, se faz importante a busca por potenciais indicadores ecológicos que respondam à variação da quantidade da cobertura florestal para a avaliação do estado da biodiversidade dos ecossistemas (Piratelli *et al.*, 2008).

Porém, a determinação de indicadores biológicos relevantes ainda é um desafio (Balmford *et al.*, 2003). Bons indicadores devem refletir às mudanças na biodiversidade sofridas por pressões específicas (Gregory *et al.*, 2005). Desta forma, a definição de um indicador depende da escala observada, ou seja, a eficiência de um determinado bioindicador pode ser variável em diferentes escalas (Devictor *et al.*, 2008). Além disso, existe uma oscilação intraespecífica na sensibilidade à perda de habitat de acordo com o posicionamento das populações dentro da área de distribuição das espécies, a qual deve ser considerada durante o desenvolvimento de estratégias de conservação (Orme *et al.*, 2019). Neste sentido, espécies altamente sensíveis à fragmentação florestal de uma determinada região podem ser consideradas como indicadoras biológicas, sugerindo maior relevância para a conservação daqueles fragmentos florestais onde elas ocorrem (Anjos, 2007).

As comunidades de aves da Mata Atlântica apresentam menor riqueza e abundância de espécies em paisagens com menores proporções de cobertura florestal (Martensen *et al.* 2012; Morante-Filho *et al.* 2015). Este bioma é alvo de

preocupação para a conservação, porque apresenta alta taxa de endemismo e da fragmentação, decorrente de desmatamento (Myers *et al.*, 2000, Tabarelli, 2005, Ribeiro *et al.*, 2011; Rezende *et al.*, 2018). Além disso, a redução das florestas gera sérios efeitos sobre avifauna da Mata Atlântica (Brooks e Balmford, 1996), pois altera a estrutura da vegetação (Stratford e Stouffer, 2015) e limita a dispersão de algumas espécies (Powell *et al.*, 2015), de forma que espécies mais sensíveis tendem a apresentar respostas negativas a esses distúrbios, tais como, redução dos seus tamanhos populacionais (Pollock *et al.*, 2015). No entanto, ainda pouco se sabe sobre as comunidades de aves do sul do bioma (Anjos *et al.*, 2015). As espécies de aves Suboscines são Passeriformes da subordem Tyranni, muitas das quais de hábito alimentar insetívoro e que vivem no estrato inferior de florestas da região Neotropical (Cracraft *et al.*, 2003; Del Hoyo *et al.*, 2003; Belmaker *et al.*, 2012; Anjos *et al.*, 2015; Powell *et al.*, 2015). A sensibilidade à perturbação da vegetação tende a ser alta nessas espécies, o que pode estar relacionado à sua alta especialização alimentar e de habitat, o que as tornam relevantes indicadores biológicas (Powell *et al.*, 2015, Stratford e Stouffer, 2015).

Há algum tempo já é apontada a redução das populações de espécies especialistas e o aumento das populações de espécies generalistas em fragmentos perturbados em resposta à fragmentação do habitat, especialmente de Suboscines (Willis, 1979; Anjos, 1998). Desta forma, as espécies insetívoras do estrato inferior são um dos grupos de maior risco de extinção nas florestas tropicais (Tobias *et al.*, 2013). A perda destas espécies altera a resiliência da comunidade e as funções ecossistêmicas, influenciando nos serviços ecológicos (Morante-Filho *et al.*, 2015, Kormann *et al.*, 2017, Anjos *et al.*, 2019). Neste sentido, é essencial o aprofundamento da compreensão dos atributos que tornam uma espécie suscetível à extinção, seguindo prioridades no processo de avaliação e determinação de áreas prioritárias para a conservação (Stotz *et al.*, 1996; Morelli *et al.*, 2019). Recentemente, a especialização ecológica das espécies tem sido considerada para incorporação no planejamento de áreas para conservação (Morelli *et al.*, 2021). Assim, espera-se que espécies especialistas estejam em maior quantidade em paisagens menos fragmentadas (Devictor *et al.*, 2007). Além disso, o estudo sobre a especialização de espécies Suboscines pode ser útil no planejamento de áreas para conservação (Anjos *et al.*, 2011, Anjos *et al.*, 2015). Portanto, o estudo da utilização de espécies de Passeriformes Suboscines como potenciais bioindicadoras pode contribuir para o

desenvolvimento de estratégias de conservação da Mata Atlântica (Piratelli *et al.*, 2008).

Além disso, a utilização de bancos de dados para estudos ecológicos vem crescendo e sendo considerados importantes para a avaliação das consequências da ação antrópica sobre a biodiversidade (Balmford *et al.*, 2003). Há relevantes estudos que utilizam compilados de dados amostrados a longo prazo expondo o declínio em populações de espécies especialistas (Julliard *et al.* 2006; Clavel *et al.*, 2011). Os pontos de escuta são uma ferramenta reconhecidamente eficiente em ecossistemas florestais que exige alto conhecimento da vocalização das espécies (Anjos, 2007). Assim, devido à alta sensibilidade à perturbação das aves insetívoras do estrato inferior (Powell *et al.*, 2015, Stratford e Stouffer, 2015), o estudo de suas representantes Passeriformes na Mata Atlântica Sul e a identificação de grupos sensíveis à variação da quantidade florestal a partir de compilados de dados realizados pelo método de amostragem de pontos de escuta pode ser considerado um importante atributo para definição de novas áreas prioritárias para conservação e para preservar a biodiversidade da avifauna da região (Anjos *et al.*, 2015, Powell *et al.*, 2015, Şekercioğlu, 2011; Tchoumbou *et al.*, 2020).

OBJETIVOS

O objetivo geral dessa dissertação foi averiguar se a proporção de Passeriformes insetívoros do estrato inferior de florestas da porção sul da Mata Atlântica está correlacionada com a proporção de cobertura florestal. Além disso, foi avaliada a resposta da abundância de certas espécies com diferentes graus de especialização na dieta insetívora e no uso do estrato inferior da floresta para forrageamento.

HIPÓTESES

Considerando que as espécies insetívoras do estrato inferior são sensíveis à perda de habitat florestal, espera-se que a proporção destas na comunidade de aves reduza com a diminuição da cobertura florestal, de forma que o grupo das espécies de Passeriformes mais especializadas seja mais fortemente influenciado, principalmente para as Suboscines.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANJOS L. Consequências biológicas da fragmentação no norte do Paraná. **Série Técnica IPEF** 12 (32): 87–93, 1998.
- ANJOS, L. A eficiência do método de amostragem por pontos de escuta na avaliação da riqueza de aves. Ararajuba. **Rev. Bras. Ornitol**, 15(2), 239–243, 2007.
- ANJOS, L., COLLINS, C. D., HOLT, R. D., VOLPATO, G. H., Mendonça, L. B., Lopes, E. V., ... & Carvalho, J. Bird species abundance–occupancy patterns and sensitivity to forest fragmentation: implications for conservation in the Brazilian Atlantic forest. **Biological Conservation**, 144(9), 2213-2222, 2011.
- ANJOS, L, et al. Can habitat specialization patterns of Neotropical birds highlight vulnerable areas for conservation in the Atlantic rainforest, southern Brazil?. **Biological Conservation**, 188: 32-40, 2015.
- ANJOS, L., BOCHIO, G. M., MEDEIROS, H. R., ALMEIDA, B. D. A., LINDSEY, B. R. A., CALSAVARA, L. C., ... & TOREZAN, J. M. D. Insights on the functional composition of specialist and generalist birds throughout continuous and fragmented forests. **Ecology and Evolution**, 9, 6318-6328, 2019.
- BALMFORD, A., GREEN, R.E. & JENKINS, M. Measuring the changing state of nature. **Trends in Ecology & Evolution**, 18, 326–330, 2003.
- BELMAKER, J., SEKERCIOGLU, C. H., & JETZ, W. Global patterns of specialization and coexistence in bird assemblages. **Journal of Biogeography**, 39(1), 193-203, 2012.
- BROOKS, T., & BALMFORD, A. Atlantic forest extinctions. **Nature**, 380(6570), 115-115, 1996.
- CEBALLOS, G., EHRLICH, P. R., BARNOSKY, A. D., GARCÍA, A., PRINGLE, R. M., & PALMER, T. M. Accelerated modern human–induced species losses: Entering the sixth mass extinction. **Science advances**, 1(5), e1400253, 2015.
- CLAVEL, J.; JULLIARD, R.; DEVICTOR, V. Worldwide decline of specialist species: toward a global functional homogenization?. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 9, n. 4, p. 222–228, 2011.
- CRACRAFT, J., BARKER, F. K., & CIBOIS, A. Avian higher-level phylogenetics and the Howard and Moore checklist of birds. In DICKINSON, E. C. (Ed) **The Howard and Moore Complete Checklist of the Birds of the World**, third ed. Princeton University Press, Princeton, NJ, 2003.
- DEL HOYO, J.; ELLIOTT, A.; CHRISTIE, D.A. (Eds). Barcelona. **Handbook of the birds of**

- the world.** vol. 8 Broadbills to Tapaculos. Lynx Edicions, 2003.
- DEVICTOR, V., JULLIARD, R., COUVET, D., LEE, A., & JIGUET, F. Functional homogenization effect of urbanization on bird communities. **Conservation Biology**, 21(3), 741-751, 2007.
- DEVICTOR, V., JULLIARD, R., CLAVEL, J., JIGUET, F., Lee, A., COUVET, D. Functional biotic homogenization of bird communities in disturbed landscapes. **Global Ecol. Biogeogr.** 17, 252–261, 2008.
- DIRZO, R. et al. Defaunation in the Anthropocene. **Science**, v. 345, n. 6195, p. 401–406, 2014.
- FAHRIG, L. Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. **Journal of Biogeography**, 40(9), 1649-1663, 2013.
- GREGORY, R.D., VAN STRIEN, A., VORISEK, P., GMELIG MEYLING, A.W., NOBLE, D.G., FOPPEN, R.P. et al. Developing indicators for European birds. **Philos. Trans. R. Soc. B**, 360, 269–288, 2005.
- JULLIARD, R. et al. Spatial segregation of specialists and generalists in bird communities. **Ecology letters**, v. 9, n. 11, p. 1237–1244, 2006.
- KORMANN, U. G., HADLEY, A. S., TSCHARNTKE, T., BETTS, M. G., ROBINSON, W. D., & SCHERBER, C. Primary rainforest amount at the landscape scale mitigates bird biodiversity loss and biotic homogenization. **Journal of Applied Ecology**, 55(3), 1288-1298, 2018.
- MARTENSEN, A. C., RIBEIRO, M. C., BANKS-LEITE, C., PRADO, P. I., & METZGER, J. P. Associations of forest cover, fragment area, and connectivity with neotropical understory bird species richness and abundance. **Conservation Biology**, 26(6), 1100-1111, 2012.
- MATUOKA, M. A., BENCHIMOL, M., de ALMEIDA-ROCHA, J. M., & MORANTE-FILHO, J. C. Effects of anthropogenic disturbances on bird functional diversity: A global meta-analysis. **Ecological Indicators**, 116, 106471, 2020.
- MORANTE-FILHO, J. C., FARIA, D., MARIANO-NETO, E., & RHODES, J. Birds in anthropogenic landscapes: the responses of ecological groups to forest loss in the Brazilian Atlantic Forest. **PLoS One**, 10(6), e0128923, 2015.
- MORELLI, F., BENEDETTI, Y., MØLLER, A. P., & FULLER, R. A. Measuring avian specialization. **Ecology and evolution**, 9(14), 8378-8386, 2019.
- MORELLI, F., BENEDETTI, Y., HANSON, J. O., & FULLER, R. A. Global distribution and conservation of avian diet specialization. **Conservation Letters**, e12795, 2021.

- MYERS, N., MITTERMEIER, C., FONSECA, G.A.B., Kent, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature** 403, 853–858, 2000.
- ORME, C. D. L., MAYOR, S., ANJOS, L., DEVELEY, P. F., HATFIELD, J. H., MORANTE-FILHO, J. C., ... & BANKS-LEITE, C. Distance to range edge determines sensitivity to deforestation. **Nature ecology & evolution**, 3(6), 886-891, 2019.
- PIRATELLI, A., SOUSA, S. D., CORRÊA, J. S., ANDRADE, V. A., RIBEIRO, R. Y., AVELAR, L. H., & OLIVEIRA, E. F. Searching for bioindicators of forest fragmentation: passerine birds in the Atlantic forest of southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, 68(2), 259-268, 2008.
- POLLOCK, H.S., CHEVIRON, Z.A., AGIN, T.J., BRAUN, J.D. Absence of microclimate selectivity in insectivorous birds of the Neotropical forest understory. **Biol. Conserv.** 188, 116–125, 2015.
- POWELL, L. L., CORDEIRO, N. J., & STRATFORD, J. A. Ecology and conservation of avian insectivores of the rainforest understory: A pantropical perspective. **Biological Conservation**, 188, 1–10, 2015.
- REZENDE, C. L., SCARANO, F. R., ASSAD, E. D., JOLY, C. A., METZGER, J. P., STRASSBURG, B. B. N., ... & MITTERMEIER, R. A. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in ecology and conservation**, 16(4), 208–214, 2018.
- RIBEIRO, M. C., MARTENSEN, A. C., METZGER, J. P., TABARELLI, M., SCARANO, F., & FORTIN, M. J. The Brazilian Atlantic Forest: a shrinking biodiversity hotspot. In ZACHOS, F. E., & HABEL, J. C. (Eds.) **Biodiversity hotspots**. Springer, Berlin, Heidelberg, 2011, pp. 405–434.
- SEKERCIOĞLU, C. H. Functional extinctions of bird pollinators cause plant declines. **Science**, 331(6020), 1019-1020, 2011.
- STOTZ, D. F., FITZPATRICK, J. W., PARKER III, T. A., & MOSKOVITS, D. K. **Neotropical birds: ecology and conservation**. University of Chicago Press, 1996.
- STRATFORD, J. A.; ŞEKERCIOĞLU, Ç. H. Birds in forest ecosystems. In PEH, K.S.H., CORLETT, R.T., & BERGERON, Y. (Eds.) **Routledge Handbook of Forest Ecology**. 2015. p. 295-310.
- STRATFORD, J. A., STOUFFER, P.C. Forest fragmentation alters microhabitat availability for Neotropical terrestrial insectivorous birds. **Biological Conservation**. 188, 109–115, 2015.
- TABARELLI, MARCELO et al. Desafios e oportunidades para a conservação da

- biodiversidade na Mata Atlântica brasileira. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 132–138, 2005.
- TCHOUMBOU, M. A., MALANGE, E. F., TIKU, C. T., TIBAB, B., FRU-CHO, J., TCHUINKAM, T., ... & SEHGAL, R. N. Response of understory bird feeding groups to deforestation gradient in a tropical rainforest of Cameroon. **Tropical Conservation Science**, 13, 1940082920906970, 2020.
- TOBIAS, J. A., ŞEKERCIOĞLU, Ç. H., VARGAS, F. H. Bird conservation in tropical ecosystems: challenges and opportunities. In MACDONALD, D. (Ed.), **Key Topics in Conservation Biology**, vol. 2. Wiley-Blackwell, Oxford, 2013, pp. 258–276.
- WATLING, J. I., ARROYO-RODRÍGUEZ, V., PFEIFER, M., BAETEN, L., BANKS-LEITE, C., CISNEROS, L. M., ... & LENS, L. Support for the habitat amount hypothesis from a global synthesis of species density studies. **Ecology Letters**, 23(4), 674–681, 2020.
- WILLIS, E.O. The composition of avian communities in remanescent woodlots in southern Brazil. **Papéis Avulsos de Zoologia** 33: 1–25, 1979.

