

UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALFENAS – UNIFAL-MG

EDERSON JOSÉ DE GODOY

**A PIRODIVERSIDADE SE APLICA ÀS FLORESTAS TROPICAIS? OS EFEITOS
DOS INCÊNDIOS SOBRE AS TAXOCENOSES E GUILDAS TRÓFICAS DAS AVES
DA MATA ATLÂNTICA**

ALFENAS/MG

2024

EDERSON JOSÉ DE GODOY

**A PIRODIVERSIDADE SE APLICA ÀS FLORESTAS TROPICAIS? OS EFEITOS
DOS INCÊNDIOS SOBRE AS TAXOCENOSES E GUILDAS TRÓFICAS DAS AVES
DA MATA ATLÂNTICA**

Dissertação apresentada como parte dos requisitos para
obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais, pela
Universidade Federal de Alfenas. Área de concentração:
Ciências Ambientais.
Orientadora: Prof^ª. Dr^ª. Érica Hasui

ALFENAS/MG

2024

Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal de Alfenas
Biblioteca Central

Godoy, Ederson José.

A pirodiversidade se aplica às florestas tropicais? os efeitos dos incêndios sobre as taxocenoses e guildas tróficas das aves da Mata Atlântica / Ederson José Godoy. - Alfenas, MG, 2024.

40 f. : il. -

Orientador(a): Érica Hasui.

Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) - Universidade Federal de Alfenas, Alfenas, MG, 2024.

Bibliografia.

1. Avifauna. 2. Floresta tropical. 3. Fogo. 4. Guildas tróficas. 5. Pirodiversidade. I. Hasui, Érica, orient. II. Título.

EDERSON JOSÉ DE GODOY

“A PIRODIVERSIDADE SE APLICA NA MATA ATLÂNTICA? OS EFEITOS DOS INCÊNDIOS SOBRE AS TAXOCENOSES E GUILDAS TRÓFICAS DAS AVES DA MATA ATLÂNTICA.”

A Banca examinadora abaixo assina a aprovação da Dissertação apresentada como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais pela Universidade Federal de Alfenas. Área de concentração: Ciências Ambientais.

Aprovada em: 30 de agosto de 2024.

Prof^a. Dr^a. Érica Hasui

Instituição: Universidade Federal de Alfenas

Prof. Dr. Lucas Andriago Maure

Instituição: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais

Prof. Dr. Vinícius Xavier da Silva

Instituição: Universidade Federal de Alfenas



Documento assinado eletronicamente por **Érica Hasui, Professor do Magistério Superior**, em 30/08/2024, às 16:24, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2015-2018/2015/Decreto/D8539.htm



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site [Sistema Eletrônico de Informações - Conferência de Autenticidade de Documentos](#) o código verificador **1326952** e o código CRC **A91B8C17**.

AGRADECIMENTOS

Estendemos nossos sinceros agradecimentos a Caio Tavolaro Melo, Ana Luiza Martins de Macedo e Lucas Silva Azeredo pela inestimável ajuda durante o trabalho de campo. Expressamos também nosso agradecimento ao Prof. Vinícius Xavier da Silva e Rogerio Grassetto Teixeira da Cunha, Alexander V. Christianini e Wesley Rodrigues Silva por seus comentários perspicazes, que muito contribuíram para o refinamento de nosso manuscrito. Agradeço as instituições parceiras que financiaram a pesquisa, em especial a CAPES. O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

RESUMO

Pesquisas recentes destacam a variabilidade espacial e temporal inerente à dinâmica do fogo, oferecendo um mosaico de manchas florestais com diferentes estágios de sucessão, níveis de distúrbio e até novos ecossistemas (referidos como pirodiversidade). Para testar se esse fenômeno também ocorre na Mata Atlântica, realizamos levantamentos de aves em 15 paisagens na Mata Atlântica do sudeste do Brasil. Seleccionadas de modo a formar um gradiente de pirodiversidade e cobertura de refúgios de fogo. Nosso estudo examinou a influência da pirodiversidade na riqueza de espécies de guildas de aves e se a cobertura de refúgios florestais poderia influenciar essa relação. Utilizamos modelos lineares generalizados mistos para examinarmos as relações entre pirodiversidade, cobertura de refúgios de fogo e riqueza de espécies em guildas de aves. Nossos resultados destacaram a importância da cobertura de refúgios de fogo como um fator crucial para a riqueza de espécies nas principais guildas, abrangendo espécies onívoras, insetívoras e frugívoras. O estudo revelou interações antagônicas entre a cobertura de refúgios de fogo e a pirodiversidade nas guildas onívora e frugívora, sugerindo que o impacto positivo da cobertura de refúgios de fogo pode diminuir sob níveis mais altos de pirodiversidade. Consequentemente, embora alta pirodiversidade possa aumentar a diversidade de habitats, uma cobertura insuficiente de refúgios de fogo pode reduzir seus benefícios para certas espécies, resultando em menor riqueza de espécies nas paisagens afetadas. Nosso trabalho também demonstrou sensibilidade dos insetívoros de sobosque que são afetados diretamente pelos incêndios. Essas aves possuem pouca mobilidade, são territorialistas e buscam seus recursos e refúgios próximo ao solo, onde o fogo em qualquer magnitude atinge diretamente. Por fim, esperávamos que os insetívoros de tronco fossem beneficiados pelos incêndios o que não ocorreu. Compreender essas dinâmicas em ecossistemas sensíveis ao fogo é fundamental para a conservação da biodiversidade e resiliência ecológica, especialmente considerando que 19% da riqueza de espécies, incluindo espécies ameaçadas e endêmicas com distribuições restritas, foram exclusivas de manchas florestais não queimadas. Assim, pela compreensão da complexa interação entre essas variáveis, podemos propor planos de manejo e de contenção dos incêndios para atenuar ou sanar os efeitos dos incêndios e criar estratégias de conservação de espécies sensíveis e seus habitats.

Palavras chaves: avifauna, distúrbio, floresta tropical, fogo, fragmentação, paisagem, pirodiversidade.

ABSTRAT

Recent research underscores the inherent spatial and temporal variability of fire dynamics, offering a promising avenue to enrich landscape heterogeneity by fostering a mosaic of forest patches with varying succession stages, disturbance levels, and even novel ecosystems (referred to as pyrodiversity). Our study examined the influence of pyrodiversity on bird guild species richness and whether forest fire refuge cover moderates this relationship. Across 15 landscapes in the southeastern Atlantic Forest of Brazil, deliberately selected to represent a gradient of pyrodiversity and fire refuge cover, we conducted bird surveys. Using generalized linear mixed models, we examined the relationships between pyrodiversity, fire refuge cover, and species richness in bird guilds. Our findings underscored the significance of fire refuge cover as a pivotal driver of species richness across major guilds, encompassing omnivorous, insectivorous, and frugivorous species. Notably, the study unveiled antagonistic interactions between fire refuge cover and pyrodiversity within omnivorous and frugivorous guilds, suggesting that the positive impact of fire refuge cover may diminish under higher pyrodiversity levels. Consequently, while high pyrodiversity can enhance habitat diversity, insufficient fire refuge cover may curtail its benefits for certain species, resulting in diminished species richness in affected landscapes. Understanding these dynamics within fire-sensitive ecosystems is imperative for biodiversity conservation and ecological resilience, particularly considering that 19 % of species richness, including threatened and endemic species with restricted distributions, were exclusive to unburned forest patches. By acknowledging the complex interplay among these variables, we can effectively mitigate disturbance impacts and promote the long-term sustainability of fire-affected landscapes.

Keywords: Pyrodiversity, Atlantic Forest, birdlife, trophic guilds, fires

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 -	Modelo conceitual sobre as respostas das guildas tróficas frente à alteração da paisagem pelos incêndios.....	14
Figura 2 -	Área de estudo realizada no Corredor Ecológico Cantareira-Mantiqueira.....	16
Figura 3 -	Ilustração teórica sobre a composição da paisagem e a relação da riqueza das aves com as áreas de refúgio.....	18
Gráfico 1 -	Efeito da cobertura de refúgio de fogo.....	23
Gráfico 2 -	Efeito do incêndio através do tempo sobre a riqueza de espécies de aves insetívoras terrestres e do sub-bosque dentro da Mata Atlântica, Brasil.....	24
Gráfico 3 -	Comportamento dos insetívoros de solo frente aos incêndios.....	25
Tabela 1 -	Riqueza de guildas de aves em diferentes cronosequências de fogo na Mata Atlântica.....	22

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	12
2	MATERIAL E MÉTODOS	15
2.1	ÁREA DE ESTUDO	15
2.2	DELINEAMENTO AMOSTRAL	16
2.3	MÉTRICAS DE PAISAGEM	17
2.4	LEVANTAMENTO QUANTITATIVO DE AVES	18
2.5	CLASSIFICAÇÃO DAS GUILDAS TRÓFICAS	19
2.5	ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS DADOS	19
3	RESULTADOS	21
4	DISCUSSÃO	26
4.1	INSETÍVOROS FLORESTAIS	29
5	CONCLUSÃO	33
	REFERÊNCIAS	34

1 INTRODUÇÃO

Entre as grandes preocupações e discussões ambientais está o desmatamento generalizado das florestas para o agronegócio, a urbanização, a produção de energia e a mineração de modo geral. Essas atividades desencadeiam outros problemas ambientais como a exploração madeireira, defaunação, incêndios florestais e a fragmentação (Malhi *et al.*, 2014). Este conjunto de interferências antrópicas sobre os ecossistemas naturais não só age diretamente e indiretamente, mas como também pode agir sinergicamente potencializando outros danos ambientais (Driscoll *et al.*, 2021; Ribeiro; Freitas, 2014). Por exemplo, os incêndios em florestas tropicais por si só já exercem um impacto devastador sobre a fauna e flora, mas a destruição pode alcançar proporções ainda mais alarmantes quando associada a outras ameaças antrópicas, como a fragmentação florestal (Farnsworth *et al.*, 2014; Driscoll *et al.*, 2021). Esta combinação se torna particularmente mais grave em áreas abertas, com vegetação rasteira, pastagens ou fortemente fragmentadas, pois a velocidade de propagação e a extensão de área atingida pelo fogo pode ser muito maior (Driscoll *et al.*, 2021). Contudo, a gravidade do fogo depende de três componentes: 1) frequência, que diz respeito à repetição do evento ao longo do tempo; 2) extensão, que se refere à extensão do território consumido pelas chamas; e 3) severidade que descreve a quantidade de danos causados à vegetação (Hutto *et al.*, 2016). Desse modo há uma relação direta na grandeza do fenômeno e seus efeitos destrutivos.

Por outro lado, a variação espacial e temporal dos componentes do fogo também tem o potencial de provocar transformações nas fitofisnomias existentes ou até mesmo a criar novos ambientes. Esse fenômeno traz mudanças na paisagem e assim contribui para a heterogeneidade da paisagem (Adeney *et al.*, 2006; Farnsworth *et al.*, 2014; Burgess, 2015). Esse processo tende a aumentar a diversidade de espécies, uma vez que a heterogeneidade de mosaicos tende a atrair diferentes espécies com diferentes nichos e de diferentes guildas tróficas. Esse fenômeno é conhecido como pirodiversidade (Farnsworth *et al.*, 2014; Jones; Tingley, 2022).

