



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE BIOCÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE ZOOLOGIA
CURSO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS - BACHARELADO

EMMILLY MEL ARAÚJO DE FARIAS

**INFLUÊNCIA DO FOGO NA DIVERSIDADE DE AVES DE CAMPINAS E
CAMPINARANAS AMAZÔNICAS**

Recife

2024

EMMILLY MEL ARAÚJO DE FARIAS

**INFLUÊNCIA DO FOGO NA DIVERSIDADE DE AVES DE CAMPINAS E
CAMPINARANAS AMAZÔNICAS.**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Curso de Ciências Biológicas - Bacharelado da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para obtenção do Bacharel de Ciências Biológicas.

Orientador (a): Luciano Nicolas Naka

Coorientador (a): Thiago Orsi Laranjeiras

Recife

2024

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,
através do programa de geração automática do SIB/UFPE

Farias, Emmilly Mel Araújo de.

INFLUÊNCIA DO FOGO NA DIVERSIDADE DE AVES DE CAMPINAS
E CAMPINARANAS AMAZÔNICAS / Emmilly Mel Araújo de Farias. -
Recife, 2024.

68 p. : il., tab.

Orientador(a): Luciano Nicolas Naka

Coorientador(a): Thiago Orsi Laranjeiras

(Graduação) - Universidade Federal de Pernambuco, Centro de Biociências,
, 2024.

Inclui referências, apêndices.

1. Ecologia de Aves. 2. Incêndios florestais. 3. Biodiversidade amazônica.
4. Campina e campinarana. 5. Avifauna . I. Naka, Luciano Nicolas. (Orientação).
II. Laranjeiras, Thiago Orsi. (Coorientação). IV. Título.

590 CDD (22.ed.)

EMMILLY MEL ARAÚJO DE FARIAS

**INFLUÊNCIA DO FOGO NA DIVERSIDADE DE AVES DE CAMPINAS E
CAMPINARANAS AMAZÔNICAS.**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Curso de Ciências Biológicas - Bacharelado da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para obtenção do título de Bacharel em Ciências Biológicas.

Aprovado em: 08/03/2024

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Luciano Nicolas Naka (Orientador)

Universidade Federal de Pernambuco

Profa. Dra. Inara Roberta Leal (Examinador Interno)

Universidade Federal de Pernambuco

Profa. Dra. Cintia Cornelius Frische (Examinador Externo)

Universidade Federal do Amazonas

Dedico este trabalho a todos os curiosos pela criação que se permitem aprender sobre o provável e o improvável.

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao meu Senhor e melhor amigo, Jesus. Obrigada por me sustentar e me dar a capacidade e o prazer de aprender sobre a tua criação.

Aos meus pais, Marcelo e Vânia, por me ensinar e sustentar em amor durante todos os anos. Obrigada por me darem o suporte que eu nem sabia que precisava para realizar a graduação e este trabalho. Vocês são o meu maior orgulho. À minha irmã Marcella, pelo apoio, e à minha irmã Kathelly e sua família preciosa, por me acolher em Roraima e prover meu sustento físico e emocional durante a estadia. Ainda, um agradecimento ao meu cachorro Bibow, que durante quinze anos tem sido um ponto de alegria nos momentos agitados da vida e da elaboração desse trabalho. Vocês todos são a melhor família que eu poderia ter.

Ao meu querido orientador Luciano Naka, por me acolher na ornitologia, acreditar no meu potencial e me levar onde eu nunca achei que iria. Obrigada por me apresentar a Amazônia, me ensinar com paciência e por não medir esforços em fazer este trabalho ficar o melhor possível. Também agradeço ao meu co-orientador Thiago Laranjeiras, por fazer toda a logística acontecer no PNV e por se dispor a me ensinar sobre as queridas aves amazônicas.

Às minhas parceiras de campo, Giovanna Couto e Bruna Costa, as quais sem elas este trabalho não teria sido realizado com tanta excelência. Obrigada por todos os ensinamentos, todas as risadas na fogueira e o bom humor antes do sol nascer. Vocês fizeram toda a diferença. Também agradeço pelos colegas que ajudaram em algum momento da coleta de dados deste trabalho: Mari, Flávia, Eduarda e Augusto.

Aos amigos e equipe do ICMBio, em especial os grandes ajudantes de campo Mar, Jardel, Seu Alcemir, Belém, Seu Valder, Pimenta, Genilson e Cobra. Obrigada por sempre andarem uma milha mais do que o necessário e nos ajudarem tanto em todas as etapas. Aos brigadistas da brigada Caititu que nos ajudaram com tanta força e dedicação, em especial Renato, Netinho, Mazola, Nego, Marcinho, Canté, Filipe e ao chefe de brigada que nos ajudou em toda a logística, Bruno. O trabalho de vocês foi essencial.

A todos os colegas do Laboratório de Ecologia e Evolução de Aves da UFPE (OrnitoLab), em especial Hevana Lima, que se tornou uma amiga e me ajudou em grande parte das análises estatísticas deste trabalho com mais paciência e empatia do que qualquer outro poderia. E a João José, que foi um amigo querido antes de ser colega de laboratório.

Aos amigos que fiz durante a graduação e tornaram os anos mais leves, em especial Luiza, Lucas, Martinha, Isolda, Mari, Gabi, Ray e Carol. Um agradecimento especial a Edson Silva que me ajudou a desbravar o R durante a graduação e principalmente nessa etapa final.

A amigos e irmãos que sempre torceram e oraram por mim, em especial Thalita e Daniel, que acompanharam esse trabalho do começo e cuidaram de mim mesmo de longe. Obrigada por me lembrarem que a graça de Deus me basta.

O dia nasce
E meus olhos estão fechados
O horizonte pega fogo,
Não vejo
Os lampejos da beleza
Desse mundo
Como areia, caem no chão
Por entre os dedos.

(dia - Os Arrais)

RESUMO

O fogo, seja este de origem natural ou antrópico, representa um dos principais distúrbios que modificam e influenciam as paisagens naturais e a diversidade de espécies. Os ambientes naturais podem ser classificados em fogo-sensíveis, fogo-dependentes e fogo-independentes. As florestas úmidas são em geral consideradas ecossistemas fogo-sensíveis, por não serem naturalmente inflamáveis e não possuírem espécies adaptada ao fogo. Dependendo da frequência, intensidade, extensão e período de ocorrência dos incêndios, estes podem afetar as aves de diversas maneiras, modificando a riqueza, abundância e composição de espécies. A floresta amazônica possui diferentes fitofisionomias, incluindo florestas de terra-firme, florestas alagadas e florestas de solos arenosos, as campinas e campinaranas. Estas últimas abrigam uma avifauna endêmica e bem especializada, adaptada a um ambiente aberto e mal drenado que sofre estresse hídrico e climático sazonal. Pouco ainda se sabe sobre a sensibilidade/dependência das campinas e campinaranas ao fogo e o efeito deste sobre a biota desses ambientes. Nesse estudo, avaliamos a influência do fogo na riqueza, abundância e composição de espécies de aves em três fitofisionomias de campinas e campinaranas amazônicas localizadas no Parque Nacional do Viruá (PNV), Roraima. Neste estudo amostramos as aves utilizando redes de neblina em vinte parcelas estabelecidas ao longo de duas trilhas virtuais de 5 km, e duas parcelas na grade PPBio-Viruá, incluindo treze parcelas que sofreram queimadas na última década e nove parcelas sem evidências de queimadas desde a criação do Parque Nacional em 1998. Nesse estudo, compreendemos melhor a avifauna das campinas e campinaranas amazônicas e concluímos que i) As diferentes fitofisionomias de florestas de areia branca (campinarana florestada, campina arbustiva, e campina gramíneo-lenhosa) afetam significativamente a riqueza, abundância, e composição da avifauna no PNV; ii) As diferenças estruturais nas fitofisionomias podem ser identificadas através de medidas remotas como o Índice da Vegetação da Diferença Normalizada (NDVI); iii) O fogo não afeta o número de espécies e de indivíduos capturados em redes de neblina em campinas e campinaranas, mas afeta a sua composição. E iv) Embora tenhamos encontrado algumas espécies com associações significativas, nossa amostragem não nos permitiu identificar espécies indicadoras que poderiam apontar os efeitos incêndios em campinas e campinaranas.

Palavras-chave: Amazônia; Aves; Fogo; Ecologia; Incêndio Florestal.