2 PASSERIFORMES SUBOSCINES INSETÍVOROS DO ESTRATO INFERIOR SÃO POSITIVAMENTE INFLUENCIADOS PELA COBERTURA FLORESTAL NA MATA ATLÂNTICA

Este manuscrito será submetido à *Biological Conservation*.

<https://elsevier.com/journals/biological-conservation/0006-3207/guide-for-authors>

(Guia para autores)

2.1 INTRODUÇÃO

As aves insetívoras do estrato inferior são um grupo ecologicamente heterogêneo, mas estreitamente associado à vegetação próxima ao solo da floresta, e que pertencem a várias famílias dentro da ordem Passeriformes (Powell *et al.*, 2015, Stratford e Şekercioğlu, 2015). Embora sejam consideradas insetívoras, muitas espécies podem ter parte de sua dieta composta por outros itens, incluindo outros invertebrados (Wilman *et al.* 2014; Anjos *et al.*, 2015). A grande variedade de nichos dessas espécies revela a alta especialização em táticas e utilização de diferentes substratos para forrageamento, o que tem sido sugerido como uma explicação para sua maior sensibilidade à perturbação ambiental (Powell *et al.*, 2015, Stratford e Stouffer, 2015). A relevância de tais espécies como indicadoras ecológicas tem sido reconhecida nas últimas décadas, o que explica uma seção especial dedicada inteiramente a elas e que inclui treze artigos (ver Powell *et al.* 2015). Vários fatores têm sido apontados para explicar a alta sensibilidade deste grupo de aves à paisagens florestais fragmentadas e/ou degradadas, como a mudança na estrutura da vegetação (Stratford e Stouffer, 2015), a alteração do microclima (Sekercioğlu, 2002; Pollock *et al.*, 2015), a limitação da dispersão e adaptação ao interior da floresta (Bregman *et al.*, 2016), a sensibilidade ao tamanho da área do fragmento (Bregman *et al.*, 2014), a predação de ninhos (Visco e Sherry, 2015), a densidade populacional (Henle *et al.*, 2004), as mudanças climáticas (Harris *et al.*, 2011), entre outros (Powell *et al.*, 2015).

Além da vulnerabilidade de aves insetívoras do estrato inferior à perda e degradação da floresta (Ribon *et al.*, 2003, Devictor *et al.*, 2008, Stratford e Stouffer, 2013, Tobias *et al.*, 2013), tem sido apontado que a extinção local, principalmente das espécies mais especialistas, pode gerar consequências à funcionalidade do ecossistema, aos serviços ecológicos e à resiliência da comunidade (Julliard *et al.*, 2004, Clavel *et al.*, 2011, Morante-Filho *et al.*, 2015, Kormann *et al.*, 2017, Anjos *et al.*,

2019). Neste sentido, o aumento na proporção de espécies especialistas em comunidades de aves tem sido relacionado à vulnerabilidade e como indicador local de prioridade em conservação, como o estudo realizado por Julliard e colaboradores (2004) avaliando aves de toda a França. Por outro lado, o declínio de especialistas causado pelas perturbações do habitat pode gerar a “homogeneização funcional” da biodiversidade, a qual diminui a variabilidade de respostas das comunidades à perturbação (Olden, 2006; Clavel *et al.*, 2011). Portanto, a proporção de espécies especialistas na comunidade poderia ser utilizada para indicar o estado de conservação da biodiversidade local (Clavel *et al.*, 2011). Assim, as respostas de certos grupos de espécies dentro das comunidades de aves podem proporcionar uma ferramenta de avaliação das condições do ambiente (Gimenes e Anjos, 2003). Desta forma, é possível o uso de níveis de sensibilidade de aves como indicador da Integridade Ambiental, como no caso de fragmentos florestais, por exemplo (Anjos *et al.*, 2009). A dominância de certos grupos, como de insetívoros, pode ser usada como um indicador de preservação (Sekercioglu *et al.* 2002), refletindo boas condições da floresta (Alexandrino *et al.*, 2017). Além disso, a proporção desses grupos também pode ser usada para avaliar a qualidade de áreas de restauração ecológica (Adelino *et al.*, 2020). Espécies indicadoras que auxiliam na identificação de comunidades que necessitam de proteção, apresentam ao menos uma das seguintes características: endemismo, especialização de habitat e raridade ou sensibilidade a distúrbios de habitat (Stotz *et al.*, 1996). Isto salienta a importância de incorporar a especialização ecológica das espécies nas políticas de conservação (Morelli *et al.*, 2021). Levando em conta que a perda de habitat é a principal causa de ameaça à conservação das espécies de aves (Marini e Garcia, 2005; Pimm *et al.* 2014), a investigação de grupos sensíveis de aves, como os Passeriformes Suboscines insetívoros, pode ser um fator a ser considerado para a definição de áreas prioritárias para conservação e para preservar a biodiversidade da avifauna (Anjos *et al.*, 2015, Powell *et al.*, 2015, Şekercioglu, 2011; Tchoumbou *et al.*, 2020).

A Mata Atlântica se estende ao longo da costa brasileira e, ocupando 8% da América do Sul, é um dos maiores biomas deste subcontinente (Tabarelli, 2005; Projeto MapBiomas). O bioma abriga 60% da fauna e flora brasileira ameaçada de extinção e é um importante abrigo para diversas espécies, sendo a região neotropical com o maior número de espécies de aves endêmicas e ameaçadas (Stotz *et al.* 1996, Jenkins *et al.* 2013, Rezende *et al.*, 2018). A elevada biodiversidade da Mata Atlântica

é decorrente de suas variações ambientais causadas pela grande amplitude latitudinal e por sua composição florística heterogênea (Atlântica, 1992, Tabarelli, 2005). No entanto, apenas 28% da cobertura vegetal original do bioma se mantém atualmente, área da qual mais de dois terços é desprotegida, ocorrendo em pequenas manchas isoladas (Ribeiro *et al.*, 2009, Rezende *et al.*, 2018). Além disso, a perda de cobertura florestal pode afetar as populações da avifauna de acordo com suas sensibilidades, determinadas por diversos fatores, como o tipo florestal associado e a distribuição geográfica da espécie (Anjos *et al.*, 2018 Orme *et al.*, 2019). Assim, a Mata Atlântica é um *hotspot* de biodiversidade devido ao alto grau de endemismo e elevada pressão antrópica, tornando-a uma região de significativa prioridade para a conservação (Myers *et al.*, 2000, Tabarelli, 2005, Ribeiro *et al.*, 2011).

A ordem Passeriformes é um grande clado monofilético de aves com alta similaridade morfológica e ecológica (Raikow, 1982). As espécies dessa ordem originaram-se na Gondwana, há cerca de 90 milhões de anos, a partir de espécies de aves não-Passeriformes (Ericson *et al.*, 2002). Sendo a mais rica em espécies entre as cerca de 30 ordens de aves, as Passeriformes da região Neotropical são divididas em dois grupos: Suboscines, representadas por espécies da subordem Tyranni, e Oscines, representadas por espécies da subordem Passeri (Cracraft *et al.*, 2003; Del Hoyo *et al.*, 2003). Essa divisão é baseada na estrutura da siringe: simples no grupo de Suboscines e complexa no dos Oscines, este último é conhecido como pássaros canoros pelo canto complexo (Sick, 1997; Del Hoyo *et al.*, 2003). Porém o estribo, pequeno osso do ouvido médio, também é diferente entre as subordens, auxiliando na determinação das relações entre os táxons (Sick, 1997).

Baseado na zoogeografia atual, as populações de espécies Suboscines são mais antigas na região tropical (Van Dijk *et al.*, 2021). Já as Oscines, são mais recentes na América do Sul, vindo de famílias da América do Norte e do Velho Mundo, as quais chegaram primeiramente na América pelo estreito de Bering (Sick, 1997; Ricklefs, 2002). A especialização da dieta e a alta riqueza de espécies parecem estar fortemente associadas às florestas neotropicais da América do Sul, devido à alta radiação adaptativa das Suboscines na região, as quais representam a grande maioria das espécies de Passeriformes endêmicas do Brasil (Sick, 1997; Belmaker *et al.*, 2012). Tais espécies são predominantemente insetívoras e muitas ocorrem no estrato inferior das florestas, com nichos alimentares estreitos (Belmaker *et al.*, 2012, Anjos *et al.*, 2015, Powell *et al.*, 2015). Desta forma, a destruição das florestas da América

do Sul afeta as Suboscines mais fortemente, tornando-as prioridades de estudo da avifauna brasileira em termos de conservação (Sick, 1997).

Assim, o presente estudo se propõe a avaliar as respostas de espécies de Passeriformes insetívoros em comunidades de aves em relação à quantidade da cobertura florestal na porção sul da Mata Atlântica. A primeira hipótese é que a proporção de Passeriformes insetívoros em relação a riqueza de espécies da comunidade de aves é positivamente associada ao aumento da cobertura florestal. A segunda hipótese é que o grupo das espécies mais especializadas na dieta insetívora e no forrageamento do estrato inferior é ainda mais fortemente influenciado pelo aumento da cobertura florestal, em particular para as Suboscines. Também se espera que as espécies especialistas em dieta insetívora e no forrageamento do estrato inferior tendam a ter maior correlação positiva entre abundância dos indivíduos nas populações e cobertura florestal do que as generalistas. As hipóteses se baseiam em dados da literatura que sugerem que as aves insetívoras do estrato inferior são muito sensíveis às alterações da vegetação (Powell *et al.* 2015) e que Passeriformes Suboscines estão estreitamente associados ao ambiente florestal (Sick, 1997; Belmaker, 2012).

2.2 MATERIAL E MÉTODOS

2.2.1 Área de Estudo

A Mata Atlântica brasileira se estende da costa do nordeste ao sul do país (30°) (Bencke *et al.*, 2006; Silva *et al.*, 2016). O bioma apresenta grande variação ambiental, que se manifesta em diferentes tipos vegetacionais florestais, incluindo a Floresta Ombrófila Densa, a Floresta Ombrófila Aberta, a Floresta Ombrófila Mista, a Floresta Estacional Decidual e a Floresta Estacional Semidecidual (Veloso *et al.*, 1991; Atlântica, 1992). Essa composição heterogênea do bioma proporciona uma pluralidade de habitats e nichos que abriga a alta biodiversidade faunística do bioma (Tabarelli, 2005). A longa história de conectividade e isolamento de florestas Neotropicais reflete na complexa composição da avifauna atual da Mata Atlântica (Hasui *et al.*, 2018). O bioma abriga cerca de 900 espécies de aves, o que representa aproximadamente 30% das espécies neotropicais, região cuja avifauna é a mais rica do mundo. (Stotz *et al.* 1996; Moreira-Lima e Silveira, 2017). A Mata Atlântica apresenta o maior número de espécies de aves endêmicas e ameaçadas de extinção

da região Neotropical, representando 24% e 15%, respectivamente, das espécies de aves do bioma (Jenkins *et al.* 2013, Moreira-Lima e Silveira, 2017, Vale *et al.*, 2018).

A região neotropical estabelece os limites da grande maioria das das espécies de aves Suboscines (Sick, 1997). Além disso, a subordem representa 60% das espécies de Passeriformes da América do Sul (Del Hoyo *et al.*, 2003). Considerando a forte associação das Suboscines às florestas neotropicais, esse grupo é o mais afetado pela perda dessas florestas (Sick, 1997). Considerando os menores níveis de desmatamento da região sul da Mata Atlântica (Orme *et al.*, 2019), optou-se por selecionar esta região do bioma para conduzir o estudo.

2.2.2 Procedimentos para Composição do Banco de Dados

Os pontos foram selecionados a partir do mais completo conjunto de dados de espécies de aves atualmente, disponibilizado por Hasui *et al.* (2018). O trabalho conta com dados de diversos estudos conduzidos por toda Mata Atlântica por um longo período de amostragens. Com este conjunto, é possível determinar a metodologia e esforço amostral dos dados utilizados. Inicialmente, o conjunto de dados compreendia 398 pontos identificados de estudos realizados entre os períodos de 1978 e 2016, totalizando 38 anos de pesquisa no bioma. Esses dados passaram por alguns filtros para serem selecionados para as análises.

Primeiro, foram selecionados os pontos amostrados entre as latitudes 22°S e 30°S, região sul do bioma. Em seguida, foram selecionados apenas os dados com amostragens feitas pelo método de pontos de escuta, um método de simples aplicação e custo baixo, muito comum em pesquisas com aves de ecossistemas florestais das regiões tropicais (Anjos, 2007; Volpato *et al.*, 2009). Este método se baseia na detecção auditiva das espécies (Simons *et al.*, 2007), tomando-o eficiente na identificação de espécies crípticas em campo (Sick, 1997). Além disso, tal método resulta em um índice de abundância local, que fornece uma estimativa da proporção de espécies nas comunidades amostradas, permitindo a comparação dos dados de diferentes locais (Vielliard *et al.* 2010). Além disso, foram selecionados apenas os pontos identificados por código de referência de estudo e que apresentassem Índice Pontual de Abundância (IPA) e/ou esforço amostral superior a zero, permitindo a conferência dos dados de cada trabalho, a identificação de cada ponto por estudo e,

consequentemente, de cada comunidade de aves.