Porém, é fundamental notar que a relação entre a pirodiversidade e a diversidade de espécies varia consideravelmente entre os grupos taxonômicos e os tipos de ecossistemas (Burgees, 2015). Uma recente revisão mostrou que 58% (7 artigos) dos estudos com aves apresentaram resultados que suportam esta relação (Jones; Tingley, 2022). Os autores sugeriram que estas variações nas respostas podem ser decorrentes de diferenças naturais no

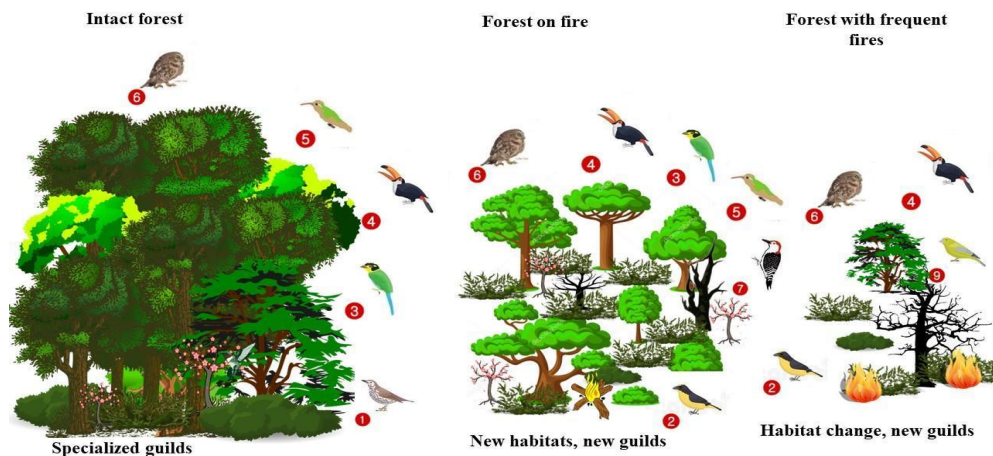
regime do fogo ou na história evolutiva das espécies associadas ao fogo. Isso porque as espécies variam em sua resposta ao fogo. Enquanto, algumas espécies podem ser beneficiadas, outras podem ser severamente afetadas pelos incêndios (Taillie *et al.*, 2018). Desse modo, os incêndios interferem na composição de vários táxons, de acordo com Taillie *et al.*, (2018), uma vez que seus recursos e seus habitats estão diretamente ou indiretamente atrelados à estrutura e composição da vegetação (Hasui *et al.* 2007). Assim, se por um lado a heterogeneidade da paisagem tende a contribuir com a diversidade de espécies, segundo Taillie *et al.*, (2018), por outro lado, espécies com alta exigência florestal são prejudicadas e tendem a desaparecer com o aumento da pirodiversidade (Albanesi *et al.*, 2014). Esse contraste de efeitos pode depender do nível de tolerância à variação nas condições do habitat, da disponibilidade dos recursos e conseqüentemente influenciará no comportamento e no forrageio das espécies (Slik; Van Balen, 2006). Por exemplo, as aves insetívoras florestais são particularmente sensíveis à antropização e aos incêndios (Barlow; Peres 2004; Slik; Van Balen 2006; Albanesi *et al.*, 2014). Essa sensibilidade pode ser atribuída à locomoção limitada, à especialização de habitat e restrição espacial, ou à redução da disponibilidade de recursos alimentares e abrigos causada pela antropização (Taillie *et al.*, 2018). No entanto, há exceções, como no caso dos insetívoros de tronco, como pica-paus e arapaçus, que podem beneficiar-se de árvores mortas e ou com cicatrizes deixadas pelo fogo (Schepps *et al.*, 1999; Craig, 2012; Lorenz *et al.*, 2015, Hutto *et al.*, 2016). Segundo Barzan *et al.*, (2015), outro grupo que pode ter uma resposta positiva ao fogo são as espécies onívoras, graças à maior capacidade de locomoção, à plasticidade alimentar e à adaptação mais eficaz a ambientes mais abertos. Em outras florestas tropicais, Albanesi *et al.*, (2014) encontraram redução na riqueza em florestas com severidade de incêndios. Já Taillie *et al.*, (2018) observaram padrões de respostas distintos à severidade em floresta mista de coníferas, com áreas de chaparral montanhoso.

Contudo, nenhum destes trabalhos foi específico para a Mata Atlântica, um bioma que, embora se enquadre dentro de florestas tropicais, possui características intrínsecas e grande diversidade e endemismo de avifauna (Lima, 2013). Entre os poucos estudos realizados no bioma que comprovaram a sensibilidade da sua avifauna em florestas secundárias está o de Loures-Ribeiro, Manhães e Dias (2011.) Por sua vez, Anjos (2006) não encontrou resultados contundentes sobre a sensibilidade das guildas frente à fragmentação e aos distúrbios florestais. Assim, é necessário buscar conhecimento aprofundado sobre os impactos dos incêndios nos ecossistemas florestais, especialmente na Mata Atlântica, uma vez que há ainda escassez de

estudo nessa área e os estudos existentes apresentam padrões de respostas distintas das espécies (Slik; Van Balen, 2006).

Diante do exposto, nossa hipótese é que os incêndios em florestas tropicais alteram a estrutura e a configuração da paisagem, o que pode favorecer a diversidade (figura 1). No entanto, haverá prejuízos às espécies mais sensíveis, aquelas aves especializadas nas florestas, como os insetívoros de solo. Assim, o nosso objetivo é analisar como a pirodiversidade gerada pela variação temporal (i.e. idade do último evento do fogo e frequência do fogo) e espacial nas características do fogo nas florestas (i.e. extensão/estágio sucessional) e como influenciam a riqueza e na composição das guildas tróficas de aves. Por fim, verificaremos se a cobertura florestal não afetada pelo fogo (florestas de refúgio) na paisagem influencia esta relação das aves com a pirodiversidade. Nossa expectativa é de que algumas guildas, como os onívoros sejam favorecidas, enquanto outras associadas à serapilheira florestal, sejam prejudicadas

Figura 1 - Área de estudo realizada no Corredor Ecológico Cantareira-Mantiqueira



Fonte: Do autor (2024).

Legenda: Modelo conceitual sobre as respostas das guildas tróficas frente à alteração da paisagem pelos incêndios, no qual algumas espécies serão favorecidas e outras afetadas, levando a substituição de espécies mais sensíveis por outras mais generalistas e tolerantes.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

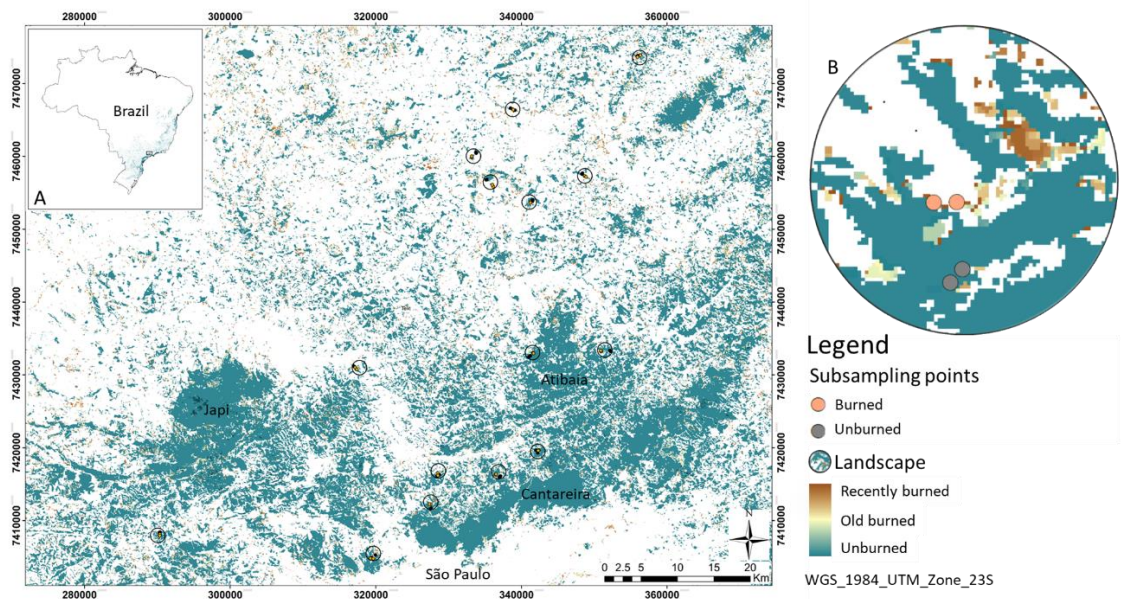
A área de estudo foi o Corredor Cantareira-Mantiqueira, no sudeste da Mata Atlântica, Brasil, composta predominantemente por floresta ombrófila densa. O clima regional é Cwa (Alvares *et al.*, 2013) segundo a classificação de Köppen, e a altitude varia entre 700 e 1.700 metros (Oliveira-Filho; Fontes, 2000). Nesta área há uma certa heterogeneidade de ecossistemas principalmente nas regiões mais altas com trechos de florestas alto-montanas e Florestas Ombrófilas, conforme Arzola (2002).

Mesmo sendo um dos maiores remanescentes da Mata Atlântica no estado de São Paulo, ainda assim há antropização como pastagens e inserção de monoculturas como *Eucalyptus* spp. e *Pinus* spp. Outra característica importante é a urbanização, com várias cidades com alta densidade demográfica ao redor, entre elas a grande São Paulo (Massa; Ross, 2012). Os remanescentes florestais estão restritos principalmente às áreas de difícil acesso, com baixa aptidão agrícola, localizados em topos de morro e regiões com elevado declive. Mesmo nestes locais, há sinais de distúrbios de origem antrópica, inclusive decorrente da forte especulação imobiliária e alguns trechos de mata secundária se regenerando, alguns destes atingidos pelos incêndios.

Pouco documentado em periódicos científicos, os incêndios fazem parte da realidade do complexo Cantareira, somente entre 2002 e 2018 foram registrados 375 incêndios entre os Municípios de Caieiras e Franco da Rocha (Iembo; Galvani, 2021). Embora Franco da Rocha abrigue também remanescentes de Cerrado, 37% destes incêndios foram registrados em remanescentes florestais de Mata Atlântica (Iembo; Galvani, 2021). Desse modo, o conhecimento que se tem vem através de noticiários e documentado por Instituições como o MAP Biomas que fornece registros e dados para trabalhos como esse.

Para esse trabalho os buffers (figura 2) foram escolhidos avaliando o histórico de incêndio, onde houvesse tantas áreas incendiadas como florestas que não passaram por incêndios, consideradas como áreas de refúgio. A composição da matriz foi principalmente áreas de pastagens e áreas antropizadas.

Figura 2 - Modelo conceitual sobre as respostas das guildas tróficas frente à alteração da paisagem pelos incêndios



Fonte: Mapbiomas 2024 ([MapBiomas Brasil](https://mapbiomas.org/))

Legenda: Área de estudo realizada no Corredor Ecológico Cantareira-Mantiqueira, região sudeste da Mata Atlântica, Brasil. No mapa a), temos a representação de uma paisagem com baixa entropia; enquanto em b), temos a representação de uma paisagem com alta entropia.