ABSTRACT

Fire, whether of natural or anthropogenic origin, is one of the main disturbances that modify and influence natural landscapes and species diversity. Natural environments can be classified as fire-sensitive, fire-dependent and fire-independent. Humid forests are generally considered to be fire-sensitive ecosystems, as they are not naturally flammable and do not have fire-adapted species. Depending on the frequency, intensity, extent and period of occurrence of fires, they can affect birds in different ways, changing the richness, abundance and composition of species. The Amazon rainforest has different phytophysionomies, including terra-firme forests, flooded forests and forests with sandy soils, the campinas and campinaranas. The latter are home to an endemic and very specialized avifauna, adapted to an open and poorly drained environment that suffers seasonal water and climate stress. Little is known about the sensitivity/dependence of grasslands and campinaranas to fire and its effect on the biota of these environments. In this study, we evaluated the influence of fire on the richness, abundance and composition of bird species in three Amazonian grassland and campinarana phytophysionomies located in the Viruá National Park (PNV), Roraima. In this study we sampled birds using mist nets in twenty plots established along two 5 km virtual trails, and two plots in the PPBio-Viruá grid, including thirteen plots that have been burned in the last decade and nine plots with no evidence of burning since the creation of the National Park in 1998. In this study, we better understood the avifauna of the Amazonian grasslands and campinaranas and concluded that i) The different phytophysionomies of white sand forests (forested campinarana, shrubby campina, and grassy-ligneous campina) significantly affect the richness, abundance, and composition of the avifauna in the PNV; ii) Structural differences in phytophysionomies can be identified through remote measurements such as the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI); iii) Fire does not affect the number of species and individuals captured in mist nets in grasslands and campinaranas, but it does affect their composition. And iv) Although we found some species with significant associations, our sampling did not allow us to identify indicator species that could point to the effects of fires in grasslands and meadows.

Keywords: Amazon; Birds; Fire; Ecology; Wildfire.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 –	Localização da área de estudo no Parque Nacional do Viruá, Roraima.	22
Figura 2 –	Fitofisionomias amostradas nesse estudo. A) campinarana florestada (ponto L1P2); B) campinarana arbustiva (ponto L1P7); campina gramíneo-lenhosa (ponto L2P8).	23
Figura 3 –	Localização dos pontos amostrados na Estrada Perdida e na Grade.	24
Figura 4 –	Análise visual de potenciais áreas queimadas nos pontos amostrados, por imagem de satélite (Planet© PlanetScope) no mês de junho de 2018 e 2019.	25
Figura 5 –	Curva de rarefação para a riqueza de espécies amostrada, mostrando a riqueza acumulada na amostra e a estimativa de riqueza Chao1	30
Figura 6 –	Valores de NDVI nas parcelas amostradas em três fitofisionomias associadas em áreas de areias brancas.	37
Figura 7 –	Número de espécies de aves capturadas no Parque Nacional do Viruá, Roraima, em 22 parcelas com três fitofisionomias amostradas.	38
Figura 8 –	Número de indivíduos de aves capturadas no Parque Nacional do Viruá, Roraima, em 22 parcelas com três fitofisionomias amostradas	39
Figura 9 –	Escalonamento Multi Dimensional Não-Métrico (NMDS) para a composição de espécies nas fitofisionomias. Stress: 0,14.	40
Figura 10 –	Modelo Linear Generalizado Misto (GLMM) entre a abundância de indivíduos observada e os valores de NDVI, o único modelo segundo o ranking de AIC que apresentou importância na relação com a abundância de indivíduos observada.	42
Figura 11 –	Visualização das áreas com pontos amostrados nos anos de 2015 (antes do fogo) e 2023 (após os anos de fogo), e escala com valores de NDVI para cada ano.	44
Figura 12 –	Número de espécies de aves capturadas nas campinas e campinaranas no Parque Nacional do Viruá, Roraima, em 9	45

parcelas que não sofreram queimadas desde a criação do parque em 1998 e 13 parcelas que foram queimadas em 2015, 2019, 2022 ou 2023.

Figura 13 – Número de indivíduos de aves capturados nas campinas e 46
campinaranas no Parque Nacional do Viruá, Roraima, em 9
parcelas que não sofreram queimadas desde a criação do parque
em 1998 e 13 parcelas que foram queimadas em 2015, 2019, 2022
ou 2023.

Figura 14 – Escalonamento Multi Dimensional Não-Métrico (NMDS) para a 46
composição de espécies em áreas queimadas e não queimadas.
Stress: 0,14.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 –	Localização, caracterização e número de espécies e indivíduos capturados em 22 parcelas no Parque Nacional do Viruá. As coordenadas representam o início da linha de redes. O Tipo de vegetação foi definido segundo Veloso et al. (1991) adaptado por Ferreira (2009). Os valores de NDVI representam valores médios da parcela, obtidos com as bandas de infravermelho (NIR) e vermelho (RED) e calculadas no software QGIS (QGIS 3.34.1) As evidências do fogo para os anos de 2015 a 2023 foram obtidas através das imagens de satélite Planet© e do banco de dados do BD Queimadas (INPE). FLO: campinarana florestada; ARB: campinarana arbustiva; GRA-LEN: campina gramíneo-lenhosa.	31
Tabela 2 –	Lista das famílias de aves com mais espécies capturadas nas 22 parcelas amostradas, incluindo o número de espécies, indivíduos, e o número de parcelas onde cada família foi capturada.	34
Tabela 3 –	Lista das 10 espécies de aves mais capturadas nas 22 parcelas amostradas, incluindo o número de indivíduos capturados, a média de indivíduos amostrados nas parcelas onde a espécie foi capturada, e a percentagem de parcelas onde a espécie esteve presente.	35
Tabela 4 –	Eficiência da captura nos dias e horários de amostragem dos pontos	36
Tabela 5 –	Modelo Linear Generalizado Misto para determinar a riqueza e abundância de aves nos pontos amostrados. FOGO= área queimada; NDVI= valor de NDVI. Fator aleatório: fitofisionomias. Log-lik= logaritmo natural da função de similaridade; AICc= medida da qualidade relativa do modelo; Delta AICc= diferença entre o modelo e o modelo de menor valor AICc; AICcWt= peso de Akaike; R ² m= variância explicada pelos fatores fixos (delta); R ² c= variância explicada pelos fatores fixos e fator aleatório.	41
Tabela 6 –	Valores de NDVI do ano antes do fogo (2015) e depois do fogo (2023). FLO: campinarana florestada; ARB: campinarana arbustiva; GRA-LEN: campina gramíneo-lenhosa.	43

Tabela 7 - Valor de associação e significância das espécies indicadoras de campinaranas arbustivas e áreas não queimadas.

47

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	16
2	OBJETIVOS	
2.1	OBJETIVO GERAL	22
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	22
2.3	HIPÓTESES	22
3	MATERIAIS E MÉTODOS	23
3.1	ÁREA DE ESTUDO	23
3.2	DESENHO AMOSTRAL	24
3.3	MAPEAMENTO DO FOGO	26
3.4	ANÁLISES ESTATÍSTICAS	26
3.4.1	Mudanças na vegetação de áreas queimadas e não queimadas	27
3.4.2	Análise da composição de espécies entre áreas queimadas e não queimadas	29
3.4.3	Relação da riqueza e abundância de aves com as áreas queimadas e as fitofisionomias	29
3.4.4	Espécies indicadoras	30
4	RESULTADOS	31
4.1	INVENTÁRIOS DE AVES	32
4.2	INFLUÊNCIA DAS FITOFISIONOMIAS NAS AVES	37
4.3	EFEITO DO FOGO SOBRE A VEGETAÇÃO	46
4.4	EFEITO DO FOGO SOBRE AS COMUNIDADES DE AVES	46
4.5	ESPÉCIES INDICADORAS	48
5	DISCUSSÃO	49
5.1	INVENTÁRIOS DE AVES	49
5.2	RIQUEZA, ABUNDÂNCIA E COMPOSIÇÃO DE AVES EM DIFERENTES FITOFISIONOMIAS	51
5.3	USO DO NDVI PARA CARACTERIZAR FITOFISIONOMIAS	53
5.4	EFEITO DO FOGO SOBRE A AVIFAUNA	53
5.5	IMPLICAÇÕES PARA O MANEJO E CONSERVAÇÃO DAS CAMPINAS E CAMPINARANAS AMAZÔNICAS	54
	REFERÊNCIAS	50

APÊNDICE A – LISTA DE TODAS AS ESPÉCIES OBSERVADAS 56
NAS ÁREAS QUEIMADAS E NÃO QUEIMADAS DE TRÊS
FITOFISIONOMIAS DE CAMPINAS E CAMPINARANAS
AMAZÔNICAS.

1 INTRODUÇÃO

Distúrbios ambientais são processos que alteram os ecossistemas naturais e modificam a estrutura dos habitats e a disponibilidade de recursos, afetando a biodiversidade. O fogo é considerado como um dos principais distúrbios que modificam paisagens e influenciam a diversidade de espécies (Nepstad et al. 2001). Incêndios florestais podem ser causados por processos naturais (Woinarski et al. 1997) ou fatores antrópicos (Andela et al. 2017), sendo estes últimos, a principal causa de fogo nas florestas tropicais (Aragão et al. 2008).