Por fim, essas amostras passaram pela análise de qualidade dos dados. Os pontos com boa amostragem da comunidade foram selecionados de forma que a riqueza de espécies observada fosse igual ou superior a 90% da comunidade. Como o índice de riqueza de espécies é sensível ao tamanho amostral, espécies raras podem não ser detectadas e a amostra de biodiversidade fica incompleta (Chao *et al.*, 2014). Desta forma, foi realizada uma estimativa da riqueza de espécies de cada ponto. Para isso, foi necessário calcular o número de contatos de cada espécie multiplicando seu IPA pelo esforço amostral de cada ponto (número de pontos visitados multiplicado pelo número de réplicas temporais de cada pesquisa). Em seguida, foi produzida uma curva de amostragem de rarefação e extrapolação com base no tamanho da amostra para a riqueza de espécies com o pacote 'iNEXT' no *software* R com intervalo de confiança de 95%, evitando a utilização de dados insuficientes no estudo (Colwell *et al.*, 2012; Hsieh *et al.*, 2016). Assim, a estimativa da riqueza de espécies foi baseada nos métodos propostos por Chao (1984, 1987) com os dados de número de contatos das espécies das comunidades. Posteriormente, a proporção da comunidade amostrada foi calculada pela multiplicação da riqueza observada por 100 e dividida pela riqueza estimada.

Desta forma, retirando os pontos que não se encontravam dentro da região de interesse, os que não correspondiam ao método de ponto de escuta, aqueles sem códigos de referência, com IPA e/ou esforço amostral igual a zero, além dos pontos com amostragem da comunidade inferior à 90%, apenas 19 pontos presentes no Estado de São Paulo foram selecionados. Assim, optou-se por adicionar os pontos amostrados no Paraná (12) e Santa Catarina (3) presentes no conjunto de dados de Hasui *et al.* (2018), mas que não haviam sido identificados em seu trabalho. Estes pontos foram disponibilizados por Anjos *et al.* (2018) e apresentam consistência na metodologia de amostragem. Desta forma, obteve-se um conjunto de dados com 34 pontos do sul da Mata Atlântica compreendendo um período de 11 anos de amostragem no bioma (Figura 1; Apêndice 1).

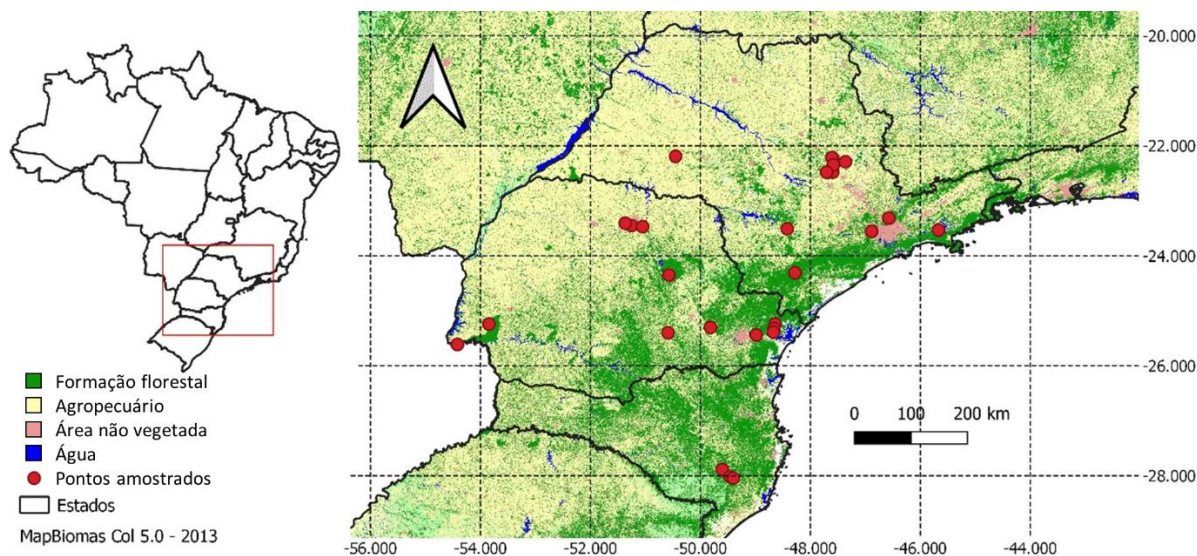


Figura 1: Mapa da cobertura vegetal de Mata Atlântica em 2013 usado no estudo. Pontos em vermelho indicam os 34 pontos selecionados a partir do conjunto de dados de Hasui *et al.* (2018) e Anjos *et al.* (2018) para análises ecológicas.

2.2.3 Seleção e Classificação de Espécies de Passeriformes

Considerando que a utilização de gradientes multidimensionais de especialização é uma ferramenta importante para a avaliação do estado de conservação das espécies, o grau de especialização da dieta pode ser associado a outros níveis de especialização ecológica para as aves (Morelli *et al.*, 2019). A classificação de especialização das espécies foi baseada nos atributos de dieta e de estrato de forrageamento. Para classificar as espécies de Passeriformes amostradas nos pontos selecionados, utilizou-se o conjunto de dados de aves de Wilman *et al.* (2014), que fornece informações sobre as espécies com protocolos padronizados, permitindo classificar as espécies pelos atributos selecionados. Stotz *et al.* (1996) foi utilizado de maneira complementar para determinar as espécies florestais, informação não disponível em Wilman *et al.* (2014). O trabalho de Wilman *et al.* (2014) foi baseado em um guia de espécies e não apresenta "insetos" como um item alimentar das espécies, que é fundido na categoria "invertebrados". Assim, consideramos a dieta "invertebrados" como referência para a seleção das espécies insetívoras, as quais também poderiam ser classificadas como "invertívoras".

Para determinar as classes de especialização na dieta e no estrato de forrageamento, foi utilizado o trabalho de Lopes *et al.* (2016), que estabelece o limiar de 80% da dieta da espécie em uma única categoria para considerá-la especialista.

Assim, uma espécie de Passeriformes foi classificada como especialista na dieta insetívora, com base no critério destes autores. Também se utilizou no presente estudo o limiar de 80% da utilização do estrato inferior para forrageio para considerar uma espécie especialista do estrato inferior.

Assim, foram classificadas as espécies de aves Passeriformes florestais do estrato inferior com dieta insetívora dos pontos selecionados: insetívoras especialistas do estrato inferior (IEE); insetívoras moderadamente especialistas do estrato inferior (IME); insetívoras generalistas (IGG) (Tabela 1). Classificou-se a espécie como IEE quando ela apresentou 80% ou mais da dieta concentrada na categoria “invertebrados” e 80% de ocupação do solo e/ou o estrato inferior. A espécie que alcançou pelo menos 80% de consumo de invertebrados, mas teve de 50-79% de ocupação de solo e/ou estrato inferior e não teve ocorrência na copa foi classificada como IME. Do mesmo modo, a que teve de 50-79% de dieta de invertebrados e 50-79% de ocupação do solo e/ou estrato inferior e não teve ocorrência na copa foi considerada IGG.

As sinonímias entre os conjuntos de dados de Hasui *et al.* (2018) e Wilman *et al.* (2014) foram corrigidas pela adoção dos nomes apresentados no trabalho mais recente, uma vez que estes autores padronizaram os nomes das espécies com a taxonomia de aves seguida pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos. Desta forma, as sinonímias encontradas em Wilman *et al.* (2014) foram utilizadas e identificadas para a classificação das espécies amostradas em Hasui *et al.* (2018) (Apêndice 2).

Tabela 1: Critérios para a classificação das espécies de Passeriformes.

Classe	Dieta de invertebrados	Uso do solo e estrato inferior
Insetívoras Especialistas Do Estrato Inferior (IEE)	≥ 80%	≥ 80%
Insetívoras Moderadamente Especialistas Do Estrato Inferior (IME)	≥ 80%	50% - 79%,
Insetívoras Generalistas (IGG)	50% - 79%	≥ 50%

2.2.4 Cálculo da Proporção de Espécies

A proporção de Passeriformes insetívoros foi calculada pela divisão do número total de espécies de Passeriformes classificadas no ponto (T_c) pela riqueza total de aves observada do ponto (R_{ic}). A proporção de Passeriformes IEE foi calculada pela divisão do número de Passeriformes IEE no ponto por R_{ic} . Do mesmo modo foi calculada a da proporção de Passeriformes IME e IGG de cada ponto, bem como as proporções considerando apenas as espécies Suboscines. Assim, foi avaliada a relação entre a proporção das espécies e a porcentagem de cobertura florestal em raios de 300 (CF300) e 500 metros (CF500).

2.2.5 Cálculo da Porcentagem de Cobertura Florestal

O ano dos registros de amostragem dos pontos selecionados variou de 1992 a 2013. Assim, foi necessário avaliar a paisagem dos locais de estudos em seus respectivos anos de coleta. Para isso, os mapas da Mata Atlântica do ano final de amostragem de cada estudo foram obtidos da coleção 5.0 da plataforma MapBiomas (Projeto MapBiomas). Porém, para um ponto (Bovo_88), foi necessário utilizar o mapa de cobertura do Cerrado para obter os dados de cobertura vegetal do local, pois os raios selecionados cobriam território fora do que era considerado como o bioma da Mata Atlântica pela plataforma. Como cobertura florestal, foi considerada apenas a classe “Formação florestal” (código 3) do MapBiomas. Outras classes de floresta, como a “Floresta plantada” (código 9), não foram consideradas, pois não representam um fragmento florestal da mesma qualidade que as formações naturais, podendo gerar ruídos aos dados.

Em seguida, foi calculada a porcentagem da cobertura florestal dentro de raios de 300 e 500 metros dos pontos amostrados, pois estas áreas cobrem os territórios ocupados pelas espécies de interesse (Apêndice 3). Para isso, foi utilizado o pacote ‘*landscapemetrics*’ no *software* R. Desta forma, os dados da paisagem foram associados aos dados das comunidades de aves amostradas na Mata Atlântica a fim de buscar por parâmetros que possibilitem a maior compreensão da distribuição das espécies a partir da integridade dos ecossistemas.

2.2.6 Análises Estatísticas

2.2.6.1 Modelo binomial com a proporção das espécies

A relação entre a proporção de espécies insetívoras nas comunidades de aves e as variáveis de cobertura florestal (CF300 e CF500) nos pontos selecionados da Mata Atlântica foi avaliada por modelos lineares generalizados (GLM) com a distribuição de erro binomial e função de ligação “logit”. Teste Qui foi utilizado para a seleção do modelo final a partir de modelos aninhados. A seleção da variável preditora foi realizada via *backwards*, eliminando aquela que possuía menor poder de explicação, isto é, maior valor de p. Além disso, o pacote ‘DHARMA’ (executado no *software R*) foi usado para avaliação dos pressupostos dos ajustes dos modelos.

2.2.6.2 Teste de correlação com índice pontual de abundância (IPA) das espécies mais amostradas

As espécies classificadas que estiveram presentes em pelo menos 50% dos pontos amostrados na Mata Atlântica Sul (17 pontos) foram selecionadas para testar a associação entre seus IPAs e a porcentagem de cobertura florestal. Considerando ser uma análise populacional e que o território das espécies de Passeriformes é coberto pelo menor raio utilizado no trabalho, CF300 foi selecionada para a realização dos testes de correlação da abundância de tais espécies com a variável da paisagem com intervalo de confiança de 95% (Apêndice 2).

2.3 RESULTADOS

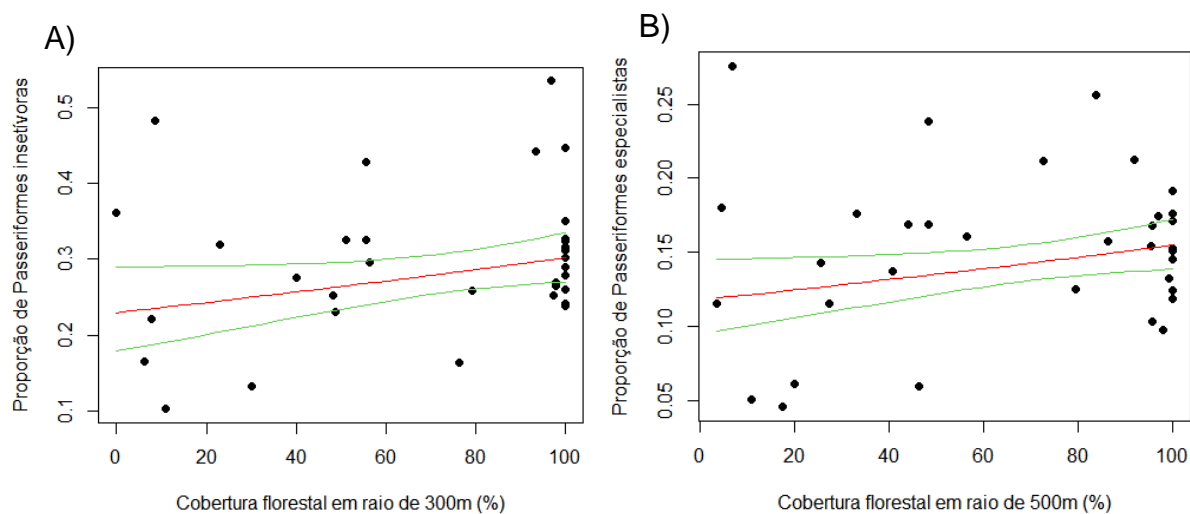
2.3.1 Análises com a Proporção das Espécies

No total, 86 espécies de Passeriformes florestais foram registradas nos 34 pontos do sul da Mata Atlântica: 50 IEE (58%), 16 IME (19%) e 20 IGG (23%). Entre as 18 espécies da subordem Oscines, 10 eram IEE (56%), 1 IME (5%) e 7 IGG (39%). Das 68 espécies Suboscines, 40 eram IEE (59%), 15 IME (22%) e 13 IGG (19%).