2.2 DELINEAMENTO AMOSTRAL

Foram amostradas 15 paisagens selecionadas a partir de um gradiente de idade de regeneração após incêndio, que varia de um até quinze anos. A escala temporal teve como critério trabalhos anteriores que mostraram que a recuperação das comunidades de aves pode ser de até 10 anos pós incêndios (Mestre; Cochrane; Barlow, 2010). A seleção das paisagens florestais incendiadas teve como base o banco de dados de incêndios florestais do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), que disponibiliza informações referentes aos pontos de calor ocorridos em território nacional desde 1998. Desse modo, os pontos de calor foram a base para a delimitação das áreas incendiadas e escolhidas para o monitoramento. A caracterização se deu remotamente pelo índice de queima normalizada (NBR), a partir de imagens da LANDSAT 8, nível 2 (USGS Earth Explorer, 2022). O índice NBR identifica cicatrizes de fogo a partir de diferenças espectrais entre as bandas do infravermelho próximo (NIR) e infravermelho médio (MID), oferecendo informações sobre a severidade dos incêndios.

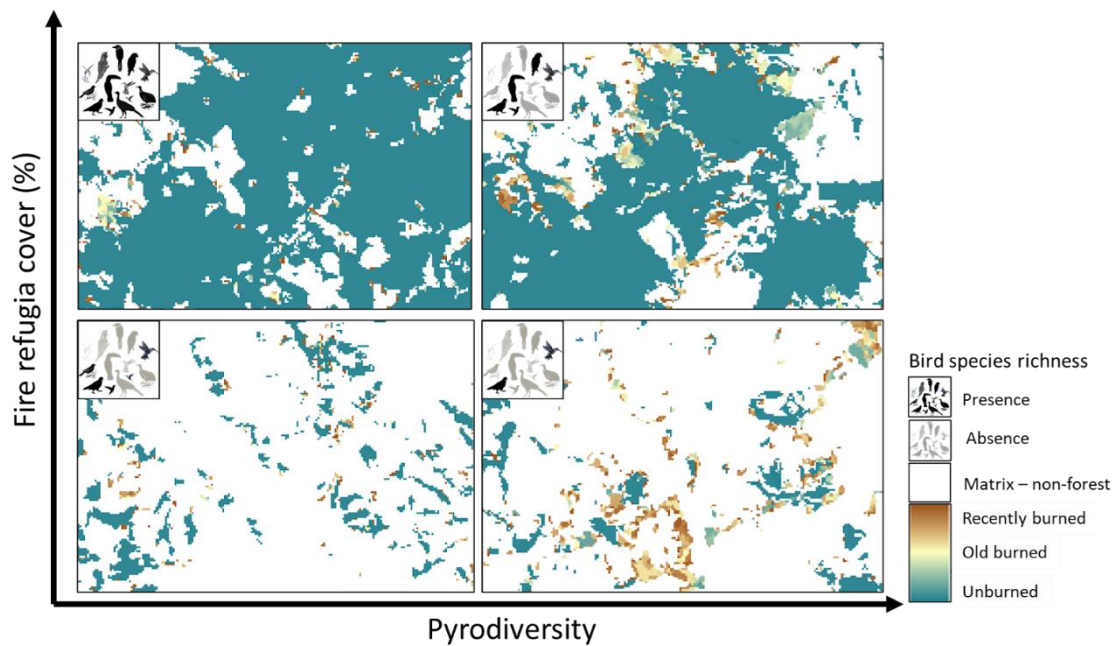
As dimensões das paisagens foram estabelecidas a partir de buffers de 1 km de raio a partir do ponto central dos fragmentos florestais incendiados, com pelo menos 10 ha de extensão atingidos pelo fogo. A escala de 1 km foi escolhida com base em um estudo prévio que analisou as respostas das aves a elementos da paisagem em diferentes escalas espaciais na mesma região (Barros *et al.*, 2019). Os fragmentos foram selecionados na área de estudo de forma que não houve sobreposição entre as paisagens com distância mínima de 200 m entre os pontos amostrados.

Em cada paisagem foram realizadas classificações manuais do uso e cobertura da vegetação a partir de interpretação gráfica de imagens do Bing maps software Qgis. Além disso, foram realizadas classificações dos distúrbios florestais provocados pelo fogo usando as imagens de satélite LANDSAT 8, nível 2 (USGS Earth Explorer, 2022, resolução de 15 m). Nesta classificação foram consideradas as variações espaciais no regime e nas características dos incêndios relacionadas à extensão da área de floresta queimada (Huto *et al.*, 2016).

2.3 MÉTRICAS DE PAISAGEM

Calculamos dois índices de paisagem, a fim de avaliarmos os efeitos dos incêndios e a importância das áreas de refúgio: 1) pirodiversidade e 2) porcentagem de floresta de refúgio (unburned forest patches desde 1985). A pirodiversidade foi calculada a partir da entropia marginal, que leva em consideração a heterogeneidade da paisagem em termos de complexidade de composição de classes e de configuração espacial. Quanto maior o valor do índice de entropia, mais complexidade em termos de composição e configuração da paisagem (figura 3). Consideremos para esta heterogeneidade a interação entre as classes de idade das florestas secundárias, segundo Silva Junior *et al.*, (2020), extensão destas florestas atingidas pelo fogo e a frequência do fogo entre 1985-2022, a partir do banco de dados no MAPBIOMAS FIRE (Alencar *et al.*, 2022). Além disso, calculamos a cobertura florestal de refúgio na paisagem, que representa a quantidade, em porcentagem, de floresta na paisagem que não foi atingida pelo incêndio entre 1985-2022 (Silva Junior *et al.*, 2020). Essas métricas foram calculadas para cada paisagem, utilizando o pacote *landscapemetrics* no R (Hesselbarth *et al.*, 2019).

Figura 3 - Ilustração teórica sobre a composição da paisagem e a relação da riqueza das aves com as áreas de refúgio



Fonte: Mapbiomas 2024 ([MapBiomas Brasil](https://mapbiomas.org.br/))

Legenda: Ilustração teórica sobre a composição da paisagem e a relação da riqueza das aves com as áreas de refúgio, esperamos que as áreas de refúgio atuem positivamente com a riqueza de espécies, enquanto a pyrodiversidade, ou seja, os efeitos dos incêndios combinados com a complexidade da paisagem favorecem as guildas mais generalistas.

2.4 LEVANTAMENTO QUANTITATIVO DE AVES

Para os dados quantitativos foi empregado o método de Ponto de Escuta (Dos Anjos, 2007). Seguindo as recomendações de Vielliard *et al.*, (2010), os pontos de escuta foram distribuídos em 2 pontos em florestas intactas e 2 em florestas incendiadas com uma repetição cada, desse modo, foram 8 amostragens para cada ambiente. A distância mínima entre os pontos foi de 200 m. Os pontos foram distribuídos de maneira estratificada e aleatória para abranger a heterogeneidade da paisagem. Em cada ponto amostral registramos durante 20 minutos todos os contatos audiovisuais dentro do seu raio de detecção de 200 m. Exaurindo a cronometragem, seguimos para o próximo ponto em tempo cronometrado exato de 25 minutos para a próxima amostragem. Para obter as imagens das aves usamos uma câmera fotográfica Canon 5 D Mark II com Objetiva 100-400mm, para a gravação das vocalizações um gravador Tascam DR-40 e para as visualizações em campo Binóculo Leopold 8X40.

2.5 CLASSIFICAÇÃO DAS GUILDAS TRÓFICAS

O termo guilda foi empregado para agrupar espécies, mesmo que taxonomicamente distintas, que exploram os mesmos recursos de forma semelhante na mesma comunidade e ambiente (Ricklefs, 2003; Magurran, 2004). Dentro dessa premissa consideramos que a competição é natural e que há uma forte correlação entre as espécies e habitat, assim a guilda trófica foi uma ferramenta tanto na análise de comunidades (Odum, 1988) como dos habitats.

Seguindo a classificação por guildas, as espécies foram agrupadas quanto ao tipo de dieta e a distribuição espacial. A terminologia empregada na definição das guildas e algumas informações sobre as dietas, foram adaptadas dos trabalhos de Willis (1979), Santos (2004), Antunes (2005) Almeida *et al.* (2003), Albanesi *et al.*; (2014) e Williams; Godoy (2021). Dessa forma, fizemos a classificação abrangente considerando apenas alimentação predominante: granívoros, insetívoros, frugívoros, carnívoros, nectarívoros, onívoros. Por fim, filtramos conforme o habitat sendo florestal ou generalista e micro-habitat considerados aqui os estratos florestais de preferência para o forrageio das guildas. Esse filtro teve como objetivo responder nossas hipóteses sobre as guildas impactadas em outros trabalhos como os Insetívoros florestais de solo (*i_fse*), Insetívoros florestais de tronco (*i_ft*) no qual a primeira impactada positivamente e a segunda negativamente.

2.6 ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS DADOS

A análise de variância (ANOVA) foi aplicada com o objetivo de verificar se há diferenças significativas na abundância e na riqueza das guildas em função da idade do último evento de fogo. Para isso, as florestas amostradas foram classificadas em: Floresta não incendiada, florestas que passaram por incêndios recentes ocorridos entre 2021 e 2022 e incêndios antigos.

Para a qualidade dos modelos classificamos os modelos usando o critério de informação de Akaike corrigido para pequenas amostras (AICc, Akaike, 1974). O modelo mais plausível foi identificado com base em vários critérios: (1) apresentar níveis de suporte mais elevados indicados pelos valores de $\Delta AICc < 2$; (2) ter maior probabilidade de seleção como o melhor modelo entre um conjunto, conforme determinado por pesos AIC (pesos $> 0,10$) (Burnham; Anderson, 2002); (3) apresentando variáveis preditoras com correlação mínima, avaliadas

através de fatores de inflação de variância ($VIFs < 3$); e (4) sem apresentar problemas residuais, validados através de diagnósticos utilizando o pacote DHARMA (Harting, 2022). Realizamos todas as análises utilizando o R Statistical Software (R Development Core Team, 2023).

3 RESULTADOS

Nós registramos 182 espécies de aves com dependência florestal, pertencentes a 42 famílias; divididas em 15 ordens (Material suplementar). Destas famílias, *Thamnophilidae* (12 espécies) e *Rhynchocyclidae* (10 espécies) foram as mais representativas. As espécies mais abundantes foram *Basileuterus culicivorus* (Deppe, 1830) (56 registros) e *Patagioenas picazuro* (Temminck, 1813) (55 registros). Entre as espécies mais sensíveis estão *Grallaria varia* (Boddaert, 1783), *Myrmoderus squamosus* (Pelzeln, 1868) e *Cryptopezus nattereri* (Pinto, 1937) com alta dependência florestal e encontradas apenas em florestas não incendiadas. Também tivemos espécies ameaçadas de extinção segundo Decreto Nº 63.853 de 2018 para o estado de São Paulo, como *Micropygia schomburgkii* (Schomburgk, 1848) (CR) e *Phylloscartes eximius* (Temminck, 1822). Também registramos a *Procnias nudicollis* (Vieillot, 1817) na Lista Vermelha da União Internacional para a Conservação da Natureza e dos Recursos Naturais (IUCN)

As guildas florestais (tabela 1 e gráfico 1) responderam significativamente na variabilidade resposta (ANOVA, F value = 243,339; Df = 5, P=2e-16 ***) com comportamentos distintos frente aos efeitos dos incêndios. No entanto, não houve significância entre as idades decorridas dos incêndios (ANOVA, F value=0,819; Df = 2; P= 0,4419), ou seja, tanto nos incêndios antigos como recentes, apresentaram respostas sem distinção estatística. A exceção foram os insetívoros que apresentaram uma resposta significativa entre as idades dos incêndios (ANOVA, F value= 3,506; Df =2; P=0,0366 * Tukey Test, p=0,0281961).