Ambientes naturais podem ser classificados segundo a sua resistência e adaptação ao fogo em fogo-sensíveis, fogo-dependentes, e fogo-independentes (Hardesty et al. 2005). As florestas úmidas representam ecossistemas fogo-sensíveis, pois não são naturalmente inflamáveis e não possuem adaptações para resistir ao fogo. Neste tipo de ambientes, incêndios florestais podem modificar a estrutura e composição da vegetação, diminuindo a biomassa arbórea e afetando a biodiversidade do local (Cochrane & Schulze, 1999; Pivello 2011). Estudos recentes apontam que mesmo uma década após incêndios de baixa intensidade é possível detectar mudanças na composição de espécies de aves, com uma notada diminuição na abundância de espécies de sub-bosque (Mestre et al. 2013). Incêndios em ambientes fogo-sensíveis também podem reduzir a taxa de sucesso reprodutivo da avifauna (Woinarski & Legge, 2013). Por outro lado, alguns ecossistemas, como as savanas naturais (por exemplo, o Cerrado), podem ser considerados fogo-dependentes, onde o fogo pode ser essencial na manutenção dos processos ecológicos naturais (Hardesty et al., 2005; Pivello, 2011; Pivello et al., 2021). Ambientes fogo-dependentes incluem espécies de plantas adaptadas e tolerantes ao fogo, com adaptações morfológicas e fisiológicas, como troncos grossos e frutos com barreiras protetoras (Scholes & Archer 1997; Simon & Pennington, 2012). Incêndios de baixa intensidade em ambientes fogo-dependentes normalmente afetam a camada superficial da serrapilheira de forma irregular, queimando áreas de pequena extensão, e criando manchas de vegetação heterogênea (Smit et al. 2010). Por outro lado, incêndios de alta intensidade podem modificar a estrutura da vegetação completamente e de forma regular por toda a área (Williams, 1999; Govender et al. 2006). Em ambientes fogo-independentes, os ecossistemas possuem características onde a presença do fogo é extremamente rara, por não haver condições apropriadas para iniciar um incêndio, como em desertos ou biomas com temperaturas negativas, como a Tundra (Trejo, 2008).

O efeito do fogo sobre a biodiversidade é relativamente bem estudado (Feng et al. 2021; Silveira et al. 2015; Govender et al. 2006) e pode variar entre diferentes grupos

zoológicos. Por exemplo, um estudo recente não detectou influência de eventos de fogo a curto, médio e longo prazo (dez dias, um ano e cinco anos, respectivamente) na composição das espécies de formigas no Pantanal, no Centro-Oeste do Brasil (de Arruda et al. 2022). Outros grupos, como as aves, são normalmente afetados por incêndios e costumam ter mudanças na diversidade e composição de espécies após eventos de fogo (Chiarani et al. 2020). Por exemplo, incêndios brandos regulares nas savanas amazônicas podem facilitar a colonização e permanência de espécies adaptadas a ambientes perturbados, como *Ammodramus humeralis* e *Elaenia chiriquensis*, que são frequentemente observadas em áreas queimadas (Coelho et al. 2023). Outros estudos mostraram que enquanto a abundância e riqueza de aves pode permanecer constante depois de um regime de fogo, a composição da avifauna pode variar dramaticamente ao longo de um gradiente de perturbação, com poucas espécies em comum em ambientes queimados e não queimados (Kinnaird & O'Brien, 1998).

Por outro lado, diferentes espécies de aves podem apresentar respostas espécie-específicas a eventos de fogo. Enquanto algumas espécies podem diminuir sua abundância após um incêndio, como *Formicivora grisea*, ou desaparecer completamente do ambiente queimado, como *Eupetomena macroura*, outras espécies, como *Thraupis episcopus* (Cintra & Saianotti 2005) e *Chordeiles minor* (Knight et al. 2021; COSEWIC, 2018) podem aumentar sua densidade após o fogo. Espécies encontradas em ambientes pós-fogo geralmente são espécies generalistas, como nectarívoros, frugívoros e onívoros, enquanto as que são observadas em ambientes não queimados são geralmente espécies mais específicas quanto a seu comportamento de forrageamento no ambiente (Mestre et al. 2013).

Estudos sobre a relação entre a extensão e composição da vegetação mediada por incêndios e a riqueza de aves mostraram que a riqueza de espécies estava associada ao aumento de vegetação mais antiga nas paisagens, mas não com as vegetações recém-queimadas (Taylor et al. 2011). Os parâmetros principais que definem um regime de fogo incluem a sua frequência, intensidade, extensão e período de ocorrência (Woinarski & Legge, 2013; Beale et al. 2018). O tempo após a queima é um fator importante na resposta das comunidades de aves, que são moduladas pela estrutura do habitat e pelos níveis de fragmentação (Pillsbury et al. 2011; Hidasi-Neto et al. 2012). Para estes autores, a presença da avifauna na heterogeneidade da vegetação resultante após eventos de fogo é dependente da existência de espécies que requerem esta variação na vegetação com o tempo pós-queima. A frequência dos incêndios pode ser determinante para entender o seu efeito

sobre a biodiversidade; estudos com aves apontaram uma maior riqueza de espécies em ambientes que foram queimados uma vez, comparados a ambientes queimados duas vezes (Barlow & Peres 2004). De forma geral, incêndios que ocorrem com muita frequência podem ameaçar a persistência de algumas espécies de aves, as quais poderiam se beneficiar com maiores intervalos entre incêndios (Woinarski & Recher, 1997). Estes autores também mostraram que a intensidade do fogo é um dos principais fatores na determinação da riqueza e abundância de espécies de aves de guildas diferentes. Aves insetívoras apresentaram uma maior substituição (*turnover*) de espécies ao longo de um gradiente de severidade do fogo (Barlow & Peres, 2004).

A floresta amazônica, que representa a mais biodiversa e maior floresta tropical do planeta, possui vasta variedade de fitofisionomias, incluindo florestas de terra-firme, florestas alagadas, enclaves de savana, e florestas de solos arenosos, as campinas e campinaranas (Pires 1973). Embora as florestas de terra-firme sejam consideradas formações vegetais fogo-sensíveis, outros ecossistemas amazônicos, como os enclaves de savanas naturais, podem ser consideradas fogo-dependentes (Coelho et al. 2023). Existem poucos dados avaliando a sensibilidade/dependência das campinas e campinaranas ao fogo, e pouco se sabe sobre o efeito do fogo sobre a biota nestes ambientes dominados por áreas brancas. Campinas e campinaranas são fitofisionomias amazônicas com formações topográficas e vegetais que ocorrem em solos arenosos hidromórficos, sujeitos ao alagamento periódico da flutuação do lençol freático (Silveira, 2003). Comumente conhecidos como “florestas de areia branca”, ao longo dos anos, estes ambientes receberam nomenclaturas diversas. Spruce (1908) denominou de “caatinga amazônica” e anos depois, Lisboa (1975) chamou de “campinas” e “campinaranas”. Veloso et al. (1991) propõem que os termos “campina” e “campinarana” sejam sinônimos, subdividindo esse ambiente em três subgrupos: i) campinarana arborizada ou arbustiva, ii) campinarana florestada e iii) campinarana gramíneo-lenhosa. No entanto, atualmente existem diversas nomenclaturas e é comum alguns autores separarem os dois ambientes, dando o termo de “campina” para ambientes que possuem formações de vegetação mais abertas (Ferreira 2009). Essa separação é principalmente pelas condições edáficas dos ambientes. Independente de sua nomenclatura, a paisagem da campinarana e campina são majoritariamente marcadas pelo encharcamento do solo e sua textura, que modifica a estrutura vegetacional do ambiente (Mendonça et al. 2013).

A composição de espécies de plantas tem pequenas modificações de acordo com a região e o relevo em que a campinarana está inserida, mas, de forma geral, as

campinaranas arbustivas possuem formação vegetal esclerófila, com arbustos com alturas aproximadamente entre 1 e 6 metros, e as campinaranas florestadas são caracterizadas por árvores de grande porte, com caules retos. Por outro lado, a campina gramíneo-lenhosa (ou apenas campina), é caracterizada por grandes áreas abertas dominadas por Eriocaulaceae, Poaceae e Cyperaceae (Ferreira, 2009). As florestas de areia branca abrigam um pequeno número de espécies quando comparados a florestas de terra firme, ou até com as savanas amazônicas (Borges et al. 2016), mas algumas destas aves são únicas no PNV e podem abrigar espécies geralmente restritas a outros habitats, como as savanas do norte de Roraima (Laranjeiras et al. 2014).

Eventos de fogo em ambientes de savana têm sido bem documentados, no entanto, pouco se sabe sobre a influência do fogo sobre campinas e campinaranas amazônicas. Ambientes de florestas de areia branca tem registros de fogos regularmente, mas são geralmente iniciados por fatores antrópicos ou eventos climáticos que modificam as condições ambientais; além disso, as áreas que não queimam com frequência têm alta densidade dos arbustos e criam uma área de transição para a floresta circundante (Adeney et al. 2016). Nas últimas décadas, os fogos na Amazônia têm se tornado mais intensos e mais frequentes. A detecção de incêndios na Amazônia até o ano de 2020 chegou a 73% apenas no Brasil (Silveira et al. 2022). Na estação seca, a disponibilidade de água no solo diminui e algumas áreas ficam mais suscetíveis a queimadas (Vale, 2011). Entretanto, a maior parte dos ecossistemas amazônicos não são naturalmente inflamáveis, a atividade antrópica é a maior responsável pelos eventos de fogo (Cano-Crespo, 2023). Estes incêndios podem ser divididos em três tipos, que incluem i) incêndios associados ao desmatamento (INPE 2023), ii) incêndios em áreas já desmatadas (Tyukavina et al., 2017) e iii) incêndios que invadem florestas, nunca queimadas (Cano-Crespo et al., 2015). Grande parte destes incêndios são iniciados para substituir a cobertura vegetal nativa ou para “limpar” a terra em sistemas de lavoura-pecuária (Barlow et al. 2020, Pivello et al., 2011). Estudos recentes apontam que as terras agrícolas foram responsáveis por uma média de 48% da área total anual queimada no Brasil (Silveira et al. 2022). Esta atividade antrópica modifica a estrutura do combustível vegetal que fica disponível quando o incêndio florestal natural ocorre, elimina determinadas plantas e aumenta a abundância de outras com combustível seco e fino, o que torna o ambiente mais suscetível ao fogo (Noss et al. 2006).