O primeiro modelo binomial da proporção de Passeriformes insetívoros foi

significativo, porém, apresentou subdispersão de 0.67409 ($p = 0.024$). Assim, a proporção de Passeriformes insetívoros da Mata Atlântica Sul teve correlação positiva com a CF300 (LRT: Qui = 9.6278, g.l. = 1, $p = 0.001917$) (Figura 2a). A proporção de Passeriformes IEE apresentou correlação positiva com a CF500 com menor nível de significância (LRT: Chi = 4.3417, g.l. = 1, $p = 0.03719$, dispersão = 0.73315) (Figura 2b).

A proporção de Suboscines insetívoros foi positivamente correlacionada com a proporção da CF300 (LRT: Chi = 12.077, g.l. = 1, $p = 0.0005106$, dispersão = 0.82037) (Figura 2c). Também houve correlação positiva entre a proporção da CF500 e a proporção de Suboscines especialistas (LRT: Chi = 6.0026, g.l. = 1, $p = 0.01428$, dispersão = 0.7808) (Figura 2d). Assim, o grupo dos Suboscines insetívoros é o que melhor responde a alteração da quantidade de cobertura vegetal, apresentando o modelo com maior nível de significância (Tabela 2).



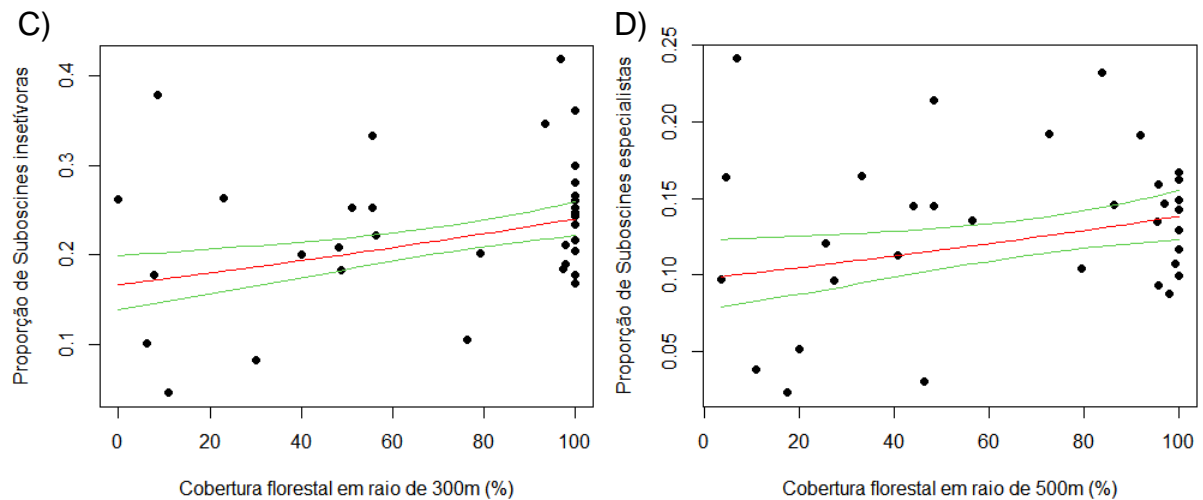


Figura 2: Correlações entre as proporções dos grupos de espécies e a cobertura florestal. A) Proporção de Passeriformes insetívoros em relação à cobertura florestal em raio de 300 metros. B) Proporção de Passeriformes IEE em relação à cobertura florestal em raio de 500 metros. C) Proporção de Suboscines insetívoros em relação à cobertura florestal em raio de 300 metros. D) Proporção de Suboscines IEE em relação à cobertura florestal em raio de 500 metros. A linha vermelha indica a reta preditora e as linhas verdes indicam o intervalo de confiança de 95%.

Além disso, houve correlação positiva entre a proporção de Passeriformes moderadamente especialistas e a proporção da CF300 (LRT: Chi = 4.573, g.l. = 1, $p = 0.03248$, dispersão = 0.46226). O mesmo aconteceu para as Suboscines IME (LRT: Chi = 7.2742, g.l. = 1, $p = 0.006995$, dispersão = 0.5148) (Tabela 2). Porém, ambos os modelos com espécies IME apresentaram subdispersão ($p = 0.008$ para Passeriformes e Suboscines). O grupo das espécies IGG não apresentou significância em relação à cobertura florestal, mesmo quando selecionadas somente as Suboscines ($p > 0.05$).

Tabela 2: Modelos binomiais com as probabilidades das correlações entre proporção de espécies de Passeriformes insetívoros do estrato inferior da floresta e a porcentagem de cobertura florestal nos raios de 300 e 500 metros. Asteriscos indicam modelos com subdispersão.

Correlação	Passeriformes			Suboscines		
	Estimado	Erro	p valor	Estimado	Erro	p valor
[Insetívoras] ~ CF300	0.003704	0.001207	0.00214*	0.004557	0.001334	0.000634
[IEE] ~ CF500	0.003141	0.001524	0.0392	0.003932	0.001628	0.015800
[IME] ~ CF300	0.004911	0.002360	0.0374*	0.006910	0.002671	0.009680*

2.3.2 Análises com IPA das Espécies Mais Comuns nas Amostras

No total, 18 Passeriformes insetívoros do estrato inferior estiveram presentes em pelo menos 50% dos pontos amostrados. Nas comparações entre o IPA das oito espécies IEE nos pontos com diferentes proporções de cobertura florestal, seis não apresentaram diferença significativa ($p > 0.05$): *Automolus leucophthalmus*, *Conopophaga lineata*, *Lathrotriccus euleri*, *Lochmias nematura*, *Platyrinchus mystaceus* e *Synallaxis ruficapilla*, apesar desta última apresentar relação negativa próxima da significância ($r = -0.3367687$, $p = 0.05147$). As espécies *Grallaria varia* ($r = 0.529004$, $p = 0.001297$) e *Pyriglena leucoptera* ($r = 0.562206$, $p = 0.000539$) exibiram correlação positiva com a cobertura florestal (Figura 3).

Referente às cinco espécies IME, os IPAs de *Basileuterus culicivorus* e de *Thamnophilus caerulescens* parecem não ser afetados pela proporção da cobertura florestal ($p > 0.05$). As espécies *Leptopogon amaurocephalus* ($r = 0.51329$, $p = 0.001906$), *Myiornis auricularis* ($r = 0.383949$, $p = 0.02498$) e *Xiphorhynchus fuscus* ($r = 0.500339$, $p = 0.002583$) apresentaram correlação positiva entre seus IPAs e a cobertura florestal (Figura 3).

Por fim, das cinco espécies IGG, *Myiarchus swainsoni*, *Saltator similis* e *Turdus rufiventris* não apresentaram correlação entre seus IPAs e a cobertura florestal ($p > 0.05$). *Chiroxiphia caudata* ($r = 0.458802$, $p = 0.006349$) e *Turdus albicollis* ($r = 0.49535$, $p = 0.002895$) tiveram seus IPAs correlacionados positivamente com a cobertura florestal (Figura 3).

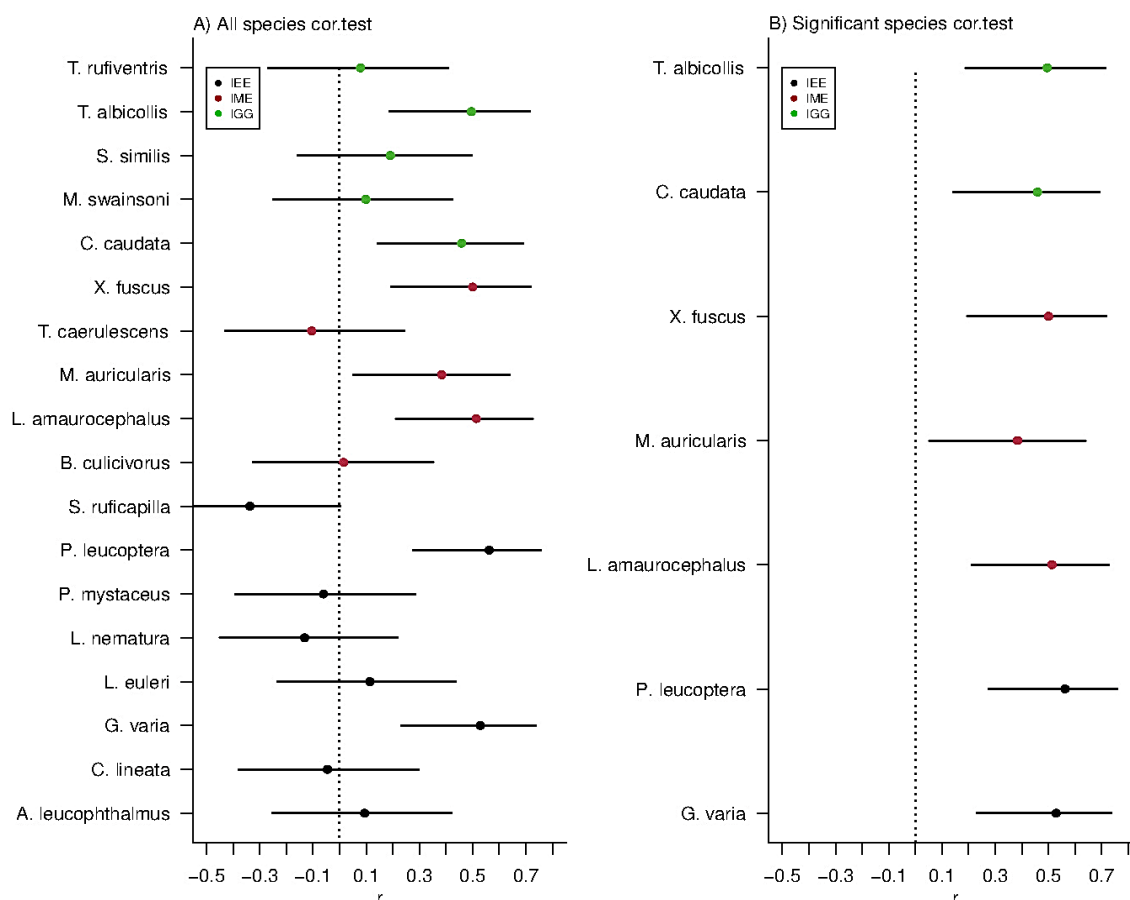


Figura 3: Coeficiente de correlação A) de todas as espécies selecionadas e B) das espécies que tiveram correlação significativa com a cobertura florestal em raio de 300 metros. Insetívoras Especialistas do Estrato Inferior = preto, Insetívoras Moderadamente Especialistas do Estrato Inferior = vermelho e Insetívoras Generalistas = verde.

2.4 DISCUSSÃO

2.4.1 Proporção de Espécies na Comunidade

Os resultados confirmam a associação positiva entre a proporção de Passeriformes insetívoros e o aumento da cobertura florestal. No entanto, os resultados apontam que os Passeriformes insetívoros do estrato inferior são mais fortemente associados ao aumento da cobertura florestal do que as espécies mais especialistas do grupo. Este resultado é consistente com trabalhos que observaram a diminuição do número de espécies insetívoras com a diminuição da cobertura florestal realizados nas florestas da Costa Rica (Kormann et al. 2017) e na região nordeste da Mata Atlântica observando a paisagem em maior escala (Morante-Filho et al. 2015).

Além disso, um resultado importante deste estudo é que a proporção das

espécies da subordem Suboscines foi influenciada pela variação da cobertura florestal de forma ainda mais forte. Isto significa que as Suboscines são mais sensíveis a proporção da cobertura florestal do que as outras Passeriformes. Este resultado está de acordo com observações anteriores que mostraram que as espécies Suboscines são mais ligadas evolutivamente ao ambiente florestal da região tropical, podendo ser mais sensíveis à perda da cobertura florestal (Sick, 1997, Ribon *et al.*, 2003, Powell *et al.*, 2015). Enquanto as Oscines podem ser encontradas nas bordas das florestas e em ambientes mais abertos (Sick, 1997; Del Hoyo *et al.*, 2003), pois apresentam grande variação no desenvolvimento das penas primárias, uma adaptação a esse tipo de habitat, de forma que a redução das florestas favorece a distribuição de Oscines (Sick, 1997). Assim, o resultado reflete observações anteriores que mostram que a seleção de um subgrupo da comunidade pode revelar mais claramente as respostas das espécies, uma vez que a comunidade completa de aves apresenta grande variação na sensibilidade à perturbação (Anjos *et al.*, 2019). Portanto, é importante levar em consideração que a perda de espécies relacionadas filogeneticamente pode gerar a perda de grupos funcionais inteiros (Vidal *et al.*, 2019), implicando no declínio da funcionalidade dos ecossistemas.

A literatura atribui às espécies mais especialistas a maior sensibilidade à qualidade do habitat (Julliard *et al.*, 2004; Clavel *et al.*, 2011, Stratford e Stouffer, 2013 e 2015; Anjos *et al.*, 2015). O presente estudo aponta que as insetívoras como um todo respondem mais fortemente à quantidade da cobertura florestal do que as espécies mais especialistas. Considerando a importância das aves insetívoras para a conservação (Morante-Filho *et al.*, 2015), sugere-se que pesquisas futuras avaliem as respostas a longo prazo das mudanças na qualidade e quantidade do habitat sobre a abundância e proporção de Suboscines insetívoros do estrato inferior em outras regiões da Mata Atlântica, bem como em outros ecossistemas florestais tropicais, contribuindo para o aprofundamento do conhecimento sobre os efeitos das perturbações e a eficácia do emprego desse grupo como indicador biológico.