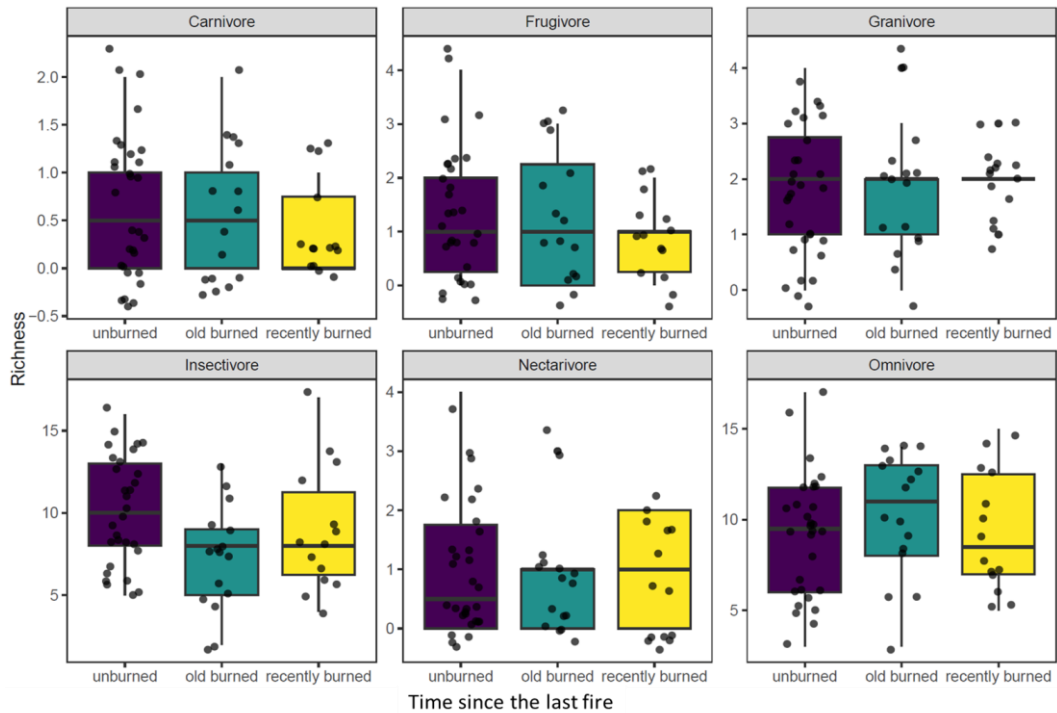
Tabela 1 - Riqueza de guildas de aves em diferentes cronosequências de fogo na Mata Atlântica.

Preditores	Insetívoros		Onívoros		Frugívoros		Insetívoros Estrato Médio		Insetívoros de Serrapilheira	
	taxa de incidência	p	taxa de incidência	p	taxa de incidência	p	taxa de incidência	p	taxa de incidência	p
(Intercept)	5.98 (4.08-8.76)	<0.01	0.76 (0.14-4.01)	0.74	0.28 (0.01-12.22)	0.51	0.31 (0.13-0.75)	0.01	1.19 (0.74-1.90)	0.47
Tempo decorrido após o fogo	1.17	0.291					1.83	0.29	1.04	0.92
Incêndios recentes	0.87	1.56					(0.60-5.59)		0.52-2.05)	
Tempo decorrido após o fogo	1.35**	00.09					3.09*	0.02	1.87*	0.02
Não queimado	(1.08-1.69)						(1.20-7.99)		(1.11-3.14)	
			0.97							
Floresta de refúgio%	1	201	1.04	00.1	10.8	0.06				
	(1.00-1.01)		(1.01-1.08)		(1.00_1.17)					
Pirodiversidade			4.98**	0.01	2.67	0.05				
			(1.52-16.37)		(0.16-45.16)					
Floresta de refúgio%			0.97*	0.03	0.95	0.03				
X pirodiversidade			(0.95-1.00)		(0.89-1.01)					
Efeitos randômicos										
σ^2	0.11		0.01		0.63		0.89		0.46	
τ_{00}	0.03 paisagem		0.01 paisagem		0.01 paisagem		0.00 paisagem		0.00 paisagem	
ICC	0.22		0.1							
N	15 paisagens		15 paisagens		15 paisagens		15 paisagens		15 paisagens	
Observações		60		60		60		60		60
MarginaPR/Condicional R ²	0.141/0.330		0.232/0.305		0.66/NA		0.205/NA		0.159/0.225	
										*p<0.05 **p<0.01 ***p<0.001

Fonte: Do autor (2023)

Legenda: Melhores modelos de modelos mistos lineares generalizados (GLMM) para a riqueza de espécies de guildas de aves na Mata Atlântica, Brasil. Selecionamos o melhor modelo utilizando os critérios de seleção do modelo AICc, considerando que os modelos com $\Delta AICc$ são ≤ 2 ($\Delta AICc = AICc_i - \text{modelo } AICc_{\text{best}}$), indicando suporte comparável; além disso, foram considerados modelos com maior probabilidade (pesos $> 0,10$) para serem selecionados como o melhor modelo entre um conjunto. Os pesos (w_i) representam a probabilidade de um determinado modelo ser o melhor do conjunto. O w_i pode ser interpretado como a probabilidade de um determinado modelo ser o melhor modelo do conjunto. Os modelos selecionados não apresentam problemas significativos nos diagnósticos residuais, garantindo a validade dos pressupostos do modelo. Para cada modelo, apresentamos a taxa de incidência juntamente com os intervalos de confiança (entre parênteses) e os valores de p associados (p). O resumo inclui o número de observações e os valores R-quadrados correspondentes.

Gráfico 1 - Efeito da cobertura de refúgio de fogo.



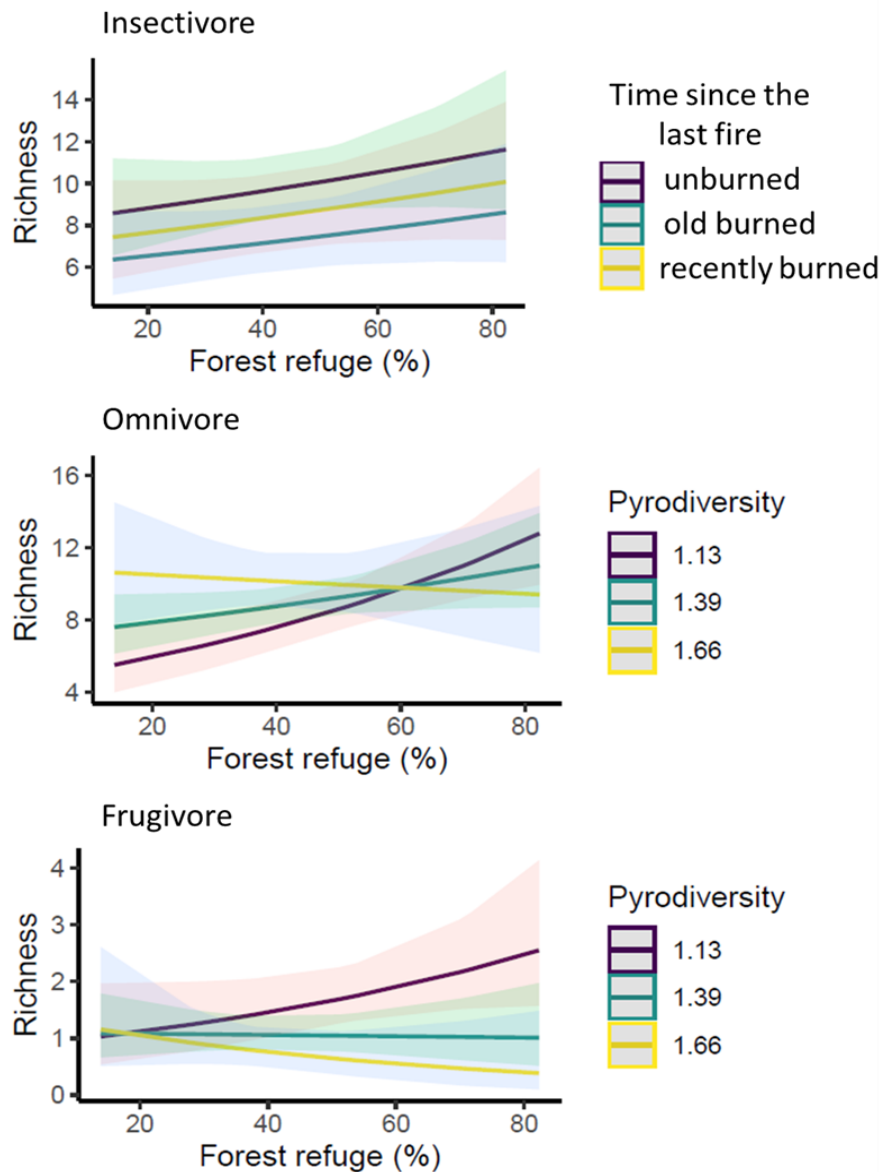
Fonte: Do autor (2023)

Legenda: Riqueza de guildas de aves em diferentes cronosequências de fogo na Mata Atlântica, Brasil. A figura mostra os resultados de uma análise ANOVA de dois fatores que examinam os efeitos da guilda de aves e do tempo desde o fogo na riqueza de espécies. As florestas foram classificadas em três grupos de acordo com o tempo decorrido desde o último incêndio: florestas "não queimadas", que permanecem intocadas pelo fogo desde, pelo menos, 1985; florestas "recentemente queimadas", que sofreram incêndios entre 2021 e 2022; e florestas "Velhas Queimadas", afetadas por incêndios ocorridos em 2014. Os box-plots representam a distribuição da riqueza de espécies dentro de cada guilda ao longo das três cronosequências de fogo. As aves insetívoras foram a única guilda que apresentou maiores variações na riqueza de espécies entre as diferentes cronosequências de fogo. As manchas florestais não queimadas apresentaram maior riqueza insetívora (ANOVA, valor $F=3,506$; $DF=2$; $P=0,0366$), em comparação com aqueles submetidos a incêndios mais antigos (Teste de Tukey, $p=0,0281$).

Avaliando os efeitos da pirodiversidade na paisagem (gráfico 2) sobre cada guilda, dos insetívoros florestais mostraram maior riqueza nas florestas não incendiadas e distinção entre as idades dos incêndios. Quando avaliamos a distribuição das espécies existe uma preferência entre as áreas incendiadas e não incendiadas, 33 espécies foram detectadas somente em florestas não incendiadas (dados complementares), destas 16 são insetívoras e 08 estão relacionadas ao estrato inferior florestal.