Além da influência de atividades antrópicas, as mudanças climáticas podem influenciar consideravelmente o aumento do efeito das queimadas. As mudanças climáticas

elevam a temperatura das florestas, tornando-as mais quentes e secas, além de intensificar a severidade das queimadas antrópicas, que atingem as florestas adjacentes (Alencar et al., 2020; Silveira et al. 2022). Além do mais, fenômenos climáticos como *El Niño*, interferem diretamente nos padrões de queimadas tropicais (Trenberth 1997). Esses eventos, juntamente com o avanço da agricultura na região (Garret et al. 2021), tornaram a floresta mais suscetível a incêndios, com uma maior perda de folhas das árvores para manter o balanço hídrico e maior entrada de luz solar no interior da floresta (Nepstad et al. 2004). No Estado de Roraima, secas prolongadas levaram a mudanças na estrutura do ambiente, deixando-o mais suscetível a grandes queimadas. O evento *El Niño* de 1997/1998 coincidiu com uma das maiores queimadas históricas já sofridas no estado de Roraima, onde queimaram aproximadamente 14.000 km² de florestas primárias (Barbosa & Fearnside 1999). O evento *El Niño* de 2003 e 2015 também resultou em grandes queimadas, atingindo áreas nunca queimadas (Barbosa et al. 2004, Aragão et al. 2018). De 1998 a 2016, houve um aumento de oito vezes de queimadas detectadas por satélites (Fonseca et al. 2017). Um segundo fenômeno climático, a Oscilação Atlântica Multidecadal (AMO, em inglês), parece ter sido responsável por fogos descontrolados em 2005 e 2010 (Aragão et al. 2018). Em incêndios florestais de alta severidade como estes, o ambiente não é apenas modificado, mas é geralmente destruído (Smucker et al. 2005). A interação entre a intensificação e maior frequência de eventos naturais como *El Niño* e o AMO, com as atividades antrópicas, têm colocado as áreas florestais em risco. Modelos sugerem que mega-queimadas serão cada vez mais frequentes na Amazônia (Le Page et al. 2017).

O efeito das queimadas pode ser diferente nas diferentes fitofisionomias amazônicas, e espera-se que as diferentes apresentem diferentes respostas. Por isso, entender o efeito do fogo sobre o ambiente requer uma abordagem mais ampla, visto que uma área queimada pode conter informações de uma sucessão de incêndios em que o ambiente pode ter sido modificado. Diferente das florestas de terra firme, as florestas de areia branca possuem fitofisionomia de campos abertos e dossel alto, permitindo uma característica inflamável (Adeney et al. 2016).

Considerando o aumento de incêndios no estado de Roraima causados por eventos climáticos e queimadas antrópicas, é necessário entender como as florestas de areia branca se relacionam com o fogo e como isso afeta a biodiversidade. Atividades de combate a eventos de fogo no estado de Roraima, como queimas prescritas, já vêm sendo realizadas e mostrado resultados eficazes na diminuição da extensão dos incêndios. A biodiversidade

de um local pode apontar informações sobre possíveis impactos no ambiente, e as campinas e campinaranas abrigam espécies restritas a esse ecossistema, por isso, entender como a avifauna de campinas e campinaranas são afetadas pelo fogo pode ajudar a implementar novas medidas de manejo de fogo dentro do Parque Nacional do Viruá.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Investigar a influência do fogo na riqueza, abundância e composição de espécies de aves em três fitofisionomias associadas com areias brancas na amazônia.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Descrever a riqueza, abundância e composição de aves em três diferentes fitofisionomias associadas com ambientes de areias brancas (campinas e campinaranas) no Parque Nacional do Viruá;
2. Testar se estas três fitofisionomias podem ser identificadas e diferenciadas utilizando o Índice de Vegetação de Diferença Normalizada (NDVI) em imagens de satélite;
3. Testar as diferenças na riqueza, abundância e composição de aves entre áreas de campina e campinarana que sofreram queimadas na última década (2015 a 2023) e que não sofreram queimadas desde a criação do Parque Nacional em 1998;
4. Identificar espécies de aves indicadoras de i) cada fitofisionomia e ii) áreas queimados e iii) áreas não queimados.

2.3 HIPÓTESES

1. A avifauna difere entre as três fitofisionomias estudadas, esperamos encontrar diferenças na riqueza de espécies, na abundância de indivíduos, e na composição de aves nas diferentes parcelas amostradas;
2. O Índice de Vegetação de Diferença Normalizada (NDVI) difere nas três fitofisionomias identificadas e entre áreas queimadas e não queimadas;
3. A avifauna difere em riqueza, abundância e composição em áreas queimadas e não queimadas.
4. Há espécies de aves com elevada associação entre as diferentes fitofisionomias, e com áreas queimadas e áreas não queimadas.

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado no Parque Nacional do Viruá (PNV), localizado na região centro-sul do estado de Roraima, a oeste do Rio Branco, a leste do rio Barauana e ao sul do Rio Anauá. O rio Iruá, que deu origem ao nome do PNV, está localizado dentro de suas limitações geográficas (ICMBio, 2023). Situado no município de Caracaraí (01°46' N; 61°02' O) (Figura 1), o PNV ocupa 281.019 ha (BRASIL, 2023) com um mosaico de formações florestadas, variedade de solos e topografias em toda a área. Possui extensões de inundação sazonal e relevo predominantemente plano, com solos arenosos e hidromórficos, do tipo Espodosolos e Neossolos Quartzarênicos, suscetíveis para o crescimento de campinaranas e florestas. Por ter uma elevada taxa de precipitação (variação de média anual entre 1.300 a 2.350 mm/ano) (Mendonça et al. 2013), o solo é bastante lixiviado e sofre empobrecimento e intemperismo (Mendonça et al., 2017). O clima na região possui duas estações bem definidas, incluindo uma estação seca entre novembro e abril, e uma estação chuvosa entre maio e outubro. Segundo a classificação de Köppen, o clima da porção nordeste do PNV é Aw, com um verão úmido de maio a outubro e inverno seco de novembro a abril.

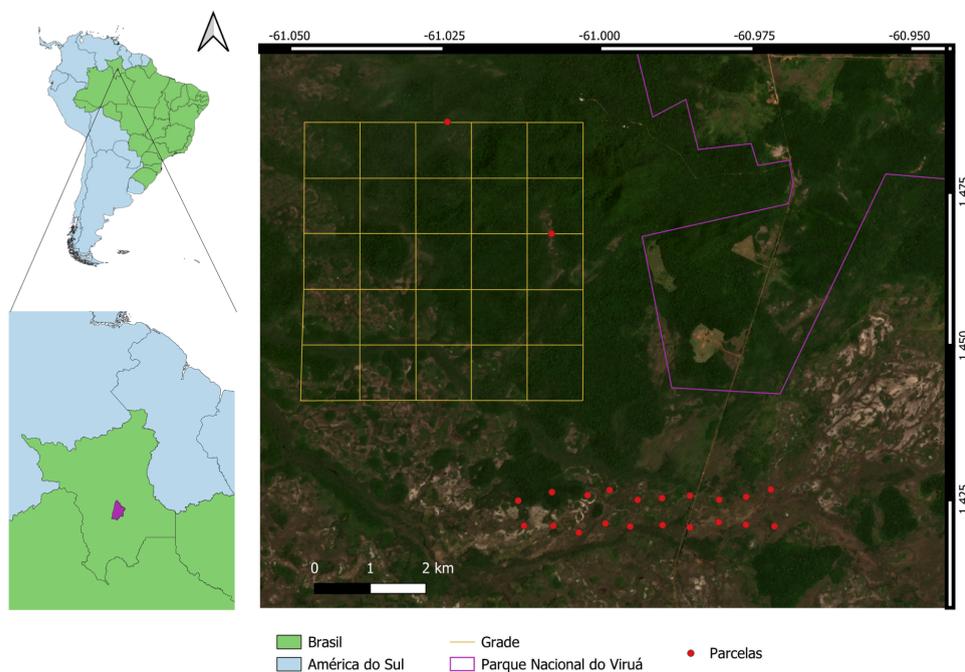


Figura 1. Localização da área de estudo no Parque Nacional do Viruá, Roraima. Fonte: A autora (2024).

3.2 DESENHO AMOSTRAL

O esforço amostral deste trabalho é representado por 22 linhas de redes localizadas em áreas de campina e campinarana (Figura 2), sendo 9 parcelas em campinaranas arbustivas, 7 em campinas gramíneo-lenhosas, e 6 em campinaranas florestadas, e incluindo áreas queimadas recentemente (2015, 2019, 2022 e 2023) e áreas sem queimadas documentadas desde a criação do Parque em 1998 (Tabela 1).