Os resultados obtidos no presente estudo corroboram amplamente dados de artigos que demonstraram a perda de espécies insetívoras causada pela fragmentação da floresta (Ribon *et al.*, 2003, Bregman *et al.*, 2014, Morante-Filho *et al.*, 2015). Desse modo, os distúrbios antrópicos geram implicações preocupantes para a riqueza de espécies, a composição da comunidade de aves e, conseqüentemente, para as funções ecológicas e a resiliência dos ecossistemas

(Fahrig 2003, Banks-Leite *et al.* 2012, Matuoka *et al.*, 2020). Assim, a remoção da floresta pela expansão agrícola e a urbanização diminui a disponibilidade de habitats adequados para espécies florestais (Barros *et al.*, 2012) e tornam esses locais inutilizáveis para muitas espécies de aves insetívoras do estrato inferior (Powell *et al.*, 2015). Além disso, nota-se uma maior correlação positiva entre a proporção de espécies e a cobertura florestal nos raios de 300 metros. Isto pode ter ocorrido devido a uma associação mais específica entre as espécies e o habitat, estando relacionado com o tamanho de seus territórios.

Sendo limitado à análise da quantidade da cobertura florestal, este estudo carece de dados que permitam a inferência sobre a sensibilidade dos Suboscines insetívoros do estrato inferior à qualidade da cobertura florestal na Mata Atlântica Sul. Porém, sugere-se que o declínio de espécies especialistas em determinado habitat seja um indício da diminuição da qualidade do habitat (Julliard *et al.*, 2004). Portanto, torna-se importante o desenvolvimento de novos estudos que avaliem quais aspectos da estrutura da vegetação afetam a proporção de Suboscines insetívoros do estrato inferior. Alguns estudos na Amazônia apontam que a estrutura da floresta é alterada pela fragmentação, afetando a diversidade de espécies insetívoras, principalmente das terrestres, devido à diminuição da disponibilidade do habitat, pois tais espécies são associadas a elementos da vegetação da floresta primária (Strafford e Soutffer, 2013 e 2015).

2.4.2 Abundância das Espécies

Em relação às análises populacionais, a comparação dos resultados com os de estudos realizados com diferentes metodologias e escalas espaciais revalida a sensibilidade de aves especialistas florestais e insetívoras à perturbação do habitat. A diminuição da abundância dessas espécies com a diminuição da cobertura florestal também é apontada por estudos feitos com redes de neblina. Na Amazônia, espécies terrestres são negativamente afetadas pela perturbação da floresta (Stouffer *et al.*, 2021), assim como nas florestas de Camarões (Tchoumbou *et al.*, 2020), no continente africano. Portanto, o efeito negativo da diminuição da cobertura florestal sobre as populações de Passeriformes insetívoros do estrato inferior pode ser um padrão para florestas tropicais de forma geral e não apenas para região Neotropical.

Já foi observado um declínio de metade da abundância em espécies especialistas florestais de pequenos fragmentos de florestas tropicais, de forma que

níveis muito baixos de quantidade de habitat aumentam os efeitos negativos sobre essas espécies (Kormann *et al.*, 2017). Aqui, Passeriformes com o mesmo grau de especialização na dieta insetívora e no uso do estrato inferior para forrageamento tiveram suas abundâncias afetadas de diferentes formas em relação à variação da porcentagem da cobertura florestal, ou seja, os efeitos da perturbação do ambiente são diferentes para cada espécie (Anjos, 2001; Morante-Filho *et al.*, 2015). Assim, quando as espécies são consideradas individualmente, isto é, quando se analisa as respostas de cada população da comunidade, certas especialistas não apresentam correlação com a proporção de cobertura florestal.

Em outras palavras, algumas espécies especialistas não são sensíveis à proporção de cobertura florestal, não respondendo à sua variação independente do raio observado. Por exemplo, o Barranqueiro-de-olho-branco (*A. leucophthalmus*) é uma espécie especialista que tolera mais o ambiente de borda, ocorrendo em áreas com menor cobertura florestal. No mesmo sentido, Pichororé (*S. ruficapilla*) apresentou uma tendência à correlação negativa com a cobertura florestal, apesar de ser uma especialista. No geral, as espécies desse gênero são tolerantes à borda da floresta (Ridgely e Tudor, 1994; Sick, 1997), sendo razoável que esta apresente algum efeito negativo, ou seja, exiba maior abundância em áreas com menor cobertura florestal. Aqui, espécies das três classes de especialização tiveram correlação positiva com a porcentagem de floresta (IEEs: *G. varia* e *P. leucoptera*; IMEs: *L. amaurocephalus*, *M. auriculares* e *X. fuscus*; IGGs: *C. caudata* e *T. albicollis*). Portanto, as respostas das populações das espécies de Passeriformes insetívoros do estrato inferior são muito específicas e independentes do seu grau de especialização na dieta e no estrato de forrageamento, isto é, tanto IEEs, como IMEs e IGGs podem ser sensíveis à quantidade da cobertura florestal. Porém, esse resultado diz respeito às espécies que ocorreram em pelo menos 50% dos locais amostrados, ou seja, as mais comuns. Espécies mais abundantes podem ser menos sensíveis à perturbação do que espécies mais raras, que não foram consideradas nestas análises e que, provavelmente, seriam mais afetadas pela quantidade da cobertura florestal.

Além disso, a abundância de insetívoros dependentes da floresta, como *P. leucoptera* também foi relacionada à porcentagem de cobertura florestal na Mata Atlântica do Estado de Minas Gerais, assim como *L. euleri* e *P. mystaceus* (Coelho *et al.*, 2016), diferente do observado no presente trabalho. Assim, a variação da sensibilidade à perturbação das mesmas espécies à quantidade da cobertura florestal

observadas em diferentes regiões pode ser uma consequência do posicionamento das populações dentro da distribuição geográfica da espécie em relação à localização geográfica da paisagem fragmentada (Orme *et al.*, 2019).

Apesar da concentração da cobertura florestal na parte sul-sudeste da Mata Atlântica poder ser suficiente para sustentar grande parte das populações sensíveis devido às suas distribuições geográficas (Orme *et al.*, 2019), é necessário se atentar àquelas com maiores riscos de extinção local pela diminuição do habitat disponível na paisagem e considerar o atual avanço do desmatamento no país. Assim, os resultados apresentam importante vínculo com a conservação da Mata Atlântica, de forma que a seleção de bons indicadores ambientais é crucial para a avaliação de áreas prioritárias para a conservação do bioma. Aqui, identifica-se que os Suboscines insetívoros, influenciados pela quantidade de cobertura florestal, são boas espécies indicadoras. Considerando que as espécies endêmicas da Mata Atlântica apresentam maior probabilidade de extinção do que as espécies não endêmicas (Ribon *et al.*, 2003), é necessário tomar maior atenção para as espécies de Suboscines insetívoros endêmicas do bioma, como o Tangará (*C. caudata*), o Arapaçu-rajado (*X. fuscus*) e o Miudinho (*M. auricularis*). Essas espécies tiveram suas abundâncias negativamente afetadas pela diminuição da porcentagem da cobertura florestal. Apesar de ser uma espécie IGG, O Tangará é um importante dispersor de sementes no sudeste da Mata Atlântica, de forma que a sua extinção local pode afetar a composição da comunidade florística (Pizo, 1997). A diminuição da abundância observada do Arapaçu-rajado, IME, pode ser explicada pelo fato da espécie apresentar habilidades de dispersão reduzidas em paisagens com fragmentos isolados (Boscolo *et al.*, 2008). O Miudinho, IME, é altamente sensível aos distúrbios antrópicos, com redução e até desaparecimento de populações em fragmentos pequenos (Del Hoyo *et al.*, 2003), resposta exibida no presente trabalho. Assim, essas espécies podem ser boas indicadoras de áreas prioritárias para a conservação da Mata Atlântica Sul.

3 CONCLUSÃO GERAL

O resultado mais importante do presente trabalho é que o grupo dos Suboscines insetívoros, em termos de porcentagem de espécies da comunidade, é o que melhor responde a alteração da quantidade de cobertura vegetal, o que confirma parcialmente as hipóteses iniciais. Isto significa que esse grupo de aves pode ser um eficiente indicador biológico na região estudada. Nesse sentido, o estudo contribui no direcionamento de pesquisas futuras para a seleção de áreas relevantes para conservação da Mata Atlântica Sul.

Outra conclusão importante é de que quando analisado o tamanho populacional das espécies, tanto as especialistas como as generalistas podem responder de forma positiva ao aumento da cobertura florestal. Isto quer dizer que as respostas, em termos de tamanho populacional das espécies de aves do estrato inferior podem não seguir o padrão geral dos grupos aqui formados. Quer dizer, embora na proporção de espécies os resultados apresentados aqui sejam consistentes, as respostas das populações das espécies consideradas individualmente são menos claras.

APÊNDICE 1

Tabela: 34 pontos selecionados para análises. PONTO = Identidade do ponto segundo referência, LAT = Latitude, LONG = Longitude, UF = Estado, RIC = Riqueza de espécies, P IEE = Número de Passeriformes IEE, P IME = Número de Passeriformes IME, P IGG = Número de Passeriformes IGG, S IEE = Número de Suboscines IEE, S IME = Número de Suboscines IME, S IGG = Número de Suboscines IGG, REF. = Referência do trabalho do ponto (Anjos = Anjos *et al.* (2018), Hasui = Hasui *et al.* (2018)).

PONTO	LAT.	LONG.	ANO	UF	RIC	P IEE	P IME	P IGG	S IEE	S IME	S IGG	REF.
SF1	-23.452222	-51.252222	2005	PR	103	10	6	10	9	5	5	Anjos
SF2	-25.614722	-54.418888	2005	PR	101	12	5	7	10	4	3	Anjos
SF3	-25.242777	-53.844444	2005	PR	111	19	7	9	18	6	5	Anjos
SF4	-23.470277	-51.048611	2005	PR	121	16	8	8	13	7	3	Anjos
SF5	-23.406944	-51.365555	2005	PR	96	12	5	8	10	4	3	Anjos
DF1	-25.241944	-48.640277	2005	PR	137	17	8	8	16	7	5	Anjos
DF2	-25.323055	-48.658055	2005	PR	156	24	8	10	21	7	5	Anjos
DF3	-25.390277	-48.672222	2005	PR	109	19	7	8	16	6	5	Anjos
DF4	-25.442222	-48.983055	2005	PR	107	18	7	10	17	6	7	Anjos
MF1	-25.303333	-49.814722	2005	PR	119	18	9	9	17	8	5	Anjos
MF2	-24.350555	-50.569722	2005	PR	124	18	9	9	16	8	5	Anjos
MF3	-25.400833	-50.586388	2005	PR	97	10	8	9	9	7	5	Anjos
MF4	-27.887777	-49.599444	2005	SC	105	16	7	10	15	6	7	Anjos
MF5	-28.019444	-49.459166	2005	SC	89	14	5	4	13	4	1	Anjos
MF6	-28.043055	-49.399166	2005	SC	91	16	5	8	15	4	5	Anjos
103	-23.588888	-47.268888	2002	SP	43	11	6	6	10	5	3	Hasui
104	-23.582222	-47.244444	2002	SP	47	10	6	5	9	5	3	Hasui
111	-23.833611	-47.446388	2002	SP	52	11	6	6	10	5	3	Hasui
326	-23.53867	-45.684464	1997	SP	83	14	6	7	12	5	4	Hasui
411	-22.936666	-45.6775	1992	SP	74	13	3	8	11	3	4	Hasui
412	-22.808333	-45.541666	1992	SP	81	13	3	8	11	3	4	Hasui
BOVO_33	-23.55482	-46.88403	2009	SP	88	4	2	3	2	1	1	Hasui
BOVO_36	-23.533333	-45.666666	1997	SP	83	14	6	7	12	5	4	Hasui
BOVO_37	-23.533333	-45.666666	1997	SP	42	10	5	3	9	4	1	Hasui
BOVO_46	-23.315277	-46.570277	2013	SP	98	6	3	4	5	2	1	Hasui
BOVO_60	-22.479444	-47.593055	2009	SP	80	11	5	6	9	4	3	Hasui
BOVO_80	-22.216613	-47.5974	2012	SP	91	13	4	6	11	3	5	Hasui
BOVO_82	-22.216511	-47.606056	2012	SP	113	13	4	8	11	3	6	Hasui
BOVO_86	-22.345166	-47.580263	2012	SP	104	12	5	7	10	4	5	Hasui
BOVO_88	-22.480377	-47.704011	2012	SP	67	4	3	4	2	2	3	Hasui
COSTA_15	-22.29	-47.36	2009	SP	29	8	3	3	7	2	2	Hasui
COSTA_25	-24.31	-48.28	2007	SP	120	23	11	8	20	10	6	Hasui
COSTA_36	-23.51	-48.42	2005	SP	61	11	5	6	10	4	2	Hasui
COSTA_39	-22.19	-50.45	2010	SP	79	4	2	7	3	1	4	Hasui

APÊNDICE 2

Tabela: 86 Espécies selecionadas para análises em ordem filogenética. Espécies destacadas em amarelo foram selecionadas para teste de correlação entre IPA e cobertura florestal por estarem presentes em pelo menos 50% dos pontos amostrados. Espécie = nomes das espécies amostradas no conjunto de dados de Hasui et al. (2018). Subordem = subordem a qual cada espécie pertence. Dieta = porcentagem do item ‘invertebrados’ na dieta da espécie no conjunto de dados de Wilman et al. (2014). Estrato = soma da porcentagem de utilização do solo e estrato inferior para forrageio de cada espécie no conjunto de dados de Wilman et al. (2014). Classe = Classe de especialização em dieta e estrato de forrageio de cada espécie. Pontos = número de pontos que cada espécie foi amostrada. Sinonímia = Sinonímia encontrada em Wilman et al. (2014) utilizada para obtenção dos dados dos atributos das espécies amostradas.