As áreas de refúgio também foram importantes para os frugívoros e onívoros, no entanto, com efeito antagônico com a pirodiversidade, no qual a riqueza que é favorecida pelas áreas de refúgio são declinadas conforme aumenta a pirodiversidade

Gráfico 2 - Efeito do incêndio através do tempo sobre a riqueza de espécies de aves insetívoras terrestres e do sub-bosque dentro da Mata Atlântica, Brasil.

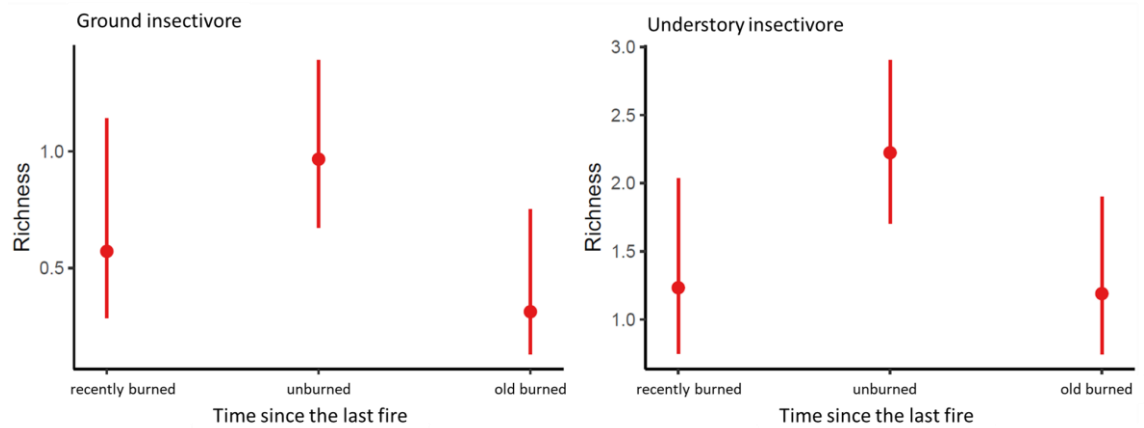


Fonte: Do autor (2023).

Legenda: Efeito da cobertura de refúgio de fogo (%), nível de pirodiversidade e tempo desde o fogo na riqueza de guildas de aves na Mata Atlântica, Brasil. Cobertura de refúgio de fogo na paisagem, representando a proporção de floresta na paisagem que permaneceu por queimar entre 1985-2022. O nível de pirodiversidade foi avaliado utilizando a métrica de entropia marginal, que avalia a heterogeneidade da paisagem com base na estrutura e arranjo espacial de diferentes elementos de cobertura do solo. Para visualizar os efeitos marginais da pirodiversidade, agrupámo-los em três níveis, incluindo um acima do desvio padrão (alto), valor médio (médio) e um desvio padrão abaixo do valor médio (baixo). As áreas sombreadas representam intervalos de confiança de 95%. O tempo desde o último incêndio florestal foram classificadas em três grupos: florestas "não queimadas", que permanecem intocadas pelo fogo desde, pelo menos, 1985; florestas "recentemente queimadas", que sofreram incêndios entre 2021 e 2022; e florestas "Velhas Queimadas", afetadas por incêndios ocorridos em 2014.

Em consonância com nossas hipóteses os estratos de forrageio, ou seja, os microhabitat foram importantes para algumas guildas mais sensíveis aos incêndios. As guildas dos estratos inferiores florestais obtiveram maior riqueza nas florestas não incendiadas, tanto os insetívoros florestais de serrapilheira (i_fse) como os insetívoros florestais de subosque (i_fsb).

Gráfico 3 - Comportamento dos insetívoros de solo frente aos incêndios.



Fonte: Do autor (2023).

Legenda: Efeito do incêndio através do tempo sobre a riqueza de espécies de aves insetívoras terrestres e do sub-bosque dentro da Mata Atlântica, Brasil. O tempo desde o último incêndio florestal foi classificado em três grupos: florestas "não queimadas", que permanecem intocadas pelo fogo desde, pelo menos, 1985; florestas "recentemente queimadas", que sofreram incêndios entre 2021 e 2022; e florestas "Incêndios antigos", afetadas por incêndios ocorridos em 2014.

4 DISCUSSÃO

Nossa hipótese era de que a pirodiversidade impactaria as aves conforme a guilda alimentar, prejudicando os mais exigentes como os insetívoros, especialmente os florestais, o que se confirmou. Por sua vez, os generalistas, a exemplo dos onívoros, se beneficiaram com pirodiversidade. No entanto, a idade dos incêndios não ofereceu respostas significativas para as demais guildas: onívoros, granívoros, frugívoros, carnívoros e nectarívoros. A riqueza dessas guildas possivelmente está relacionada com outros atributos das paisagens como altitude, fitofisionomias, disponibilidade de recursos entre outros, desse modo, há troca de espécies entre diferentes nichos dentro da mesma guilda.

Quando filtramos as guildas por habitat e microhabitat, ou seja, os florestais e seus estratos verticais, esperávamos que os insetívoros florestais de tronco seriam beneficiados, porém, essa hipótese não se confirmou. Nossa última hipótese é que os insetívoros florestais de serrapilheira (i_fse) seriam afetados negativamente pela pirodiversidade, o que foi confirmado.

De acordo com Myers *et al.* (2000) e Mittermeier *et al.* (2004) a Mata Atlântica brasileira é um dos biomas mais biodiversos do planeta e essa diversidade pode ser atribuída à heterogeneidade de habitats, tanto em nível horizontal como vertical, apresentando diversidade em todos seus estratos. Esses atributos da Floresta Atlântica proporcionam recursos para os mais diversos grupos, incluindo as aves. A avifauna está entre as mais diversas e com alto grau de endemismo, segundo Lima (2013), que podemos atribuir a adaptação e evolução conjunta das aves com outros fatores abióticos e bióticos. Dessa forma, para que haja pirodiversidade uma série de fatores são importantes, como as relações eco-evolutivas, o espaço-tempo, assim como os atributos da paisagem, segundo Steel *et al.* (2024), como a umidade e a composição vegetacional que determinam o impacto do incêndio, proporcionando pirodiversidade ou a redução da biodiversidade. Diferentemente das florestas temperadas e os ecossistemas savânicos não existe essa relação de co-evolução com o fogo e também já existe uma diversidade natural de ecossistemas já possibilitando naturalmente diversidade de habitats e nichos.

Corroborando isso, registramos 33 espécies ocorrentes somente em florestas não incendiadas (dados complementares), sendo que destas, 16 são insetívoras e 08 estão relacionadas ao estrato inferior florestal, o que também demonstra a importância dos estratos florestais para diversidade da avifauna. Registramos nas florestas não incendiadas duas espécies ameaçadas de extinção: *Phylloscartes eximius* e *Procnias nudicollis*, a primeira insetívora de

estrato médio e a última frugívora que necessita de grandes extensões florestais, uma notável consumidora de frutos grandes (Sick, 2001). Para essas duas espécies a extensão, a preservação e a heterogeneidade da vegetação com árvores antigas são vitais, o que não seria possível em florestas incendiadas (Sick, 2001). Quando avaliamos as guildas somente pelo habitat florestal encontramos boa representatividade dos insetívoros e onívoros, também obtida por Piratelli *et al.*, (2005); Donatelli *et al.*, (2007); Burin *et al.*, (2016) em florestas tropicais, o que pode ser explicado pela quantidade de espécies angiospermas que atrai aves (onívoras, granívoras e nectarívoras) e outros dispersores. É importante lembrar que árvores frutíferas corroboram a diversidade de insetos da Mata Atlântica que por sua vez atrai aves insetívoras e onívoras (Alves *et al.*, 2017).

Embora os insetívoros sejam uma das guildas mais profusas (Burin *et al.*, 2016), também estão entre mais sensíveis à antropização (Lees; Peres, 2008; Gomes, 2008; Adeney *et al.*, 2006), a depender de onde e como forrageiam. A exemplo de Burgess e Maron (2015) e Burgess (2015), em nossos estudos esta guilda respondeu positivamente à cobertura florestal e às áreas de refúgio, indicando preferência para as áreas mais preservadas, conforme também encontrado por Şekercioğlu *et al.* (2002), Barlow *et al.* (2002); Lees e Peres (2008) e Burges e Maron (2015). Constatamos uma diferença significativa entre as florestas não incendiadas preservadas e florestas com diferentes idades de fogo. A explicação é que os insetívoros dependem das redes de interações alimentares e apresentam dificuldades de mudarem seus cardápios e adotar a onivoria (Burin *et al.*, 2016). Esse grupo também apresenta baixa locomoção e seletividade por habitat, de acordo com Şekercioğlu *et al.* (2002), sensibilidade ao aumento da luz solar direta, de acordo com Barlow, *et al.* (2002) e dificuldade de dispersar (Lees; Peres, 2008).

Essas constatações reforçam a hipótese de que a perda de interações bióticas e tróficas pode levar a extinções locais sobretudo as guildas relacionadas aos estratos inferiores da floresta (Şekercioğlu *et al.*, 2002; Barlow *et al.*, 2002; Lees; Peres 2008) e redução da biodiversidade, conforme apontada por Gomes (2008), Şekercioğlu *et al.* (2002) e Barlow *et al.* (2002). Os insetívoros também apresentam especializações, os quais são forçados a competir por recursos com os generalistas, que possuem maior plasticidade alimentar e normalmente maior mobilidade.

Os onívoros reagiram negativamente a pirodiversidade, guilda que normalmente tem predominância tanto em áreas florestais como em áreas abertas, indicando resistência aos distúrbios e à fragmentação (Motta-Júnior, 1990; Piratelli *et al.*, 2005; Donatelli *et al.*, 2007; Williams; Godoy, 2022). No entanto, nossos estudos mostraram preferência pelas florestas de

refúgio, com resultados antagônicos à pirodiversidade. Podemos inferir que, mesmo com plasticidade alimentar, florestas preservadas lhes proporcionam mais recursos desse modo, podemos inferir que a heterogeneidade florestal é mais importante que a gerada pelos incêndios a essa guilda (Burgess; Maron, 2015). Porém, cabe ressaltar que analisamos as espécies com vínculos florestais e, desse modo, as onívoras de áreas abertas não foram consideradas. Em tese poderiam sim ser beneficiadas pelos incêndios no decorrer do tempo a depender dos atributos da paisagem e do (s) incêndio (s).

A preferência dos frugívoros florestais para as áreas de refúgio pode ser explicada pelo fato da guilda forragear em diversas árvores frutíferas, sem especializarem-se em nenhuma espécie ou família em particular (Pizo; Galetti, 2010). Essa característica contribui para permanecerem e buscarem florestas maiores e mais diversas, como encontrado nas florestas maduras e recuperadas (Burgess; Maron, 2015). Os incêndios recentes e a fragmentação não só reduzem o perímetro de alimentação das aves como também proporcionam mais bordas, alterando o microclima, matando árvores frutíferas e favorecendo lianas e espécies invasoras, principalmente herbáceas, que facilitam a incidência de incêndios (Cochrane, 2001).