Figura 2. Fitofisionomias amostradas nesse estudo. A) campinarana florestada (ponto L1P2); B) campinarana arbustiva (ponto L1P7); campina gramíneo-lenhosa (ponto L2P8). Fonte: A autora (2024).

As linhas de redes foram instaladas de forma sistemática ao longo de duas linhas paralelas de 5 km, separadas por uma distância mínima de 500 m. Adicionalmente, utilizamos duas parcelas presentes na grade PPBio (PPBio, 2012) (Figura 3). O desenho escolhido visava aproveitar a presença de um aceiro corta-fogo instalado em 2016, cuja função foi evitar o avanço do fogo na grade PPBio, incluindo parcelas em ambos os lados desta linha de controle do fogo. Estas duas linhas paralelas cortam a única via de acesso às áreas de campina através da estrada perdida, facilitando o acesso às áreas de amostragem (Figuras 1 e 3). Mostramos a avifauna de cada ponto por uma linha com 10 redes de neblina (malha de 35 mm, 12 x 2,5 m) instaladas durante dois dias consecutivos durante 3h30 (5h30 – 9h), totalizando 70 horas/rede. Esses horários correspondem ao amanhecer e ao horário que a temperatura nas campinas pode prejudicar o bem-estar das aves. As redes eram revisadas a cada 15 minutos, evitando a sobre-exposição das aves ao sol. Devido a imprevistos

operacionais em campo, a amostragem de dois pontos (L2P8 e L2P7) teve menos 30 minutos.

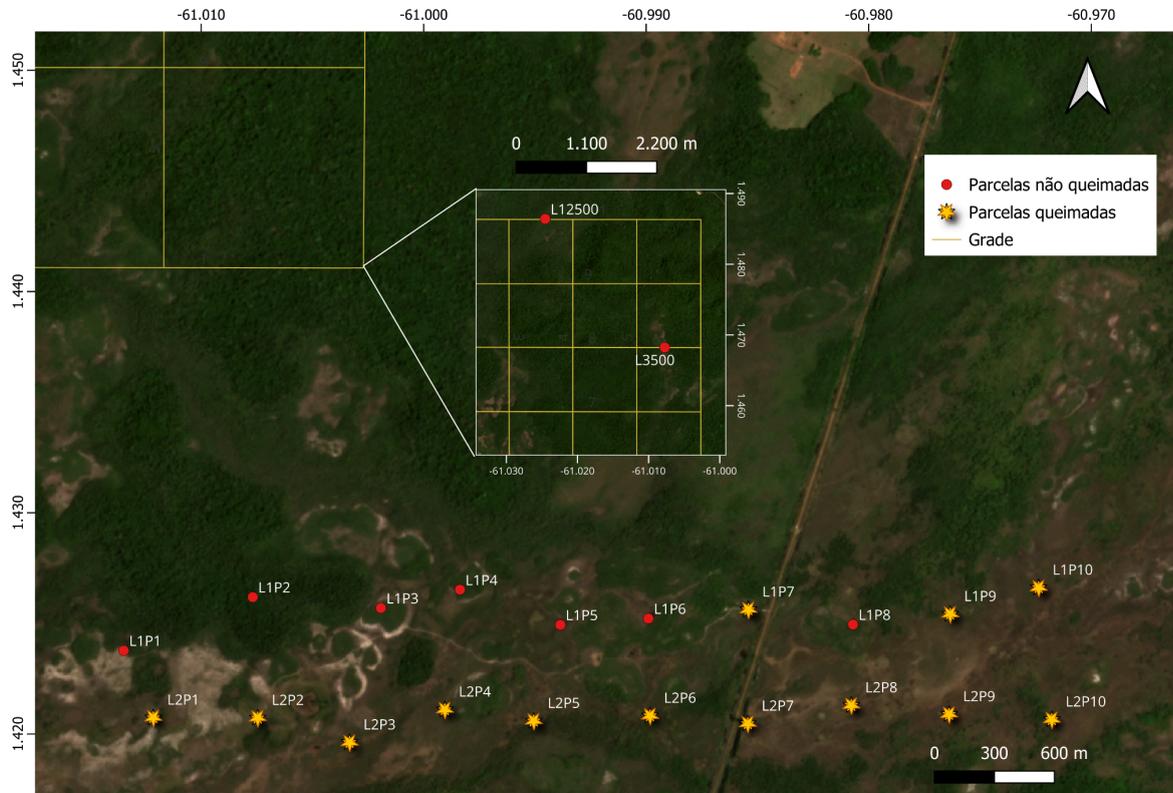


Figura 3. Localização dos pontos amostrados na Estrada Perdida e na Grade. Fonte: A autora (2024).

A captura das aves seguiu o protocolo para levantamento de aves de sub-bosque com redes de neblina em módulos RAPELD (Bueno et al. 2014), com algumas adaptações. Realizamos as amostragens de cada ponto em duas manhãs seguidas, alguns dias a amostragem de mais de um ponto foi feita de forma simultânea. As aves capturadas foram fotografadas e anilhadas com uma anilha permanente, do Sistema Nacional de Anilhamento (SNA), fornecida pelo CEMAVE (ICMBio). As aves foram identificadas em campo, e as fotografias foram verificadas por pelo menos um ornitólogo experiente, incluindo o orientador e co-orientador deste estudo, e o curador de Aves da Coleção de Aves da UFMT, Dr. Vitor Piacentini, que revisou a identificação de alguns indivíduos não identificados até o nível de espécie. A nomenclatura seguiu a lista do Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (CBRO) (CBRO, 2021). Todos os indivíduos capturados, além de identificados e anilhados, foram medidos e tiveram amostras de sangue e uma pena coletadas. Este material foi depositado na Coleção de Aves da UFPE (Apêndice).

3.3 MAPEAMENTO DO FOGO

Realizamos o mapeamento das áreas queimadas por mapas-base disponibilizados por imagens de satélite Planet© PlanetScope (4,77 metros, nível de zoom 15 e 2,39 metros, nível de zoom 16), SkySat (0,597 metro, nível de Zoom 18) e RapidEye (5 metros por píxel), este último operado até 2020. Cada mapa-base selecionado é composto de quadrantes de 4.096 x 4.096 píxels, com 8 bits por píxel. As imagens possuem bandas vermelha, verde, azul e infravermelho próximo (NIR). Devido à disponibilidade das imagens de satélite, mapeamos o fogo entre 2015 e 2023. Entre 2015 e 2020, utilizamos imagens bianuais no mês de dezembro e junho de cada ano. Entre 2021 e 2023 realizamos observações mensais, até novembro de 2023. As análises foram realizadas de forma visual, observando a mudança de vegetação entre cada mês e ano, atentando para áreas potencialmente queimadas durante este período (Figura 4). Juntamente com a visualização de imagens de satélite, obtivemos informações oficiais de ocorrências de queimadas do Parque, período de ocorrência e área afetada, fornecidas pelo ICMBio e consultadas através do site BD Queimadas (INPE).

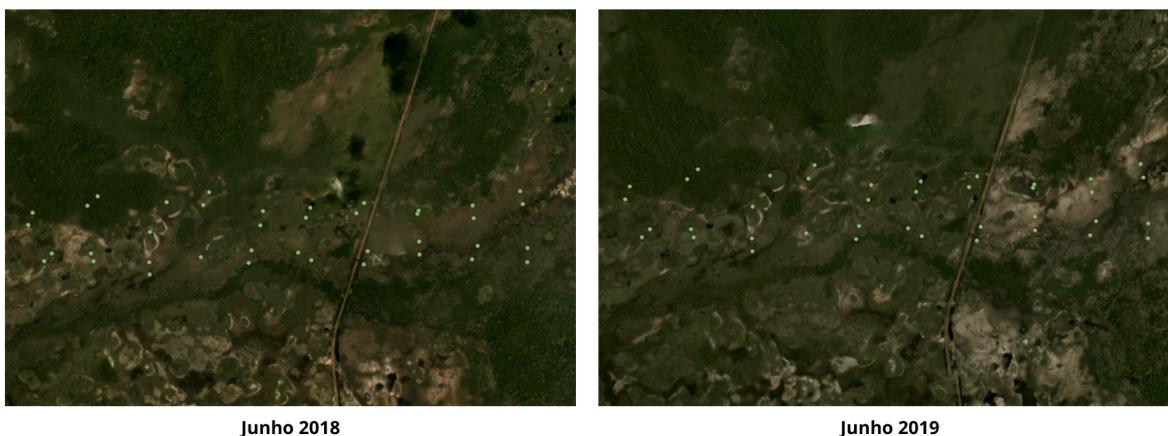


Figura 4. Análise visual de potenciais áreas queimadas nos pontos amostrados, por imagem de satélite (Planet© PlanetScope) no mês de junho de 2018 e 2019.