Espécie	Subordem	Dieta	Estrato	Classe	Pontos	Sinonímia
<i>Myrmotherula gularis</i>	Suboscines	100	80	IEE	4	
<i>Rhopias gularis</i>	Suboscines	100	80	IEE	1	<i>Myrmotherula gularis</i>
<i>Thamnophilus doliatus</i>	Suboscines	100	60	IME	11	
<i>Thamnophilus caerulescens</i>	Suboscines	80	60	IME	30	
<i>Taraba major</i>	Suboscines	60	80	IGG	6	
<i>Batara cinerea</i>	Suboscines	70	60	IGG	12	
<i>Mackenziaena leachii</i>	Suboscines	60	80	IGG	4	
<i>Mackenziaena severa</i>	Suboscines	60	70	IGG	15	
<i>Biatas nigropectus</i>	Suboscines	90	60	IME	1	
<i>Myrmoderus squamosus</i>	Suboscines	100	100	IEE	4	<i>Myrmeciza squamosa</i>
<i>Myrmeciza squamosa</i>	Suboscines	100	100	IEE	2	
<i>Pyriglena leuconota</i>	Suboscines	80	80	IEE	2	
<i>Pyriglena leucoptera</i>	Suboscines	90	80	IEE	18	
<i>Dryophila ochropyga</i>	Suboscines	100	80	IEE	2	
<i>Dryophila malura</i>	Suboscines	100	80	IEE	10	
<i>Dryophila squamata</i>	Suboscines	100	80	IEE	5	
<i>Conopophaga melanops</i>	Suboscines	100	100	IEE	6	
<i>Conopophaga lineata</i>	Suboscines	100	100	IEE	30	
<i>Grallaria varia</i>	Suboscines	100	100	IEE	17	
<i>Hylopezus nattereri</i>	Suboscines	100	100	IEE	8	
<i>Psilorhamphus guttatus</i>	Suboscines	100	70	IME	1	
<i>Merulaxis ater</i>	Suboscines	100	100	IEE	1	
<i>Eleoscytalopus indigoticus</i>	Suboscines	100	100	IEE	4	
<i>Scytalopus indigoticus</i>	Suboscines	100	100	IEE	16	
<i>Scytalopus speluncae</i>	Suboscines	100	100	IEE	8	
<i>Formicarius colma</i>	Suboscines	100	100	IEE	4	
<i>Chamaeza campanisona</i>	Suboscines	70	100	IGG	14	
<i>Chamaeza meruloides</i>	Suboscines	100	100	IEE	2	
<i>Chamaeza ruficauda</i>	Suboscines	100	100	IEE	6	
<i>Sclerurus scansor</i>	Suboscines	100	100	IEE	11	
<i>Dendrocolaptes platyrostris</i>	Suboscines	80	100	IEE	16	

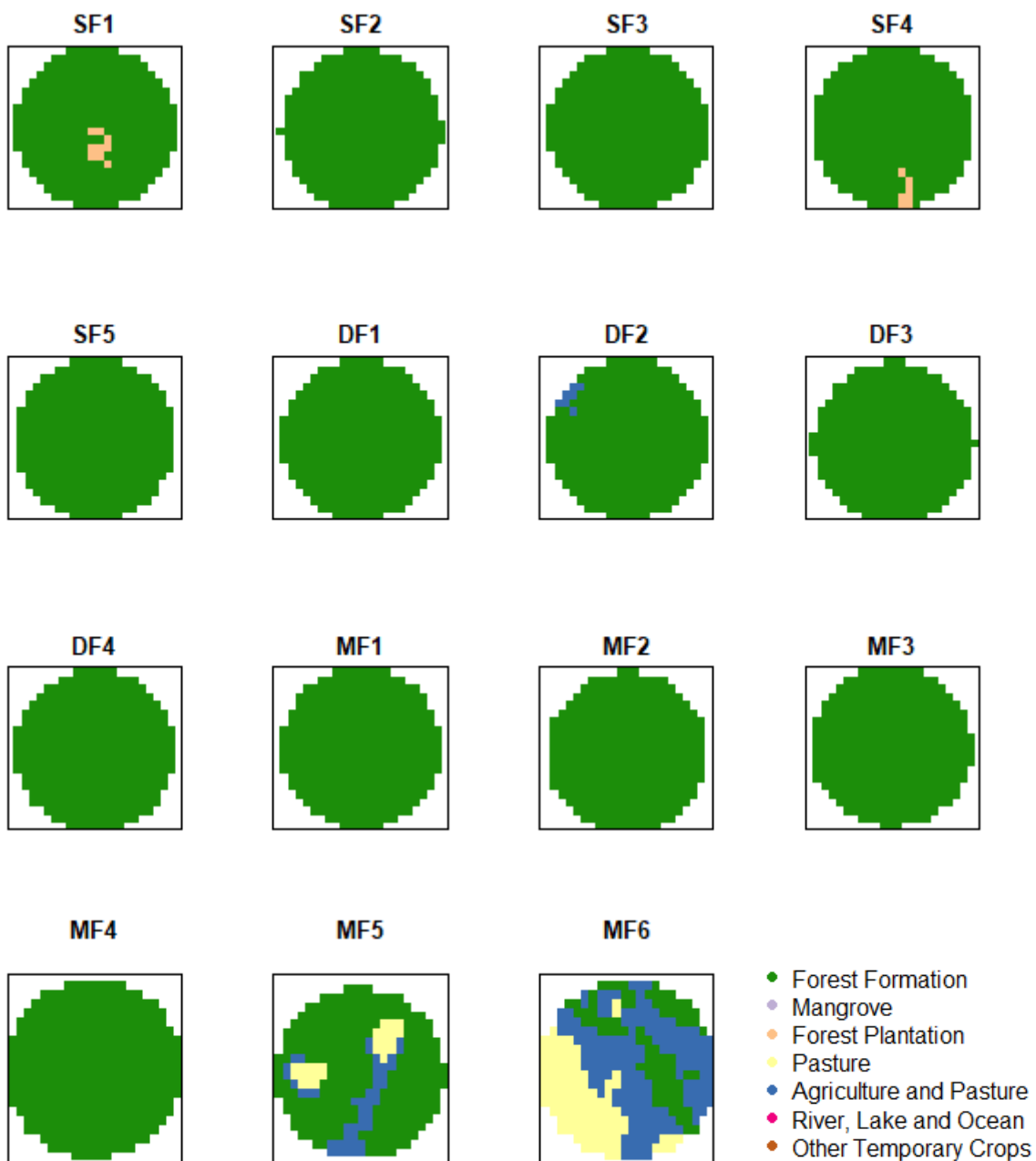
<i>Xiphorhynchus fuscus</i>	Suboscines	100	50	IME	22	
<i>Campylorhamphus falcularius</i>	Suboscines	100	50	IME	8	
<i>Xenops minutus</i>	Suboscines	100	50	IME	6	
<i>Lochmias nematura</i>	Suboscines	100	100	IEE	21	
<i>Anabacerthia amaurotis</i>	Suboscines	100	80	IEE	7	
<i>Syndactyla rufosuperciliata</i>	Suboscines	100	50	IME	16	
<i>Clibanornis dendrocolaptooides</i>	Suboscines	100	100	IEE	3	
<i>Automolus leucophthalmus</i>	Suboscines	100	80	IEE	19	
<i>Phacellodomus ferrugineigula</i>	Suboscines	100	100	IEE	6	
<i>Cranioleuca vulpina</i>	Suboscines	100	50	IME	2	
<i>Synallaxis cinerascens</i>	Suboscines	100	100	IEE	11	
<i>Synallaxis ruficapilla</i>	Suboscines	100	80	IEE	28	
<i>Synallaxis spixi</i>	Suboscines	100	100	IEE	12	
<i>Synallaxis frontalis</i>	Suboscines	100	100	IEE	8	
<i>Ilicura militaris</i>	Suboscines	50	50	IGG	5	
<i>Chiroxiphia caudata</i>	Suboscines	50	50	IGG	27	
<i>Schiffornis virescens</i>	Suboscines	50	100	IGG	12	
<i>Laniisoma elegans</i>	Suboscines	50	100	IGG	2	
<i>Pachyramphus viridis</i>	Suboscines	100	50	IME	3	
<i>Pachyramphus validus</i>	Suboscines	100	50	IME	9	
<i>Platyrrinchus mystaceus</i>	Suboscines	100	80	IEE	26	
<i>Leptopogon amaurocephalus</i>	Suboscines	80	50	IME	21	
<i>Corythopsis delalandi</i>	Suboscines	90	100	IEE	6	
<i>Phylloscartes paulista</i>	Suboscines	100	50	IME	11	
<i>Poecilotriccus plumbeiceps</i>	Suboscines	100	100	IEE	11	
<i>Myiornis auricularis</i>	Suboscines	100	50	IME	18	
<i>Hemitriccus diops</i>	Suboscines	100	100	IEE	3	
<i>Hemitriccus obsoletus</i>	Suboscines	100	80	IEE	4	
<i>Hemitriccus nidipendulus</i>	Suboscines	100	80	IEE	7	
<i>Phyllomyias griseocapilla</i>	Suboscines	60	70	IGG	1	
<i>Ramphotrigon megacephalum</i>	Suboscines	100	50	IME	1	
<i>Myiarchus swainsoni</i>	Suboscines	70	100	IGG	19	
<i>Myiarchus ferox</i>	Suboscines	50	80	IGG	11	
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	Suboscines	70	100	IGG	5	
<i>Myiophobus fasciatus</i>	Suboscines	80	100	IEE	10	
<i>Cnemotriccus fuscatus</i>	Suboscines	100	80	IEE	5	
<i>Lathrotriccus euleri</i>	Suboscines	100	100	IEE	32	
<i>Troglodytes musculus</i>	Oscines	80	100	IEE	9	<i>Troglodytes aedon</i>
<i>Troglodytes aedon</i>	Oscines	80	100	IEE	4	
<i>Thryothorus longirostris</i>	Oscines	100	80	IEE	2	
<i>Turdus leucomelas</i>	Oscines	70	80	IGG	15	
<i>Turdus rufiventris</i>	Oscines	50	100	IGG	27	
<i>Turdus albicollis</i>	Oscines	60	80	IGG	24	
<i>Phaeothlypis rivularis</i>	Oscines	100	100	IEE	3	
<i>Myiothlypis flaveola</i>	Oscines	100	100	IEE	7	<i>Basileuterus flaveolus</i>
<i>Myiothlypis leucoblephara</i>	Oscines	100	100	IEE	11	<i>Basileuterus leucoblepharus</i>

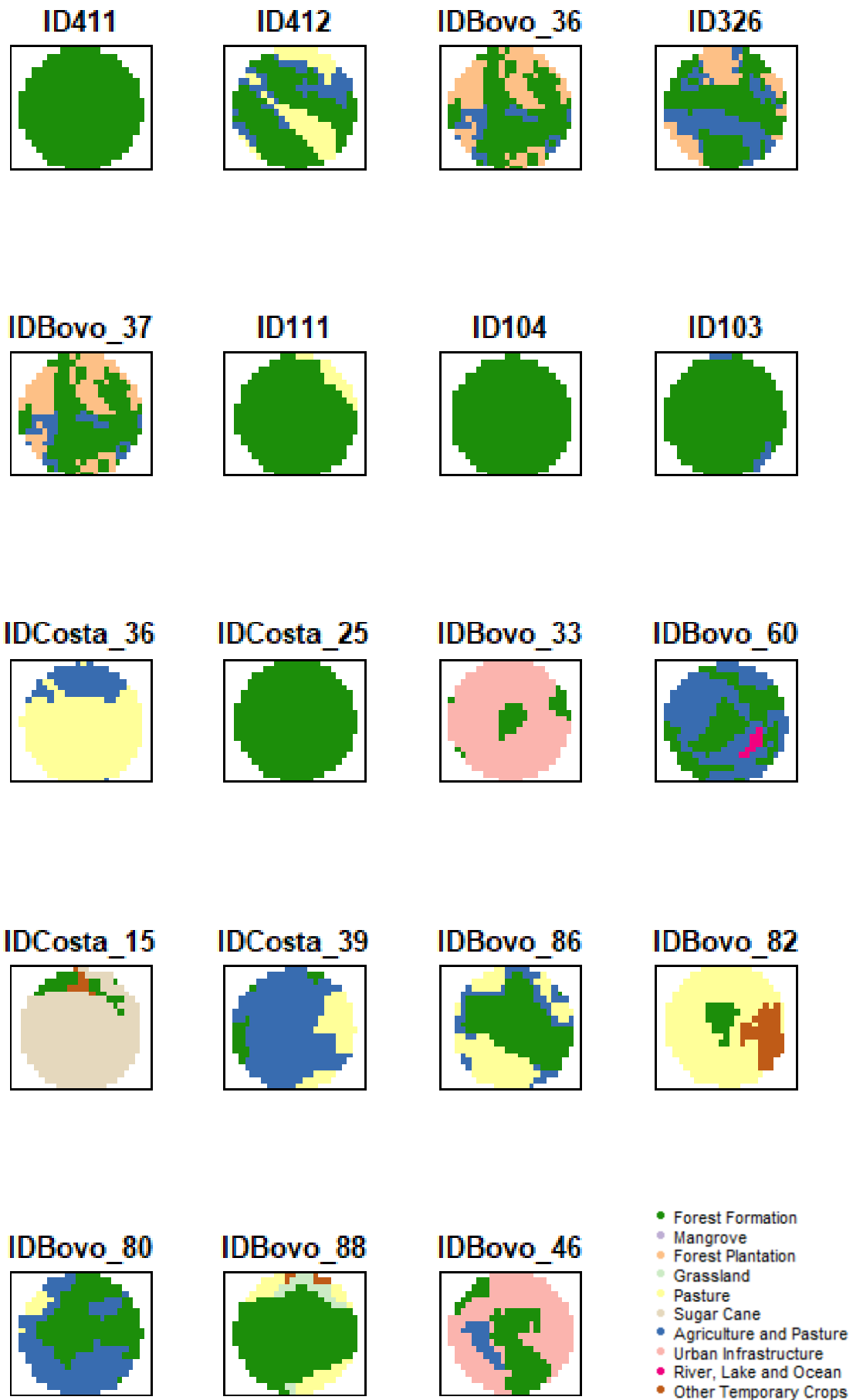
<i>Myiothlypis rivularis</i>	Oscines	100	100	IEE	2	<i>Phaeothlypis rivularis</i>
<i>Basileuterus culicivorus</i>	Oscines	80	70	IME	32	
<i>Basileuterus flaveolus</i>	Oscines	100	100	IEE	1	
<i>Basileuterus leucoblepharus</i>	Oscines	100	100	IEE	13	
<i>Pyrrhocomma ruficeps</i>	Oscines	100	80	IEE	1	
<i>Saltator similis</i>	Oscines	60	70	IGG	25	
<i>Ramphocelus bresilius</i>	Oscines	50	70	IGG	2	
<i>Conirostrum speciosum</i>	Oscines	70	80	IGG	11	
<i>Schistochlamys ruficapillus</i>	Oscines	50	70	IGG	2	