Quando um ambiente florestal se torna uma área aberta, as espécies vegetais anemocóricas se beneficiam em detrimento das zoocóricas (Griz *et al.*, 2002) o que foi confirmado por Mata *et al.* (2022), que encontrou uma relação direta entre as áreas incendiadas e a perda de espécies zoocóricas. Dessa forma, inferimos que florestas com menos espécies zoocóricas, abrigam menos aves frugívoras. Também temos que considerar que muitas árvores florestais demoram muito tempo para frutificar (Lorenzi, 1992).

Os frugívoros também demonstraram sensibilidade à pirodiversidade, e positividade pelas florestas de refúgio, o que foi também encontrado por Burges e Maron (2015). A busca por refúgio requer capacidade de locomoção na paisagem, mas mesmo aves com grande poder de locomoção podem restringir essa capacidade em áreas fragmentadas (Houtan *et al.* 2007). Outro ponto importante é que os frugívoros florestais têm preferência por florestas preservadas, como reportam Fadini e Marco Junior (2004), Burges e Maron (2015). Corroborando, Lees e Peres, (2008) obtiveram sensibilidade dos frugívoros especialistas.

Os granívoros também não responderam à pirodiversidade. No entanto, o fato de nossas análises terem foco nas guildas com alta interação florestal pode ter afetado os resultados, uma vez que a guilda tem grande representatividade em áreas abertas. Os granívoros são favorecidos pelo desflorestamento (Piratelli, *et al.*, 2005; Cunningham *et al.*, 2014) e se adaptam bem às pastagens e até mesmo em áreas urbanas (Cristaldi *et al.*, 2017), uma vez que algumas espécies forrageiam de poáceas exóticas como a *Brachiaria* (*Brachiaria decumbens*) e o Capim-colônia

(*Panicum Maximum*), amplamente empregados na agropecuária brasileira. Entre os principais representantes destas guildas estão os Thraupídeos, principalmente o gênero *Sporophila* e afins.

Os nectarívoros também não responderam à pirodiversidade, mostrando plasticidade e ocupando diferentes nichos por diferentes espécies. A guilda pode ser adaptar a diferentes impactos ambientais como fragmentação e a urbanização. Cristaldi *et al.* (2017) e Donatelli *et al.* (2007) obtiveram pouca representatividade dessa guilda, sendo que Cristaldi *et al.* (2017) não obtiveram diferenças significativas entre as categorias ambientais. Barlow *et al.* (2002) encontraram uma relação positiva com as áreas incendiadas. Lees e Peres (2008) encontraram tolerância na guilda à fragmentação e alterações ambientais. Burgess e Maron (2015) obtiveram na extensão do habitat com incêndios antigos um preditor positivo para a guilda. Esses resultados mostram uma complexidade da guilda quanto à sua distribuição na paisagem e formas de forragear, indicando que a pirodiversidade, assim como outros atributos da paisagem, agem sobre a guilda a nível de espécie. Enquanto umas são mais sensíveis, outras são mais tolerantes à antropização, podendo haver um turnover dentro da guilda, conforme o ambiente e o habitat. Dentro da guilda há espécies generalistas que se alimentam de uma variedade de recursos classificados aqui como nectarívoros arbustivos (dados complementares), que conseguem adaptar sua dieta ao que está disponível no ambiente (Araujo Silva; Bessa, 2010). Assim, se distribuem pela paisagem com seus diferentes atributos.

Os carnívoros demonstraram indiferença à pirodiversidade. Esta guilda é composta principalmente por falconídeos e accipitrídeos, que também são abundantes nas áreas abertas. Os gaviões tendem a ocupar grandes territórios com poucos representantes florestais (Vieira *et al.*, 2013) e nem sempre perceptíveis, pois habitam principalmente as copas mais altas, assim são mais visualizados em ambientes abertos.

4.1 INSETÍVOROS FLORESTAIS

Os Insetívoros Florestais de Serrapilheira (*i_fse*), conforme esperado, demonstraram sensibilidade frente às alterações ambientais e aos incêndios, o que também foi averiguado em outros trabalhos (Barlow *et al.*, 2002; Barlow; Peres 2004; Slik; Van Balen 2006; Albanesi *et al.* 2014;). Reforçando a preferência por áreas preservadas. A guilda também respondeu positivamente para as florestas de refúgio.

Incêndios florestais atingem principalmente o solo onde se deposita a matéria orgânica morta, como folhas e galhos em decomposição, que se tornam combustíveis aos incêndios (Melo; Durigan, 2010). Esses habitats abrigam uma grande diversidade de insetos, que são fonte de recursos da avifauna, anuros, alguns pequenos mamíferos entre outros.

Banza (2021) cita os prejuízos entre os insetos polinizadores nos primeiros anos pós incêndios; Wink *et al.* (2005) encontraram sensibilidade dos insetos relacionados com a serrapilheira frente aos distúrbios florestais e sua relação positiva com a heterogeneidade da paisagem; Barlow *et al.* (2002) e Şekercioğlu *et al.* (2002) apontam para o declínio das formigas de correição, às quais várias espécies insetívoras estão associadas. Contudo, poucos táxons da entomofauna foram estudados frente à pirodiversidade (Burgess, 2015) e esse conhecimento seria vital para confrontar dados com espécies insetívoras, dado o grau de interações e dependência destas taxocenoses.

As aves de solo florestal ainda possuem baixa locomoção (Poulsen, 1994) e assim em grandes incêndios ficam mais suscetíveis a carbonização. Estas também tendem a nidificar e dormir próxima ao solo, como representantes da família Grallariidae, gênero *Myrmoderus*, *Conopophaga lineata* (Sick, 1984; Sigrist, 2013) e *Drymophila squamata* (observação pessoal), expondo-as aos riscos dos incêndios e de outros impactos ambientais.

Registramos seis espécies nessa guilda: *Conopophaga lineata* (Wied, 1831); *Cryptopezus nattereri* (Pinto, 1937); *Drymophila squamata* (Lichtenstein, 1823); *Grallaria varia* (Boddaert, 1783); *Myrmoderus squamosus* (Pelzeln, 1868) e *Synallaxis ruficapilla* (Vieillot, 1819). Destas apenas *S. ruficapilla* foi registrada além das florestas incendiadas e obteve ampla distribuição entre as áreas estudadas.

Outro aspecto em comum é que *G. varia*; *M. squamosus* e *C. nattereri*, que são espécies de distribuição restrita, preferem matas de altitude (Sick, 1984; Sigrist, 2013) como as florestas de encosta, que são boa parte dos remanescentes florestais do Sudeste brasileiro (Tabarelli; Mantovani, 1999). Essas constatações reforçam a tese de Burgess (2015), de que a altitude e a configuração topográfica são importantes para a heterogeneidade da paisagem. Por fim, temos nesta lista espécies exclusivas da Mata Atlântica, como *D. squamata*, e *C. lineata*, (Lima, 2013). Estas constatações reforçam a relevância da preservação destas espécies e a importância da preservação íntegra de remanescentes florestais.

Podemos inferir que os insetívoros florestais estão associados ao clímax florestal e que as perturbações causadas pelos incêndios proporcionam manchas de sucessão ecológica que pode beneficiar outras espécies e outras guildas, que tendem encontrar novamente o clímax com o tempo (Ricklefs, 2003). Mas, dada a fragmentação somadas a outros fatores antrópicos e ao

tamanho dos remanescentes florestais da Mata Atlântica, não sabemos se as espécies especialistas, adaptadas às florestas maduras e seus habitats e microhabitats, serão extintas.

Esperava-se que os insetívoros que forrageiam em madeira (i_ft), especialmente madeira morta, fossem afetados positivamente pela pirodiversidade, conforme os resultados de Schepps *et al.* (1999); Craig (2012) e Lorenz *et al.* (2015). No entanto, isso não foi evidenciado em nosso trabalho. Como os representantes dessa guilda, família Picidae e Dendrocolaptidae forrageiam tanto em árvores mortas como em árvores vivas, preferencialmente em espécimes maduras, as florestas preservadas beneficiam essas espécies. Também podemos inferir que a Mata Atlântica é diferenciada de outros ambientes florestais como as Florestas Boreais e Montanas do norte da América do Norte estudadas por Craig (2012) e Lorenz *et al.* (2015), que obtiveram seus resultados em pinheiros (*Pinus contorta*) e abeto (*Abies lasiocarpa*), entre outras espécies de pinheiros, assim como Schepps *et al.* (1999), que analisaram a dureza do álamo-trêmulo (*Populus tremuloides*).

A Mata Atlântica oferece uma diversidade muito maior de espécies, tanto arbórea como de insetos, considerando que é um dos biomas hotspot mundiais (Myers *et al.*, 2000; Mittermeier *et al.*, 2004). Desse modo, florestas maduras e preservadas oferecem recursos necessários para pica-paus e arapaçus, uma vez que, além da diversidade, oferecem árvores com diferentes idades, inclusive árvores mortas, que em caso de grandes incêndios podem até mesmo ser facilmente consumidas pelos incêndios. Em suma, nossos dados são inconclusivos quanto ao beneficiamento pela pirodiversidade.

A reação das outras guildas insetívoras florestais indicam que o estrato de forrageamento das guildas é importante, tanto pelas características e ecologia das espécies que a frequentam, como pelos efeitos dos incêndios. Os insetívoros florestais de sub-bosque tiveram reações muito similares às dos que forrageiam em serrapilheira. As duas guildas são severamente atingidas pelos incêndios, uma vez que mesmo os pequenos incêndios atingem o estrato inferior florestal, onde estão seus recursos. Mesmo forrageando de maneira distinta, os insetívoros de sub-bosque da floresta, em geral, têm alta especificidade de habitat, baixa mobilidade e mobilidade limitada (Şekercioğlu *et al.*, 2002). Essas características são similares aos insetívoros de serrapilheira. Os indícios são que as todas as guildas do estrato inferior são atingidas pelos incêndios florestais (Barlow *et al.*, 2002), mesmo aquelas espécies de habitats distintos como *Lochmias nematura*. Essa ave do interior florestal, tem sua alimentação composta por até 94% de artrópodes (Piato, 2012). Embora prefira ambientes próximos aos

cursos hídricos, também tem os mesmos hábitos de forrageamento e comportamento que os insetívoros de solo, mostrando-se intolerante à fragmentação.

Embora nosso trabalho tenha abarcado 15 paisagens diferentes com diferentes heterogeneidades, a complexidade e amplitude na Mata Atlântica é muito maior. Por tal motivo é necessário trabalhos similares para que compreendamos melhor os efeitos dos incêndios. Por sua vez, os incêndios também possuem inúmeras variáveis e intensidades que podem combinar com outras inúmeras características ambientais amenizando ou potencializando seus efeitos. Lembrando que no nosso estudo, houve lacunas temporais no tempo decorrido dos incêndios, que seria sanado por um estudo muito mais abrangente no espaço o que denotaria um esforço amostral muito maior que por sua demandaria mais tempo, o que não tivemos. Por fim, trabalhamos apenas com uma taxocenose em um universo de diversidade, interações e relações do meio biótico e abiótico, o que deixa claro que temos muito mais para compreender.