3.4 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Para análises de abundância, consideramos todos os indivíduos registrados em todos os pontos, incluindo 10 indivíduos que não foram identificados ao nível de espécie (por exemplo: *Elaenia* sp., *Phaethornis* sp., Tyrannidae sp., etc.). Para análises de composição de espécies, os indivíduos não identificados ao nível de espécie foram retirados. Para análises de riqueza, retiramos os indivíduos não identificados ao nível de espécie, caso na

parcela amostrada, já houvesse um indivíduo identificado no mesmo gênero. Em análises de abundância, todos os indivíduos, identificados ao nível de espécie ou não, foram contados. Para analisar se o esforço amostral foi adequado na área estudada, construímos uma curva de rarefação com o estimador de riqueza Chao1.

Todas as análises foram realizadas no R 4.3.2 (R Core Team, 2023), e implementadas no Rstudio (Rstudio Team, 2020). Para entender a correlação entre a riqueza e abundância de espécies com áreas queimadas e não queimadas, utilizamos o teste t de student. Para verificar a normalidade dos dados, usamos o teste de Shapiro-Wilk, implementado no pacote RVAideMemoire (Herve, 2023). Para identificar a homogeneidade das variâncias aplicamos o teste de Levene, através do pacote car (Fox & Weinsberg, 2019). O teste de Shapiro-Wilk mostrou que a distribuição é normal para a riqueza (área queimada, $p= 0,5$; área não queimada, $p= 0,3$) e abundância (área queimada, $p= 0,3$; área não queimada, $p= 0,1$). O teste de Levene apontou que as variâncias são homogêneas para ambas as variáveis, em espécies ($p= 0,4$) e indivíduos ($p= 0,9$). Os gráficos foram elaborados com o pacote ggplot2 (Wickham, 2016). Para analisar a riqueza e abundância nas fitofisionomias amostradas, utilizamos uma ANOVA usando a função *aov*. Posteriormente utilizamos o teste post-hoc de TukeyHSD usando a função *PostHocTest* no pacote DescTools (Signorell, 2024) para identificação dos grupos que diferem em médias.

Para analisar se houve diferença significativa no sucesso de captura entre o primeiro e o segundo dia de amostragem com redes de neblina, utilizamos o teste de Mann-Whitney, um teste não-paramétrico para dados que não possuem distribuição normal (teste de Shapiro-Wilk) e são independentes. Diferente do teste t, o teste de Mann-Whitney não compara médias, e sim medianas. Realizamos o teste usando a função *wilcox.test*.

3.4.1 Mudanças na vegetação de áreas queimadas e não queimadas

O Índice de Vegetação da Diferença Normalizada (NDVI) utiliza a refletância do comprimento de onda do infravermelho próximo ($0,72 - 1,3 \mu\text{m}$) e vermelho ($0,65 - 0,72 \mu\text{m}$) presentes na clorofila das folhas. O valor de NDVI de cada área específica reflete os valores encontrados entre estas duas bandas, sendo o valor mais alto resultado de um valor de infravermelho próximo (NIR) alto e valor de vermelho (RED) baixo, ao passo que valores próximos a zero correspondem a valores de NIR e RED altos. Os valores de NDVI variam de -1 a 1. Valores positivos indicam a presença de vegetação alta, enquanto valores negativos apontam áreas sem vegetação ou vegetação rala, variando a densidade

vegetacional no seu espectro (Ozyavuz & Salici 2015). Esses valores são gerados a partir da razão dos valores de infravermelho próximo menos o vermelho visível, e os valores de infravermelho próximo mais o vermelho visível (1).

(1) Equação de NDVI

$$NDVI = \frac{(NIR-RED)}{(NIR+RED)}$$

Utilizamos as imagens de satélite Landsat 8 que contém 12 bits dimensionados para números inteiros de 16 bits, resolução espacial de 30 metros (visível), 100 metros (térmico) e 5 metros (pancromático), adquiridas através do USGS Earth Explorer (USGS, 2023). Utilizamos a projeção base WGS84 Web Mercator (EPSG:3857) para todo o projeto. Para comparar a cobertura vegetal de cada ponto amostrado, usamos imagens de outubro/2023, correspondente ao período de coleta de dados (estação seca). Para a extração dos valores e cálculo do índice utilizamos a ferramenta *calculadora raster* da plataforma QGIS (QGIS 3.34.1), utilizando as bandas espectrais 5 (infravermelho próximo – NIR) e 4 (vermelho) substituídas na fórmula (2).

(2) Equação de NDVI com as bandas respectivas

$$NDVI = \frac{(banda\ 5 - banda\ 4)}{(banda\ 5 + banda\ 4)}$$

Para testar se as três fitofisionomias usadas podem ser identificadas e diferenciadas utilizando o Índice de Vegetação de Diferença Normalizada (NDVI) em imagens de satélite, aplicamos uma Análise de variância (ANOVA). Os teste de Shapiro-Wilk (campinarana arbustiva, $p= 0,3$; campinarana florestada, $p= 0,5$; campina gramíneo-lenhosa, $p= 0,7$) e Levene ($p= 0,05$) apontaram que os resíduos possuem distribuição normal e variância homogênea. Também utilizamos o teste post-hoc de TukeyHSD usando a função *PostHocTest* do pacote DescTools (Signorell, 2024) para identificação dos grupos que diferem em médias. Realizamos um teste Wilcoxon não-paramétrico para amostras dependentes para avaliar se há diferenças na vegetação dos pontos amostrados, através dos valores de NDVI calculados para os anos antes (2015) e depois (2023) do fogo, no mês de outubro. Realizamos uma ANOVA de duas vias para analisar a diferença nos valores de NDVI, analisando o ano e a ocorrência de queima.

Verificamos que os dados têm uma distribuição normal através do teste de Shapiro-Wilk (área não queimada em 2015, $p= 0,2$; área queimada em 2015, $p= 0,3$; área não queimada em 2023, $p= 0,5$; área queimada em 2023, $p= 0,8$) e que as variâncias são homogêneas através do teste de Levene ($p= 0,2$). Implementamos o teste pelo R através da função *aov* com o tipo da soma dos quadrados III.

3.4.2 Análise da composição de espécies entre áreas queimadas e não queimadas

Para avaliar a hipótese de que a composição de aves é diferente entre áreas queimadas e não queimadas, comparamos a estrutura da comunidade da avifauna nas três fitofisionomias amostradas: campinarana florestada, campinarana arbustiva e campina gramíneo-lenhosa, dos 22 pontos, utilizando o escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) baseado no índice de similaridade de Bray-Curtis. A análise de NMDS apresentou uma boa representação de stress, e para realizá-la, utilizamos a função *metaMDS* do pacote *vegan* (Oksanen et al. 2022). Utilizamos a função *adonis2* do mesmo pacote na Análise de Variância Permutacional Multivariada (PERMANOVA), para testar se os resultados obtidos foram significativos. Para entender qual fitofisionomia era significativamente distinta na composição de espécies, realizamos o teste de PERMANOVA do pacote *pairwiseAdonis* (Martinez P., 2017) com o método de Hallinger para a padronização da quantidade de indivíduos por espécie.

3.4.3 Relação da riqueza e abundância de aves com as áreas queimadas e as fitofisionomias.

Para identificar os fatores influenciando a riqueza e abundância de aves, realizamos um Modelo Linear Misto Generalizado (GLMM) ajustado pelo método de máxima verossimilhança com aproximação de Laplace, através da função *glmer* do pacote *lme4* (Bates et al., 2015) utilizando a distribuição de Poisson com ligação logarítmica, devido aos dados serem contagens. Definimos uma série de modelos para explicar a abundância e riqueza de espécies, utilizando a presença do fogo (área queimada) e valores de NDVI separadamente e juntos no mesmo modelo. Os quatro modelos foram ranqueados usando o Critério de Informação Akaike (AICc). Utilizamos os valores de NDVI e a categoria “área queimada” e “área não queimada” como fatores fixos, e as fitofisionomias foram ajustadas como variável aleatória.

3.4.4 Espécies indicadoras

Realizamos a análise ISA através da função *multipatt* do pacote *indicspecies* (Dufrêne M & Legendre P., 1997), que utiliza a abundância e frequência das espécies para indicar um valor que varia de 0 a 100, associando com o ambiente queimado e não queimado, e com as fitofisionomias observadas.

4 RESULTADOS

4.1 INVENTÁRIOS DE AVES

Ao todo, capturamos 598 indivíduos, pertencentes a 81 espécies de aves, distribuídas em 24 famílias (Apêndice 1). A curva do coletor sugere que apesar da amostragem da riqueza acumulada não ter atingido um platô, os valores observados são relativamente próximos do estimador de riqueza utilizado (Chao1) (Figura 5). Durante as amostragens (70 h/rede por parcela), capturamos uma média de 12,41 ($\pm 6,11$) espécies e 27,86 ($\pm 17,26$) indivíduos por parcela, com valores máximos de 68 indivíduos e 26 espécies na parcela L2P1 (Tabela 1). Dez indivíduos capturados foram identificados ao nível de gênero (por ex., *Elaenia* sp.). As famílias mais representadas em termos do número de espécies foram Thraupidae, Trochilidae, Tyrannidae e Thamnophilidae, e em termos de indivíduos foram Trochilidae, Thraupidae e Tyrannidae (Tabela 2). Duas espécies de beija-flores (*Polytmus theresiae* e *Chionomesa fimbriata*) foram dominantes nas amostragens, estando presentes em 90 e 72% das parcelas, respectivamente, e representando quase 30% de todos os indivíduos capturados (Tabela 3).