APÊNDICE 3

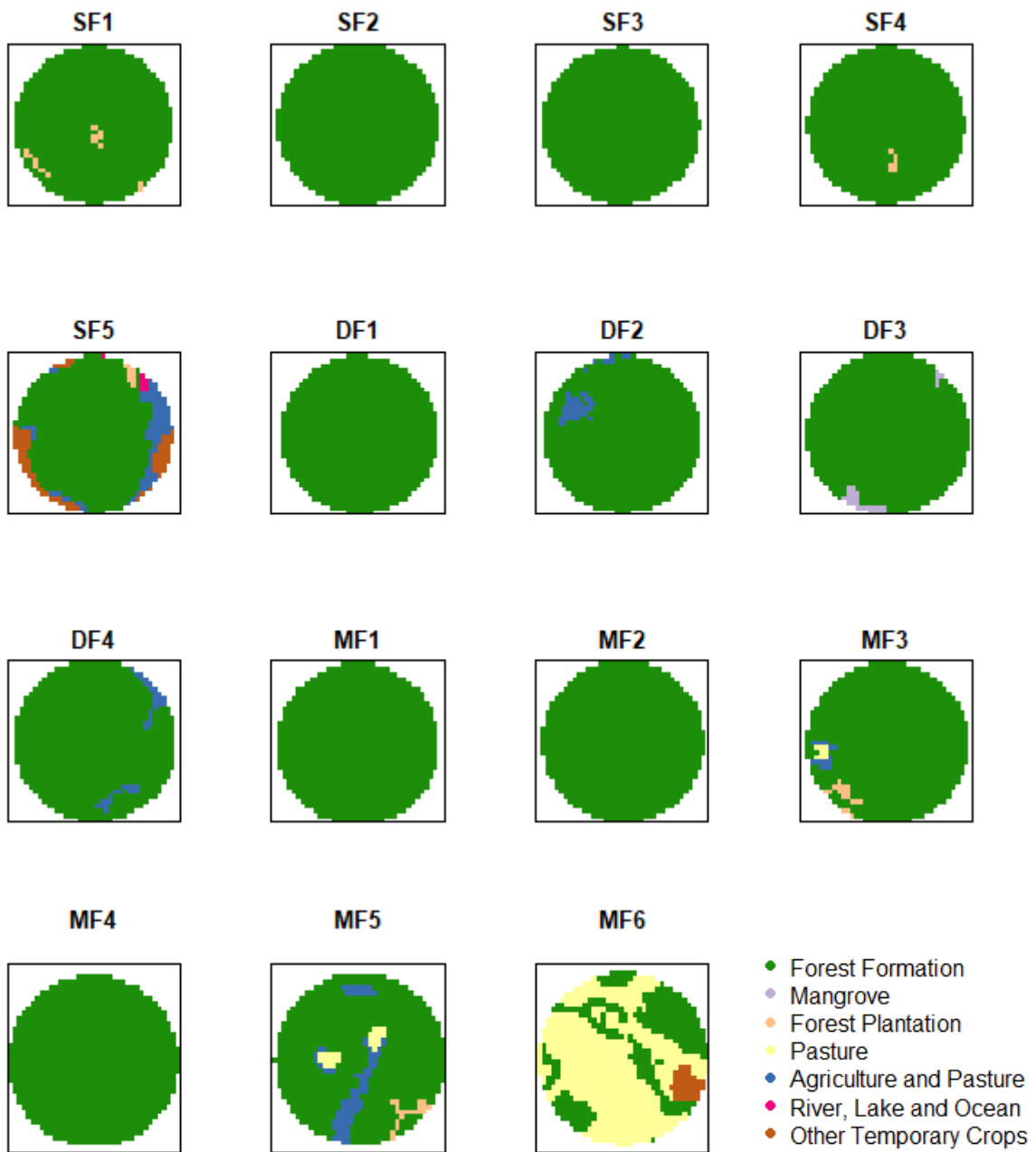
Figura: Proporção de cobertura vegetal dos 34 pontos amostrados na porção sul da Mata Atlântica. A) Raio de 300 metros. B) Raio de 500 metros.

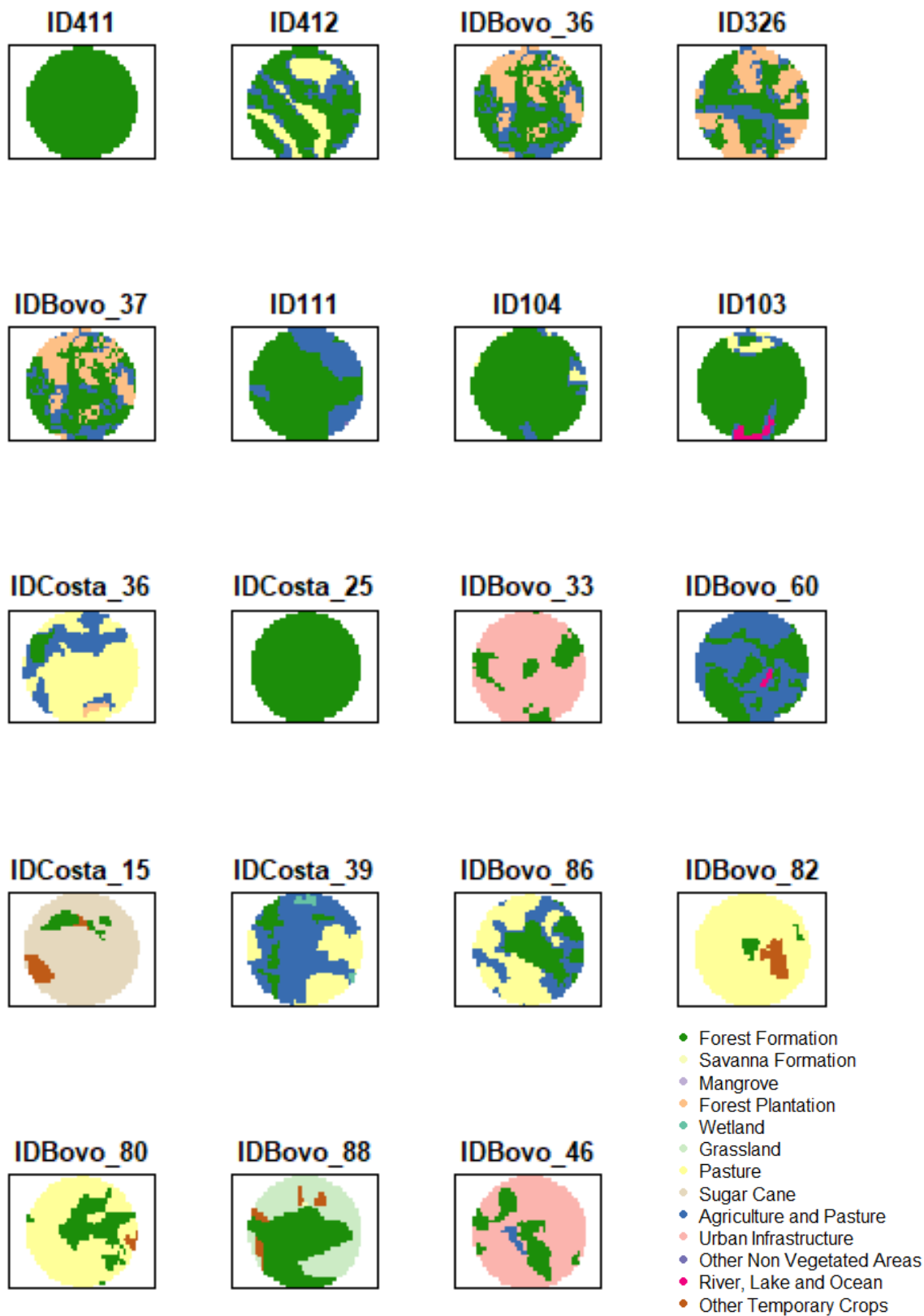
A)





B)





REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ADELINO, J. R. P., CALSAVARA, L. C., WILLRICH, G., ROSA, G. L. M., LIMA, M. R., & ANJOS, L. Ecosystem functions of birds as a tool to track restoration efficiency in Brazil. **Ornithology Research**, 28(1), 38-50, 2020.
- ALEXANDRINO, E. R., BUECHLEY, E. R., KARR, J. R., de BARROS, K. M. P. M., de BARROS FERRAZ, S. F., do COUTO, H. T. Z., & ŞEKERCIOĞLU, Ç. H. Bird based Index of Biotic Integrity: Assessing the ecological condition of Atlantic Forest patches in human-modified landscape. **Ecological indicators**, 73, 662-675, 2017.
- ANJOS, L. Bird communities in five Atlantic forest fragments in southern Brazil. **Ornitologia Neotropical**, 12: 11-27, 2001.
- ANJOS, L. A eficiência do método de amostragem por pontos de escuta na avaliação da riqueza de aves. Ararajuba. **Rev. Bras. Ornitol**, 15(2), 239-243, 2007.
- ANJOS, L., BOCHIO, G. M., CAMPOS, J. V., MCCRATE, G. B., & PALOMINO, F. Sobre o uso de níveis de sensibilidade de aves à fragmentação florestal na avaliação da Integridade Biótica: um estudo de caso no norte do Estado do Paraná, sul do Brasil. **Revista Brasileira de Ornitologia**, 17(1), 28-36, 2009.
- ANJOS, L., COLLINS, C. D., HOLT, R. D., VOLPATO, G. H., Mendonça, L. B., Lopes, E. V., ... & Carvalho, J. Bird species abundance–occupancy patterns and sensitivity to forest fragmentation: implications for conservation in the Brazilian Atlantic forest. **Biological Conservation**, 144(9), 2213-2222, 2011.
- ANJOS, L, et al. Can habitat specialization patterns of Neotropical birds highlight vulnerable areas for conservation in the Atlantic rainforest, southern Brazil?. **Biological Conservation**, 188: 32-40, 2015.
- ANJOS, L., VOLPATO, G. H., LOPES, E. V., WILLRICH, G., BOCHIO, G. M., ARAKAKI LINDSEY, B. R., ... & LIMA, M. R. Distributions of birds and plants in ecoregions: Implications for the conservation of a neotropical biodiversity hotspot. *Austral Ecology*, 43(7), 839-849, 2018.
- ANJOS, L., BOCHIO, G. M., MEDEIROS, H. R., ALMEIDA, B. D. A., LINDSEY, B. R. A., CALSAVARA, L. C., ... & TOREZAN, J. M. D. Insights on the functional composition of specialist and generalist birds throughout continuous and fragmented forests. **Ecology and Evolution**, 9, 6318-6328, 2019.
- ATLÂNTICA, SOS Mata. Mata Atlântica. Fundacao SOS Mata Atlântica, Sao Paulo, 1992.
- BANKS-LEITE, C.; EWERS, R. M.; METZGER, J. P. Unraveling the drivers of community

- dissimilarity and species extinction in fragmented landscapes. **Ecology**, 93.12: 2560-2569, 2012.
- BARROS, K. M. P. M., de SIQUEIRA, M. F., ALEXANDRINO, E. R., Da Luz, D. T. A., & Do COUTO, H. T. Z. Environmental suitability of a highly fragmented and heterogeneous landscape for forest bird species in south-eastern Brazil. **Environmental Conservation**, 39(4), 316-324, 2012.
- BELMAKER, J., SEKERCIOGLU, C. H., & JETZ, W. Global patterns of specialization and coexistence in bird assemblages. **Journal of Biogeography**, 39(1), 193-203, 2012.
- BENCKE, G.A., MAURÍCIO, G.N., DEVELEY, P.F., GÖERCK, J.M. Áreas importantes para conservação das aves no Brasil: parte 1, estados do domínio da Mata Atlântica. **São Paulo: SAVE Brasil**, 2006
- BOSCOLO, D., CANDIA-GALLARDO, C., AWADE, M., & METZGER, J. P. Importance of interhabitat gaps and stepping-stones for lesser woodcreepers (*Xiphorhynchus fuscus*) in the Atlantic Forest, Brazil. **Biotropica**, 273-276, 2008.
- BREGMAN, T. P., ŞEKERCIOĞLU, Ç. H., TOBIAS, J. A. Global patterns and predictors of bird species responses to forest fragmentation: implications for ecosystem function and conservation. **Biological Conservation**. 169, 372–383, 2014.
- BREGMAN, T. P., LEES, A. C., MACGREGOR, H. E., DARSKI, B. D., MOURA, N. G., ALEIXO, A., ...TOBIAS, J. A. Using avian functional traits to assess the impact of landcover change on ecosystem processes linked to resilience in tropical forests. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, 283, 2016–1289, 2016.
- CAPPARELLA, A. P. Genetic variation in Neotropical birds: implications for the speciation process. **Acta Congressus Internationalis Ornithologici**, 19: 1658-1673, 1988.
- CRACRAFT, J., BARKER, F. K., & CIBOIS, A. Avian higher-level phylogenetics and the Howard and Moore checklist of birds. In DICKINSON, E. C. (Ed) **The Howard and Moore Complete Checklist of the Birds of the World**, third ed. Princeton University Press, Princeton, NJ, 2003.
- CHAO, A., GOTELLI, N. J., HSIEH, T. C., SANDER, E. L., MA, K. H., COLWELL, R. K., & ELLISON, A. M. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. **Ecological monographs**, 84(1), 45–67, 2014.
- CHAO, A. Estimating the population size for capture-recapture data with unequal catchability. **Biometrics**, 43, 783-791, 1987.
- CHAO, A. Nonparametric estimation of the number of classes in a population.

Scandinavian Journal of Statistics, 11, 265-270, 1984.