A compreensão do fenômeno dos incêndios é vital para as estratégias de conservação de ecossistemas. Entender como as espécies raras, sensíveis e ameaçadas se comportam, assim como as guildas se adaptam ou são afetadas pelos incêndios fornecem dados que otimizam os planos conservacionistas. O entendimento da paisagem é uma importante ferramenta à gestão pública e a manutenção dos serviços ecossistêmicos, desse modo, esse trabalho possui aplicações teóricas, práticas e reais.

5 CONCLUSÃO

Nossos estudos mostraram diferentes respostas da pirodiversidade para diferentes guildas, porém sem nenhum beneficiamento evidente. Isso já era esperado, dado, à ecologia das espécies e a forma de obtenção de seus recursos, além do fato de que a heterogeneidade natural da Mata Atlântica ser mais atrativa que a gerada pelos incêndios. A configuração da paisagem, como as áreas de refúgio se mostraram importantes para as guildas e sua conservação, comprovando a importância da extensão e da conectividade florestal.

Nosso estudo aponta que a pirodiversidade deve ser analisada com critério, até mesmo o uso do termo, uma vez que a quantidade não substitui a qualidade e a especificidade. E isso é notadamente verdade Mata Atlântica, um dos biomas hotspot naturalmente megadiverso, com inúmeras espécies endêmicas, raras e ameaçadas, que podem ser aniquiladas pelos incêndios. Seria um contrassenso, mesmo que se confirmasse que os incêndios oferecessem a nível local, mais diversidade, uma vez que globalmente é um dos biomas mais ameaçados do planeta. A biodiversidade remete à soma, ou seja, um atributo positivo que pode dado por um habitat ou pela junção de vários habitats, na composição de uma paisagem heterogênea. Dentro dessa perspectiva, não é coerente nem racional esperar que espécies de um ambiente x, sejam somadas ou agregado ao ambiente y, sendo que na soma de x mais y exista uma redução. Em suma, quando agregamos espécies de áreas abertas e\ou generalistas para somar às espécies tipicamente florestais não há de fato um ganho, mas sim uma troca de espécies de ambientes preservados por espécies mais tolerantes.

REFERÊNCIAS

- Adeney, J. M. *et al.* Effects of an ENSO-related fire on birds of a lowland tropical forest in Sumatra. **Animal Conservation**, v. 9, n. 3, p. 292-301, 2006.
- Akaike, H. A new look at the statistical model identification. **IEEE Transactions On Automatic Control**, v. 19, n. 6, p. 716-723, 1974.
- Albanesi, S.; Dardanelli, S.; Bellis, L. M. Effects of fire disturbance on bird communities and species of mountain Serrano forest in central Argentina. **Journal of Forest Research**, v. 19, n. 1, p. 105-114, 2014.
- Alencar, A. AC. *et al.* Long-term landsat-based monthly burned area dataset for the Brazilian biomes using deep learning. **Remote Sensing**, v. 14, n. 11, p. 2510, 2022.
- Almeida, A.; Couto, H.T.Z.; Almeida, A. F. Diversidade beta de aves em habitats secundários da Pré-Amazônia maranhense e interação com modelos nulos. **Ararajuba**, v. 11, n. 1, p. 157-171, 2003.
- Alves, A. E. O. *et al.* Levantamento preliminar da entomofauna e grau de conservação de um remanescente de Mata Atlântica, Laranjeiras, Sergipe. **Agroforestalis News**, v. 2, n. 1, p. 1-7, 2017.
- Anjos, L dos. Bird species sensitivity in a fragmented landscape of the Atlantic forest in southern Brazil. **Biotropica**, v.38, p. 229–234, 2006.
- Anjos, L. dos *et al.* Técnicas de levantamento quantitativo de aves em ambiente florestal: uma análise comparativa baseada em dados empíricos. **Ornitologia e Conservação: Ciência Aplicada, Técnicas de Pesquisa e Levantamento**. Rio de Janeiro: Technical Books Editora, 2010. p. 61-76.
- Antunes, A. Z. Alterações na composição da comunidade de aves ao longo do tempo em um fragmento florestal no sudeste do Brasil. **Ararajuba**, v. 13, n. 1, p. 47-61, 2005.
- Araujo-Silva, L. E; Bessa, E. Territorial behaviour and dominance hierarchy of *Anthracothonax Vieillot nigricollis* 1817 (Aves: Trochilidae) on food resources. **Revista Brasileira em Ornitologia**. 18(2): 89-96. 2010.
- Arzolla, F. A. R. D. P. **Florística e fitossociologia de trecho da Serra da Cantareira, Nucleo Aguas Claras, Parque Estadual da Cantareira, Mairipora - SP**. 2002. 184p. Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Biologia, Campinas, SP. 2002. Disponível em: <https://hdl.handle.net/20.500.12733/1592566>. Acesso em: 23 mar. 2024.
- Banza, P. V. S. P. **Post-fire regeneration of pollination processes: an ecological network approach**. 2021. Tese (Doutorado em Biologia) - Instituto de Investigação e Formação Avançada, Universidade de Evora Évora, Portugal. 2021. Disponível em: <https://dspace.uevora.pt/rdpc/handle/10174/29691>. Acesso em: 20 mar. 2024.
- Barlow, J.; Hugaasen, T.; Peres, C. A. Effects of ground fires on understory bird assemblages in Amazonian forests. **Biological Conservation**, v. 105, n. 2, p. 157-169, 2002.

- Barlow, J.; Peres, C. A. Avifaunal responses to single and recurrent wildfires in Amazonian forests. **Ecological Applications**, v. 14, n. 5, p. 1358-1373, 2004.
- Barros, F. M. *et al.* Matrix type and landscape attributes modulate avian taxonomic and functional spillover across habitat boundaries in the Brazilian Atlantic Forest. **Oikos**, v. 128, n. 11, p. 1600-1612, 2019.
- Barzan, F. R.; Baigorria, J. M. E.; Bó, R. F. Bird community diversity in three habitat types in an ecological corridor in the Atlantic Forest of Misiones province, Argentina. **Tropical Conservation Science**, v. 8, n. 4, p. 955-974, 2015.
- Birdlife International. **IUCN red list for birds**. [S/l]. IUCN red list. 2024. Disponível em: <https://www.iucnredlist.org/en>. Acesso: 28 fev. 2024.
- Bressan, P. M.; Kierulff, M. C. M.; Sugieda, A. M. **Fauna ameaçada de extinção no Estado de São Paulo**. São Paulo: Fundação Parque Zoológico de São Paulo, 2009.
- Brooks, M. E. *et al.* glmmTMB balances speed and flexibility among packages for zero-inflated generalized linear mixed modeling. **The R journal**, v. 9, n. 2, p. 378-400, 2017.
- Burgess, E. E. **Drivers of diversity at the local-and landscape-scale in a fire-prone landscape**. 2015. Thesis (Doctor of Philosophy) - University of Queensland, Santa Lúcia, AU-QLD. 2015. Disponível em: <https://core.ac.uk/download/pdf/43381261.pdf>. Acesso em: 28 fev. 2024.
- Burin, G. *et al.* Omnivory in birds is a macroevolutionary sink. **Nature Communications**, v. 7, n. 1, p. 11250, 2016.
- Burnham, K. P. *et al.* **Practical use of the information-theoretic approach**. New York: Springer, 1998.
- Catling, P. C. Ecological effects of prescribed burning practices on the mammals of southeastern Australia. In Lunney : (Ed.). **Conservation of Australia's Forest Fauna. Mosma**: Royal Zoological Society of New South Wales, 1991. p. 353–363.
- Cochrane, M. A. Synergistic interactions between habitat fragmentation and fire in evergreen tropical forests. **Conservation Biology**, v. 15, n. 6, p. 1515-1521, 2001.
- Craig, D. L. A conservation strategy for the black-backed woodpecker (*Picoides arcticus*) in California – Version 1.0. Point Reyes Station: The Institute for Bird Populations and California Partners in Flight, 2012.
- Cristaldi, M. A. *et al.* Urbanization impacts on the trophic guild composition of bird communities. **Journal of Natural History**, v. 51, n. 39-40, p. 2385-2404, 2017.
- Cunningham, R. *et al.* Cross-sectional and temporal relationships between bird occupancy and vegetation cover at multiple spatial scales. **Ecological Applications**, v. 24, n. 6, p. 1275-1288, 2014.
- Dário, F. R.; De Vincenzo, M. C. V.; Almeida, A. F de. Avifauna em fragmentos da Mata Atlântica. **Ciência Rural**, v. 32, p. 989-996, 2002.

Da Silva, J. M. C. *et al.* Aves da Caatinga: status, uso do habitat e sensibilidade. **Ecologia e conservação da Caatinga**. Ecologia e conservação da Caatinga. Recife: Editora Universitária, Universidade Federal de Pernambuco, 2003. p. 237-274.

Donatelli, R. J. *et al.* Análise comparativa da assembléia de aves em dois remanescentes florestais no interior do Estado de São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 24, p. 362-375, 2007.

Driscoll, D. A. *et al.* How fire interacts with habitat loss and fragmentation. **Biological Reviews**, v. 96, n. 3, p. 976-998, 2021.

Fadini, R. F. *et al.* Interações entre aves frugívoras e plantas em um fragmento de mata atlântica de Minas Gerais. **Ararajuba**, v. 12, n. 2, p. 97-103. 2004.

Faivre, N. *et al.* Characterization of landscape pyrodiversity in Mediterranean environments: contrasts and similarities between south-western Australia and south-eastern France. **Landscape Ecology**, v. 26, p. 557-571, 2011.

Farnsworth, L. M. *et al.* Does pyrodiversity beget alpha, beta or gamma diversity? A case study using reptiles from semi-arid Australia. **Diversity and Distributions**, v. 20, n. 6, p. 663-673, 2014.

Fisher, R. A. Statistical methods for research workers. In: **Breakthroughs in statistics: Methodology and distribution**. New York, NY: Springer New York, 1970. p. 66-70.

Flesch, A. D.; Steidl, R. J. Importance of environmental and spatial gradients on patterns and consequences of resource selection. **Ecological Applications**, v. 20, n. 4, p. 1021-1039, 2010.

Florian, H. **Dharma: Residual Diagnostics for Hierarchical (Multi-Level / Mixed) Regression Models**. R package version 0.4.6. 2022

Gomes, A de L. S. *et al.* **Interação mutualística entre aves frugívoras de sub-bosque e plantas no Parque Ecológico de Gunma**. 2008. Dissertação (Mestrado em zoologia) - Museu Paraense Emílio Goeldi, Universidade Federal do Pará, Belém, PA. 2008.

Gordijn, P. J.; O'connor, T. G. Multidecadal effects of fire in a grassland biodiversity hotspot: Does pyrodiversity enhance plant diversity?. **Ecological Applications**, v. 31, n. 6, p. e02391, 2021.

Griz, L. M. S.; Machado, I. C. S.; Tabarelli, M. **Ecologia de dispersão de sementes: progressos e perspectivas**. Diagnostico da Biodiversidade do Estado de Pernambuco, p. 596-608, 2002.

Hasui, E.; Gomes, V. S da M.; Silva, W. R. Effects of vegetation traits on habitat preferences of frugivorous birds in Atlantic rain forest. **Biotropica**, v. 39, n. 4, p. 502-509, 2007.