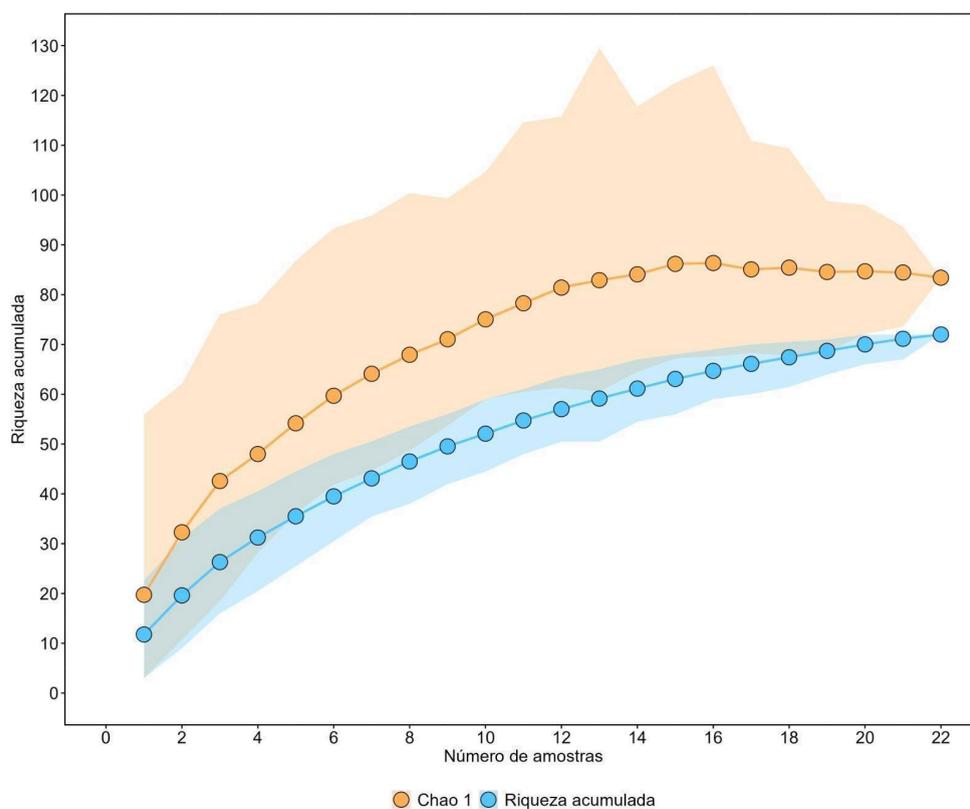


Figura 5. Curva de rarefação para a riqueza de espécies amostrada, mostrando a riqueza acumulada na amostra e a estimativa de riqueza Chao1. Fonte: A autora (2024).

Tabela 1. Localização, caracterização e número de espécies e indivíduos capturados em 22 parcelas no Parque Nacional do Viruá. As coordenadas representam o início da linha de redes. O Tipo de vegetação foi definido segundo Veloso et al. (1991) adaptado por Ferreira (2009). Os valores de NDVI representam valores médios da parcela, obtidos com as bandas de infravermelho (NIR) e vermelho (RED) e calculadas no software QGIS (QGIS 3.34.1) As evidências do fogo para os anos de 2015 a 2023 foram obtidas através das imagens de satélite Planet© e do banco de dados do BD Queimadas (INPE). FLO: campinarana florestada; ARB: campinarana arbustiva; GRA-LEN: campina gramíneo-lenhosa.

Parcela	Coordenadas	Tipo de vegetação	NDVI	Fogo	N.º de espécies (indivíduos)
L1P1	1,42377222, -61,01348056	FLO	0,312	-	22 (48)
L1P2	1,42618611, -61,00768056	FLO	0,413	-	9 (12)
L1P3	1,42456111, -61,00241389	FLO	0,233	-	12 (22)
L1P4	1,42544722, -60,99885278	ABR	0,277	-	14 (27)
L1P5	1,42373611, -60,99408333	ABR	0,217	-	19 (42)
L1P6	1,42410833, -60,99026944	GRA-LEN	0,236	-	9 (16)

Parcela	Coordenadas	Tipo de vegetação	NDVI	Fogo	N.º de espécies (indivíduos)
L1P7	1,42561667, -60,98540556	ABR	0,261	2015, 2023	14 (26)
L1P8	1,42494722, -60,98070278	ABR	0,276	-	19 (49)
L1P9	1,42434444, -60,97624722	GRA-LEN	0,222	2015, 2019, 2022	3 (7)
L1P10	1,42661111, -60,97236111	GRA-LEN	0,191	2015, 2019	9 (20)
L2P1	1,42152778, -61,01148333	ABR	0,223	2015, 2022	26 (68)
L2P2	1,42138056, -61,00823611	FLO	0,279	2015	15 (27)
L2P3	1,42063889, -61,00336944	ABR	0,204	2015	17 (48)
L2P4	1,42218333, -60,99859444	ABR	0,250	2015, 2022	16 (43)
L2P5	1,42058611, -60,99505278	ABR	0,250	2015	8 (16)

Parcela	Coordenadas	Tipo de vegetação	NDVI	Fogo	N.º de espécies (indivíduos)
L2P6	1,42081944, -60,98982500	ABR	0,261	2015	20 (36)
L2P7	1,42157222, -60,98511389	GRA-LEN	0,241	2015, 2019	5 (14)
L2P8	1,42238056, -60,98080556	GRA-LEN	0,196	2015, 2019, 2022	3 (6)
L2P9	1,42202500, -60,97591944	GRA-LEN	0,166	2015, 2019, 2022	9 (17)
L2P10	1,42065000, -60,97177222	FLOR	0,235	2015, 2019	8 (30)
L12500	1,48640833, -61,02453333	FLO	0,361	-	9 (16)
L3500	1,46822500, -61,00773333	GRA-LEN	0,301	-	6 (8)

Tabela 2. Lista das famílias de aves com mais espécies capturadas nas 22 parcelas amostradas, incluindo o número de espécies, indivíduos, e o número de parcelas onde cada família foi capturada.

Família	N.º de espécies (ind.)	N.º de parcelas
Tyrannidae	15 (122)	18
Trochilidae	13 (211)	21
Thraupidae	12 (125)	20
Thamnophilidae	8 (40)	14
Pipridae	4 (22)	11
Dendrocolaptidae	4 (10)	9
Rhynchocyclidae	3 (14)	8
Troglodytidae	3 (6)	6
Turdidae	2 (12)	7
Columbidae	2 (7)	4

Tabela 3. Lista das 10 espécies de aves mais capturadas nas 22 parcelas amostradas, incluindo o número de indivíduos capturados, a média de indivíduos amostrados nas parcelas onde a espécie foi capturada, e a percentagem de parcelas onde a espécie esteve presente.

Espécie (família)	N.º de ind. (média)	Percentual de parcelas (%)
<i>Polytmus theresiae</i> (Trochilidae)	113 (5,13)	90%
<i>Chionomesa fimbriata</i> (Trochilidae)	56 (2,54)	72%
<i>Coereba flaveola</i> (Thraupidae)	44 (2)	63%
<i>Elaenia ruficeps</i> (Tyrannidae)	34 (1,54)	45%
<i>Sporophila angolensis</i> (Thraupidae)	26 (1,18)	59%
<i>Elaenia chiriquensis</i> (Tyrannidae)	25 (1,13)	45%
<i>Elaenia cristata</i> (Tyrannidae)	17 (0,77)	40%
<i>Formicivora grisea</i> (Thamnophilidae)	15 (0,68)	36%
<i>Stilpnia cayana</i> (Thraupidae)	14 (0,63)	36%
<i>Chrysolampis mosquitus</i> (Trochilidae)	14 (0,63)	45%

Em geral, não houve diferença no número de espécies capturadas no primeiro ($7,18 \pm 3,85$ espécies) e no segundo ($7,31 \pm 4,41$ espécies) dia de amostragem (Mann-Whitney, $N = 22$, $W = 253,5$, $P = 0,7$). Apesar de termos capturado em média mais indivíduos no primeiro dia ($13,40 \pm 9,23$ indivíduos, total de 310) do que no segundo ($12,72 \pm 9,39$ indivíduos, total de 278), esta diferença também não foi significativa (Mann-Whitney, $N = 22$, $W = 266$, $P = 0,5$). Em relação aos horários de captura, não houve diferença significativa no sucesso de captura de espécies (ANOVA, $F_{(5,76)} = 2,039$, $p = 0,09$) ou indivíduos (ANOVA, $F_{(5,76)} = 1,819$, $p = 0,1$) nos horários amostrados (Tabela 4).

Tabela 4. Eficiência da captura nos dias e horários de amostragem dos pontos.