- CLAVEL, J.; JULLIARD, R.; DEVICTOR, V. Worldwide decline of specialist species: toward a global functional homogenization?. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 9, n. 4, p. 222–228, 2011.
- COELHO, M. T. P., RANIERO, M., SILVA, M. I., & HASUI, É. The effects of landscape structure on functional groups of Atlantic forest birds. **The Wilson Journal of Ornithology**, 128(3), 520-534, 2016.
- COLWELL, R.K., CHAO, A., GOTELLI, N.J., LIN, S.-Y., MAO, C.X., CHAZDON, R.L. & LONGINO, J.T. Models and estimators linking individual-based and sample-based rarefaction, extrapolation and comparison of assemblages. **Journal of Plant Ecology**, 5,3–21, 2012.
- DEL HOYO, J.; ELLIOTT, A.; CHRISTIE, D.A. (Eds). Barcelona. **Handbook of the birds of the world**. vol. 8 Broadbills to Tapaculos. Lynx Edicions, 2003.
- DEVICTOR, V. et al. Functional biotic homogenization of bird communities in disturbed landscapes. **Global ecology and biogeography**, v. 17, n. 2, p. 252–261, 2008.
- ERICSON, P. G., CHRISTIDIS, L., COOPER, A., IRESTEDT, M., JACKSON, J., JOHANSSON, U. S., & NORMAN, J. A. A Gondwanan origin of passerine birds supported by DNA sequences of the endemic New Zealand wrens. **Proceedings of the Royal Society of London**. Series B: Biological Sciences, 269(1488), 235-241, 2002.
- FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual review of ecology, evolution, and systematics**, 34.1: 487-515, 2003.
- FITZPATRICK, J. W. 2004. Family Tyrannidae (tyrant-flycatchers). In: DEL HOYO, J.; ELLIOTT, A. & CHRISTIE, D. eds. **Handbook of the birds of the world**. Vol. 9. Cotingas to pipits and wagtails. Barcelona: Lynx Edicions, p.170-462
- GIMENES, M. R.; ANJOS, L. Efeitos da fragmentação florestal sobre as comunidades de aves. *Acta Scientiarum*. **Biological Sciences**, 25.2: 391-402, 2003.
- HACKETT, S. J.; ROSENBERG, K. V. Comparison of phenotypic and genetic differentiation in South American antwrens (Formicariidae). **The Auk**, 107.3: 473-489, 1990.
- HASUI, É., METZGER, J.P., PIMENTEL, R.G., SILVEIRA, L.F., BOVO, A.A., MARTENSEN, A. C., ... & DUCA, C. ATLANTIC BIRDS: a data set of bird species from the Brazilian Atlantic Forest. **Ecology**, 99(2), pp. 497, 2018.
- HARRIS, J.B.C., SEKERCIOGLU, C.H., SODHI, N.S., FORDHAM, D.A., PATON, D.C., BROOK, B.W. The tropical frontier in avian climate impact research. **Ibis** 153, 877–

882, 2011.

- HENLE, K., DAVIES, K.F., KLEYER, M., MARGULES, C., SETTELE, J. Predictors of species sensitivity to fragmentation. **Biodiversity and Conservation** 13, 207–251, 2004.
- HSIEH, T. C.; MA, K. H.; CHAO, Anne. iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). **Methods in Ecology and Evolution**, 7.12: 1451-1456, 2016.
- JENKINS, C. N., PIMM, S. L., & JOPPA, L. N. Global patterns of terrestrial vertebrate diversity and conservation. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, 110(28), E2602-E2610, 2013.
- JULLIARD, R.; JIGUET, F.; COUVET, D. Common birds facing global changes: what makes a species at risk?. **Global Change Biology**, 10.1: 148-154, 2004.
- KORMANN, U. G., HADLEY, A. S., TSCHARNTKE, T., BETTS, M. G., ROBINSON, W. D., & SCHERBER, C. Primary rainforest amount at the landscape scale mitigates bird biodiversity loss and biotic homogenization. **Journal of Applied Ecology**, 55(3), 1288-1298, 2018.
- LOPES, L. E., FERNANDES, A. M., MEDEIROS, M. C., & MARINI, M. Â. A classification scheme for avian diet types. **Journal of Field Ornithology**, 87(3), 309-322, 2016.
- MARINI, M. A.; GARCIA, F. I. Conservação de aves no Brasil. **Megadiversidade**, 1.1: 95-102, 2005.
- MATUOKA, M. A., BENCHIMOL, M., de ALMEIDA-ROCHA, J. M., & MORANTE-FILHO, J. C. Effects of anthropogenic disturbances on bird functional diversity: A global meta-analysis. **Ecological Indicators**, 116, 106471, 2020.
- MORANTE-FILHO, J. C., FARIA, D., MARIANO-NETO, E., & RHODES, J. Birds in anthropogenic landscapes: the responses of ecological groups to forest loss in the Brazilian Atlantic Forest. **PLoS One**, 10(6), e0128923, 2015.
- MOREIRA-LIMA, L.; SILVEIRA, L. F. Aves da Mata Atlântica. In MONTEIRO-FILHO, EL A and CE CONTE (org). **Revisões em Zoologia: Mata Atlântica**. Editora UFPR, Curitiba, PR, 2017, p. 359-382.
- MORELLI, F., BENEDETTI, Y., MØLLER, A. P., & FULLER, R. A. Measuring avian specialization. **Ecology and evolution**, 9(14), 8378-8386, 2019.
- MORELLI, F., BENEDETTI, Y., HANSON, J. O., & FULLER, R. A. Global distribution and conservation of avian diet specialization. **Conservation Letters**, e12795, 2021.
- MYERS, N., MITTERMEIER, C., FONSECA, G.A.B., Kent, J. Biodiversity hotspots for

- conservation priorities. **Nature** 403, 853–858, 2000.
- OLDEN, J.D. Biotic homogenization: a new research agenda for conservation biogeography. **Journal of Biogeography**, 33: 2027–39, 2006.
- ORME, C. D. L., MAYOR, S., ANJOS, L., DEVELEY, P. F., HATFIELD, J. H., MORANTE-FILHO, J. C., ... & BANKS-LEITE, C. Distance to range edge determines sensitivity to deforestation. **Nature ecology & evolution**, 3(6), 886-891, 2019.
- PIMM, S. L., RUSSELL, G. J., GITTLEMAN, J. L., & BROOKS, T. M. The future of biodiversity. **Science**, 269(5222), 347-350, 1995.
- PIMM, S. L., JENKINS, C. N., ABELL, R., BROOKS, T. M., GITTLEMAN, J. L., JOPPA, L. N., ... & SEXTON, J. O. The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. **Science**, 344(6187), 1246752, 2014.
- PIZO, M. A. Seed dispersal and predation in two populations of *Cabralea canjerana* (Meliaceae) in the Atlantic Forest of southeastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, 13.4: 559-577, 1997.
- POLLOCK, H.S., CHEVIRON, Z.A., AGIN, T.J., BRAUN, J.D. Absence of microclimate selectivity in insectivorous birds of the Neotropical forest understory. **Biol. Conserv.** 188, 116–125, 2015.
- POWELL, L. L., CORDEIRO, N. J., & STRATFORD, J. A. Ecology and conservation of avian insectivores of the rainforest understory: A pantropical perspective. **Biological Conservation**, 188, 1–10, 2015.
- PROJETO MapBiomas – Coleção 5 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil. Disponível em: <https://mapbiomas.org/>. Acesso em: 23 abril. 2021.
- RAIKOW, R. J. Monophyly of the Passeriformes: test of a phylogenetic hypothesis. **Auk** 99: 431–445, 1982.
- REZENDE, C. L., SCARANO, F. R., ASSAD, E. D., JOLY, C. A., METZGER, J. P., STRASSBURG, B. B. N., ... & MITTERMEIER, R. A. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in ecology and conservation**, 16(4), 208–214, 2018.
- RIBEIRO, M. C., MARTENSEN, A. C., METZGER, J. P., TABARELLI, M., SCARANO, F., & FORTIN, M. J. The Brazilian Atlantic Forest: a shrinking biodiversity hotspot. In ZACHOS, F. E., & HABEL, J. C. (Eds.) **Biodiversity hotspots**. Springer, Berlin, Heidelberg, 2011, pp. 405–434.
- RIBON, R.; SIMON, J. E.; THEODORO DE MATTOS, G. Bird extinctions in Atlantic forest fragments of the Viçosa region, southeastern Brazil. **Conservation biology**, 17.6:

1827-1839, 2003.

- RICKLEFS, R. E. Splendid isolation: historical ecology of the South American passerine fauna. **Journal of Avian Biology**, 33(3), 207-211, 2002.
- RIDGELY, R.S.; TUDOR, G. **The birds of South America**. Volume II. The suboscine passerines. UNIVERSITY OF TEXAS PRESS, AUSTIN, TX (USA), 1994.
- ŞEKERCIOĞLU, Ç. H., EHRLICH, P. R., DAILY, G. C., AYGEN, D., GOEHRING, D., & SANDÍ, R. F. Disappearance of insectivorous birds from tropical forest fragments. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, 99(1), 263-267, 2002.
- SEKERCIOGLU, C. H. Functional extinctions of bird pollinators cause plant declines. **Science**, 331(6020), 1019-1020, 2011.
- SICK, H., HAFFER, J., ALVARENGA, H. F., PACHECO, J. F., & BARRUEL, P. **Ornitologia Brasileira**. editora Nova Fronteira. Rio de Janeiro, 1997.
- SILVA, J. M. C., PINTO, L. P., HIROTA, M., BEDÊΨ, L., & TABARELLIΦ, M. Conservação da Mata Atlântica brasileira—um balanço dos últimos dez anos. In CARVALHO CABRAL, D., & BUSTAMANTE, A. G. (Eds.). **Metamorfoses florestais: culturas, ecologias e as transformações históricas da Mata Atlântica**. Editora Prismas, 2016. p. 434-457.
- SIMONS, T. R., M. W. ALLDREDGE, K. H. POLLOCK, J. M. WETTROTH, and A. M. DUFTY. Experimental analysis of the auditory detection process on avian point counts. **The Auk**, 124(3):986–999, 2007.
- STOTZ, D. F., FITZPATRICK, J. W., PARKER III, T. A., & MOSKOVITS, D. K. **Neotropical birds: ecology and conservation**. University of Chicago Press, 1996.
- STOUFFER, P. C., JIRINEC, V., RUTT, C. L., BIERREGAARD Jr, R. O., HERNÁNDEZ-PALMA, A., JOHNSON, E. I., ... & LOVEJOY, T. E. Long-term change in the avifauna of undisturbed Amazonian rainforest: ground-foraging birds disappear and the baseline shifts. **Ecology Letters**, 24(2), 186-195, 2021.
- STRATFORD, J. A.; ŞEKERCIOĞLU, Ç. H. Birds in forest ecosystems. In PEH, K.S.H., CORLETT, R.T., & BERGERON, Y. (Eds.) **Routledge Handbook of Forest Ecology**. 2015. p. 295-310.
- STRATFORD, J. A.; STOUFFER, P. C. Microhabitat associations of terrestrial insectivorous birds in Amazonian rainforest and second-growth forests. **Journal of Field Ornithology**, 84.1: 1-12, 2013.
- STRATFORD, J. A., STOUFFER, P.C. Forest fragmentation alters microhabitat availability for Neotropical terrestrial insectivorous birds. **Biological Conservation**. 188, 109–

115, 2015.

- TABARELLI, MARCELO et al. Desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 132–138, 2005.
- TCHOUMBOU, M. A., MALANGE, E. F., TIKU, C. T., TIBAB, B., FRU-CHO, J., TCHUINKAM, T., ... & SEHGAL, R. N. Response of understory bird feeding groups to deforestation gradient in a tropical rainforest of Cameroon. **Tropical Conservation Science**, 13, 1940082920906970, 2020.
- TOBIAS, J. A., ŞEKERCIOĞLU, Ç. H., VARGAS, F. H. Bird conservation in tropical ecosystems: challenges and opportunities. In MACDONALD, D. (Ed.), **Key Topics in Conservation Biology**, vol. 2. Wiley-Blackwell, Oxford, 2013, pp. 258–276.
- VALE, M. M., TOURINHO, L., LORINI, M. L., RAJÃO, H., & FIGUEIREDO, M. S. Endemic birds of the Atlantic Forest: traits, conservation status, and patterns of biodiversity. **Journal of Field Ornithology**, 89(3), 193-206, 2018.
- VAN DIJK, A., NAKAMURA, G., RODRIGUES, A. V., MAESTRI, R., & DUARTE, L. Imprints of tropical niche conservatism and historical dispersal in the radiation of Tyrannidae (Aves: Passeriformes). **Biological Journal of the Linnean Society**, 134(1), 57-67, 2021.
- VELOSO, H.P.; RANGEL-FILHO, A.L.R. & LIMA, J.C.A. Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal. **IBGE**, Rio de Janeiro, 1991.
- VIANNA, R. M., DONATELLI, R. J., WHITACKER, R., MARTINS, R. M., & SEMENTILICARDOSO, G. Dynamics of the bird communities in two fragments of Atlantic Forest in São Paulo, Brazil. **Biologia**, 72(8), 913-926, 2017.
- VIDAL, M. M., BANKS-LEITE, C., TAMBOSI, L. R., HASUI, É., DEVELEY, P. F., SILVA, W. R., ... & METZGER, J. P. Predicting the non-linear collapse of plant–frugivore networks due to habitat loss. **Ecography**, 42(10), 1765-1776, 2019.
- VIELLIARD J., M. ALMEIDA, L. ANJOS, and W. SILVA. Levantamento quantitativo por pontos de escuta e o Índice Pontual de Abundância (IPA). In: VON MATTER, S., STRAUBE, F. C., ALMEIDA, I. A., PIACENTINI, V. Q., and CÂNDIDO-JR, J. F. (Eds). **Ornitologia e Conservação: Ciência aplicada, técnicas de pesquisa e levantamento**. Technical Books. Rio de Janeiro, 2010, Pages 47–60.
- VISCO, D.M., SHERRY, T.W. Increased abundance, but reduced nest predation in the chestnut-backed antbird in costa rican rainforest fragments: surprising impacts of a pervasive snake species. **Biol. Conserv.** 188, 22–31, 2015.

- VOLPATO, G. H., LOPES, E. V., MENDONÇA, L. B., BOÇON, R., BISHEIMER, M. V., SERAFINI, P. P., & ANJOS, L. D. The use of the point count method for bird survey in the Atlantic forest. **Zoologia (Curitiba)**, 26, 74-78, 2009.
- WILMAN, H. *et al.* EltonTraits 1.0: Species-level foraging attributes of the world's birds and mammals: Ecological Archives E095-178. **Ecology**, v. 95, n. 7, p. 2027-2027, 2014.