Hesselbarth, M. Hk. *et al.* landscapemetrics: an open-source R tool to calculate landscape metrics. **Ecography**, v. 42, n. 10, p. 1648-1657, 2019.

Hobbs, R. J.; Higgs, E.; Harris, J. A. Novel ecosystems: implications for conservation and restoration. **Trends in ecology & evolution**, v. 24, n. 11, p. 599-605, 2009.

Hutto, R. L. *et al.* Toward a more ecologically informed view of severe forest fires. **Ecosphere**, v. 7, n. 2, p. e01255, 2016.

Iembo, J. L. V.; Galvani, E. Vulnerabilidade a incêndios florestais: reflexões acerca do parque estadual do Juquery e seu entorno. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 28, p. 74-100, 2021.

Jones, G. M.; Tingley, M. W. Pyrodiversity and biodiversity: A history, synthesis, and outlook. **Diversity and Distributions**, v. 28, n. 3, p. 386-403, 2022.

Junior, J. C. M. Estrutura trófica e composição de três habitats terrestres na região central do Estado de São Paulo. **Ararajuba** 1:65-71. 1990.

Karr, J. R.; Freemark, K. E. Habitat selection and environmental gradients: dynamics in the "stable" tropics. **Ecology**, v. 64, n. 6, p. 1481-1494, 1983.

Lees, A. C.; Peres, C. A. Avian life-history determinants of local extinction risk in a hyper-fragmented neotropical forest landscape. **Animal conservation**, v. 11, n. 2, p. 128-137, 2008.

Lemos Da Silva, T; Lemes Marques, E.; Guilherme, E. Recuperation of the terra firme forest understory bird fauna eight years after a wildfire in eastern Acre, Brazil. **International Journal of Ecology**, v. 2015, n. 1, p. 324048, 2015.

Leonel, C. (Coord.). Plano de manejo do Parque Estadual da Cantareira: resumo executivo. São Paulo: **Secretaria de Estado do Meio Ambiente**, 2019. 60 p. 2013.

Leonel, C. Parque Estadual da Cantareira; resumo executivo. Fundação Florestal, **Secretaria do Meio Ambiente** de São Paulo. 75 p. 2012.

Lima, L. M. **Aves da Mata Atlântica: riqueza, composição, status, endemismos e conservação**. 2013. Tese (Doutorado em biologia), Universidade de São Paulo, SP. Disponível em: <https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/41/41133/tde-17042014-091547/en.php>. Acesso em: 28 fev. 2024.

Lorenz, T. J. *et al.* The role of wood hardness in limiting nest site selection in avian cavity excavators. **Ecological Applications**, v. 25, n. 4, p. 1016-1033, 2015.

Lorenzi, H. **Árvores brasileiras**. Nova Odessa: Plantarum, 1992. v. 1.

Loures-Ribeiro, A. *et al.* Aves de sub-bosque de uma área de Mata Atlântica de baixada do sudeste do Brasil. **Ornithologia**, v. 4, n. 2, p. 76-85, 2011.

Magurran, A. **Measuring Biological Diversity**. Blackwell Publishing: Malden, MALHI, Yadvinder *et al.* Tropical forests in the Anthropocene. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 39, n. 1, p. 125-159, 2014.

Manning, A. D.; Fischer, J.; Lindenmayer, D. B. Scattered trees are keystone structures—implications for conservation. **Biological conservation**, v. 132, n. 3, p. 311-321, 2006.

Massa, E. M.; Ross, J. L. S. Aplicação de um modelo de fragilidade ambiental relevo-solo na Serra da Cantareira, bacia do Córrego do Bispo, São Paulo-SP. **Revista do Departamento de Geografia**, p. 57-79, 2012. v. 24.

- Mata, S. *et al.* Forever young: arrested succession in communities subjected to recurrent fires in a lowland tropical forest. **Plant Ecology**, v. 223, n. 6, p. 659-670, 2022.
- Melo, A. C. G De; Durigan, G. Impacto do fogo e dinâmica da regeneração da comunidade vegetal em borda de Floresta Estacional Semidecidual (Gália, SP, Brasil). **Brazilian Journal of Botany**, v. 33, p. 37-50, 2010.
- Mestre, L. A. M. *et al.* The birds of Reserva Extrativista Chico Mendes, South Acre, Brazil. *in* **Boletim do Museu Paraense Emilio Goeldi, Ciências Naturais**, South Acre, Brazil. 2010
- Mittermeier, R. *et al.* Hotspots Revisited: Earth's Biologically Richest and Most Endangered Terrestrial Ecoregions. **CEMEX**, Mexico City. 2004.
- Myers, N. *et al.* Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853-858, 2000.
- Nowosad, J.; Stepinski, T. F. Information theory as a consistent framework for quantification and classification of landscape patterns. **Landscape Ecology**, v. 34, p. 2091-2101, 2019.
- Odum, E. P. **Ecologia**. 1 ed. Editora Guanabara Koogan, Rio de Janeiro, 1988.
- Oliveira-Filho, At., Fontes, M.A.L. Padrões de florística Diferenciação entre as Matas Atlânticas do Sudeste do Brasil e a Influência do Clima1. **Biotropica**, 32(4b), 793-810. 2000.
- Palma, A. C. *et al.* Dispersal and recruitment limitations in secondary forests. **Journal of Vegetation Science**, v. 32, n. 1, p. e12975, 2021.
- Palmeirim, A. F. *et al.* When does habitat fragmentation matter? A biome-wide analysis of small mammals in the Atlantic Forest. **Journal of Biogeography**, v. 46, n. 12, p. 2811-2825, 2019.
- Piato, Bruno Garcia. **Comportamento de forrageamento de *Lochmias Nematuro* (Aves, Furnariidae)**. 2012. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Ciências Biológicas) - Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Rio Claro, SP. 2012. Disponível em: <https://repositorio.unesp.br/server/api/core/bitstreams/1f7bdd84-170a-4ddd-ade6-0d0d8f976781/content>. Acesso em: 28 fev. 2024.
- Pimenta, Victor Ribeiro Alvares. **Estudo comportamental de beija-flores (Aves, Trochilidae) e seus recursos florais em São Carlos, SP, Brasil**. 2019. Dissertação (mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Federal de São Carlos, SP. 2019. Disponível em: <https://repositorio.ufscar.br/handle/ufscar/11830>. Acesso em: 28 fev. 2014.
- Piratelli, A.; Andrade, V. A.; Lima Filho, M. Aves de fragmentos florestais em área de cultivo de cana-de-açúcar no sudeste do Brasil. **Iheringia. Série Zoologia**, v. 95, p. 217-222, 2005.
- Pizo, M. A.; Galetti, M. Métodos e perspectivas da frugivoria e dispersão de sementes por aves. **Ornitologia e conservação: ciência aplicada, técnicas de pesquisa e levantamento**, p. 493-506, 2010.
- Pizo, M. A.; Simão, I.; Galetti, M. Diet and flock size of sympatric parrots in the Atlantic forest of Brazil. **Ornitologia Neotropical**, v. 6, n. 2, p. 5, 1995.

- Pons, P.; Wendenburg, C. The impact of fire and forest conversion into savanna on the bird communities of West Madagascan dry forests. In: **Animal Conservation forum**. Cambridge University Press, 2005. p. 183-193.
- Poulsen, B. O. Movements of single birds and mixed-species flocks between isolated fragments of cloud forest in Ecuador. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 29, n. 3, p. 149-160, 1994.
- Ribeiro, D. B.; Freitas, A. V. L. Brazil's new laws bug collectors. **Science**, v. 345, n. 6204, p. 1571-1571, 2014.
- Ricklefs, R.E. **A economia da natureza**. 5. ed. Guanabara Koogan, Rio de Janeiro: 503 p. 2003.
- Robinson, N. M. *et al.* Are forest gullies refuges for birds when burnt? The value of topographical heterogeneity to avian diversity in a fire-prone landscape. **Biological Conservation**, v. 200, p. 1-7, 2016.
- Robinson, N. M. *et al.* Refuges for birds in fire-prone landscapes: The influence of fire severity and fire history on the distribution of forest birds. **Forest Ecology and Management**, 318, 110–121, 2004.
- Robinson, N. M. *et al.* Refuges for fauna in fire-prone landscapes: their ecological function and importance. **Journal of Applied Ecology**, v. 50, n. 6, p. 1321-1329, 2013.
- Santos, A.M.R dos. Comunidades de aves em remanescentes florestais secundários de uma área rural no sudeste do Brasil. **Ararajuba**, v. 12, n. 1, p. 41-49, 2004.
- Schepps, J; Lohr, S.; Martin, T. E. Does tree hardness influence nest-tree selection by primary cavity nesters?. **The Auk**, v. 116, n. 3, p. 658-665, 1999.
- Şekercioğlu, Ç. H. *et al.* Disappearance of insectivorous birds from tropical forest fragments. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 99, n. 1, p. 263-267, 2002.
- Sick, H. **Ornitologia Brasileira**. 4. ed. Editora Nova Fronteira Rio de Janeiro, RJ, 2001.
- Sigrist, T. **Guia de campo avis brasilis avifauna brasileira: Descrição das espécies**. Avis Brasilis Editora, 2009.
- Slik, J. W. F.; Van Balen, S. Bird community changes in response to single and repeated fires in a lowland tropical rainforest of eastern Borneo. **Biodiversity & Conservation**, v. 15, p. 4425-4451, 2006.
- Tabarelli, M.; Mantovani, W. A riqueza de espécies arbóreas na floresta atlântica de encosta no estado de São Paulo (Brasil). **Brazilian Journal of Botany**, v. 22, p. 217-223, 1999.
- Taillie, P. J. *et al.* Interacting and non-linear avian responses to mixed-severity wildfire and time since fire. **Ecosphere**, v. 9, n. 6, p. e02291, 2018.
- Tylianakis, J. M. *et al.* Conservation of species interaction networks. **Biological conservation**, v. 143, n. 10, p. 2270-2279, 2010.

Usgs Erth Explorer. Disponível em: <https://earthexplorer.usgs.gov/>. Acesso: 11 de novembro de 2023.

Vieira, E. M.; Briani, D. C. Short-term effects of fire on small rodents in the Brazilian Cerrado and their relation with feeding habits. **International Journal of Wildland Fire**, v. 22, n. 8, p. 1063-1071, 2013.

Vielliard, J. M. E. *et al.* Levantamento quantitativo por pontos de escuta eo Índice Pontual de Abundância (IPA). **Ornitologia e Conservação. Ciência Aplicada, Técnicas de Pesquisa e Levantamento**, p. 47-60, 2010.

Williams, E. A., Godoy, E. J. Estudo qualiquantitativo e trófico da avifauna na RPPN Rio das Antas, Poços de Caldas-MG. **Regnellea Scientia** V8N2. 2022.

Willis, E. O. The composition of avian communities in remanescent woodlots in southern Brazil. **Papéis avulsos de Zoologia**, v. 33, n. 1-25 (1979-1980), p. 1-25, 1979.

Wink, C. *et al.* Insetos edáficos como indicadores da qualidade ambiental. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, v. 4, n. 1, p. 60-71, 2005

Xue, L. *et al.* Advances in ecological studies of tropical secondary forests. **Tropics**, v. 16, n. 2, p. 191-203, 2007.