Horário	N.º de capturas (spp./ind.)	Dia 1 (spp./ind.)	Dia 2 (spp./ind.)
5:00 - 6:00	37 / 135	3,77 ($\pm 3,08$) / 6,54 ($\pm 6,56$)	3,65 ($\pm 2,53$) / 4,91 ($\pm 4,25$)
6:00 - 7:00	45 / 156	3,53 ($\pm 2,56$) / 4,73 ($\pm 3,77$)	3,58 ($\pm 1,95$) / 4,47 ($\pm 2,54$)
7:00 - 8:00	49 / 184	3,52 ($\pm 2,41$) / 4,74 ($\pm 4,42$)	4,06 ($\pm 2,84$) / 5,76 ($\pm 4,92$)
8:00 - 9:00	39 / 108	3 ($\pm 2,47$) / 3,81 ($\pm 3,78$)	2,77 ($\pm 3,49$) / 3,61 ($\pm 5,01$)
9:00 - 10:00	8 / 11	1 ($\pm 0,89$) / 1 ($\pm 0,77$)	1,6 ($\pm 0,89$) / 1,8 ($\pm 0,83$)

4.2 INFLUÊNCIA DAS FITOFISIONOMIAS NAS AVES

A nossa amostragem sistematizada incluiu 9 parcelas localizadas em campinaranas arbustivas, 7 em campinas gramíneo-lenhosas, e 6 em campinaranas florestadas (Tabela 1). Embora esta definição tenha sido visual e subjetiva (Figura 2), ela é apoiada pelos valores do Índice de Vegetação de Diferença Normalizada (NDVI), os quais diferem entre as fitofisionomias definidas à priori (ANOVA, $F_{(2,19)} = 5,27$, $p = 0,01$). As campinaranas florestadas apresentaram valores de NDVI relativamente elevados, em comparação com as outras fitofisionomias (Tabela 1, Figura 6). Especificamente, as médias de NDVI apresentam diferenças significativas entre as campinaranas florestadas e as campinas gramíneo-lenhosas (TukeyHSD, $p = 0,01$), e marginalmente significativa entre as campinaranas florestadas e as arbustivas (TukeyHSD, $p = 0,07$). Mas, entre as campinas gramíneo-lenhosas e campinaranas arbustivas, a diferença não é significativa (TukeyHSD, $p = 0,5$).

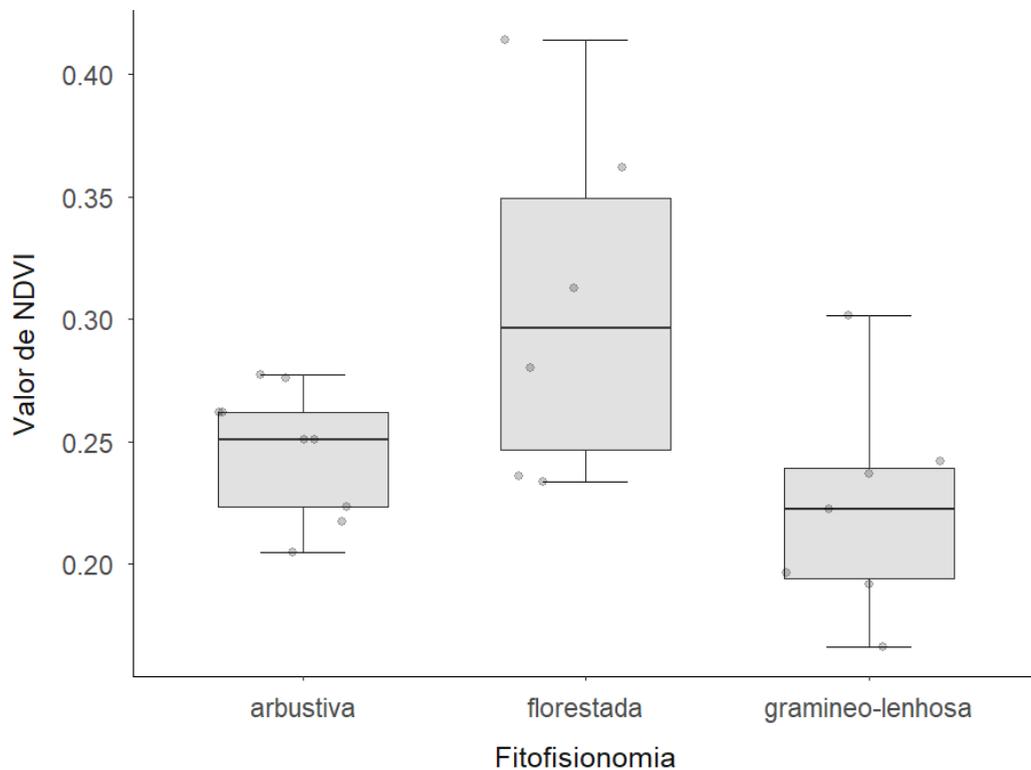


Figura 6. Valores de NDVI nas parcelas amostradas em três fitofisionomias associadas em áreas de areias brancas. Fonte: A autora (2024).

Em média, capturamos mais espécies de aves em campinaranas arbustivas ($17 \pm 4,97$), do que em campinaranas florestadas ($12,5 \pm 5,31$) ou em campinas gramíneo-lenhosas ($6,28 \pm 2,75$) (ANOVA, $F_{(2,19)} = 11,16$, $p = 0,0006$). O teste post-hoc TukeyHSD aponta que as diferenças ocorrem principalmente entre a campinarana arbustiva e a campina gramíneo-lenhosa (TukeyHSD, $p = 0,0004$) e campina gramíneo-lenhosa e campinarana florestada (TukeyHSD, $p = 0,05$) para espécies (Figura 8). Mas não houve diferença significativa na riqueza de espécies entre as campinaranas florestadas e arbustivas (TukeyHSD, $p = 0,16$). Em relação ao número de indivíduos, em média, capturamos mais aves em campinaranas arbustivas ($39,44 \pm 15,39$), do que em campinaranas florestadas ($25,83 \pm 12,75$) ou em campinas gramíneo-lenhosas ($12,57 \pm 5,53$) (ANOVA, $F_{(2,19)} = 9,387$, $p = 0,001$). O teste post hoc TukeyHSD mostrou que as diferenças significativas da abundância de aves amostradas ocorrem entre a campinarana arbustiva e a campina gramíneo-lenhosa ($p = 0,001$), mas entre as campinaranas florestadas e arbustivas

($p=0,11$) e campina gramíneo-lenhosa e florestada ($p=0,15$) não são significativas (Figura 7).

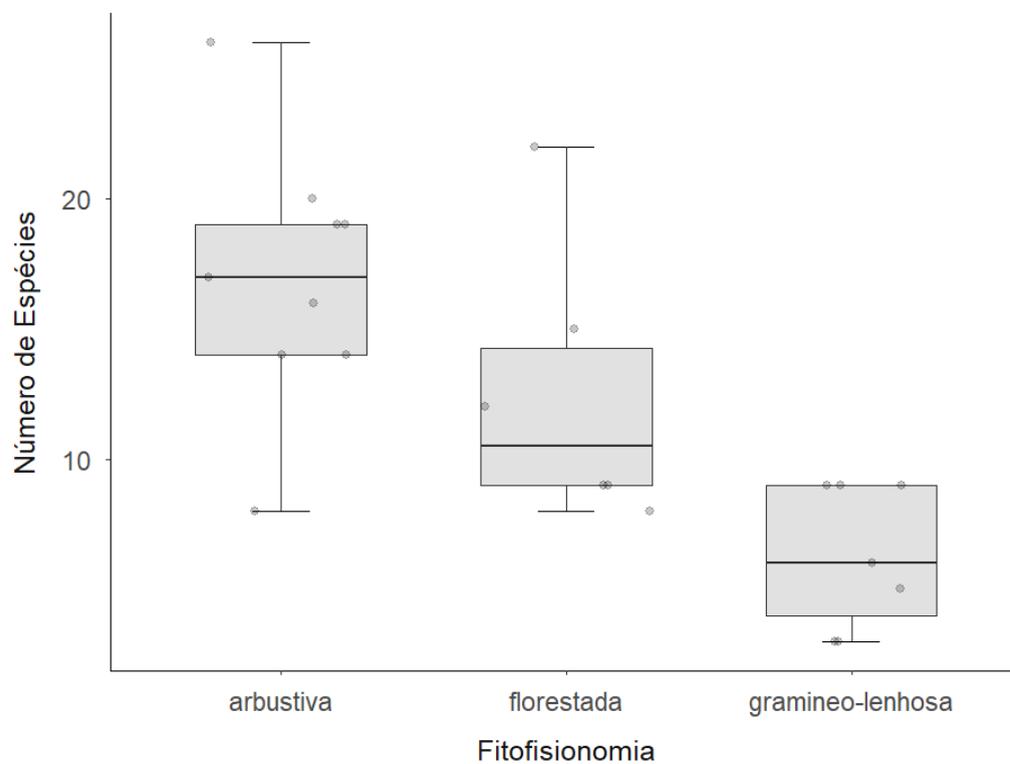


Figura 7. Número de espécies de aves capturadas em 22 parcelas com três fitofisionomias distintas, usando redes de neblina no Parque Nacional do Viruá, Roraima. Fonte: A autora (2024).

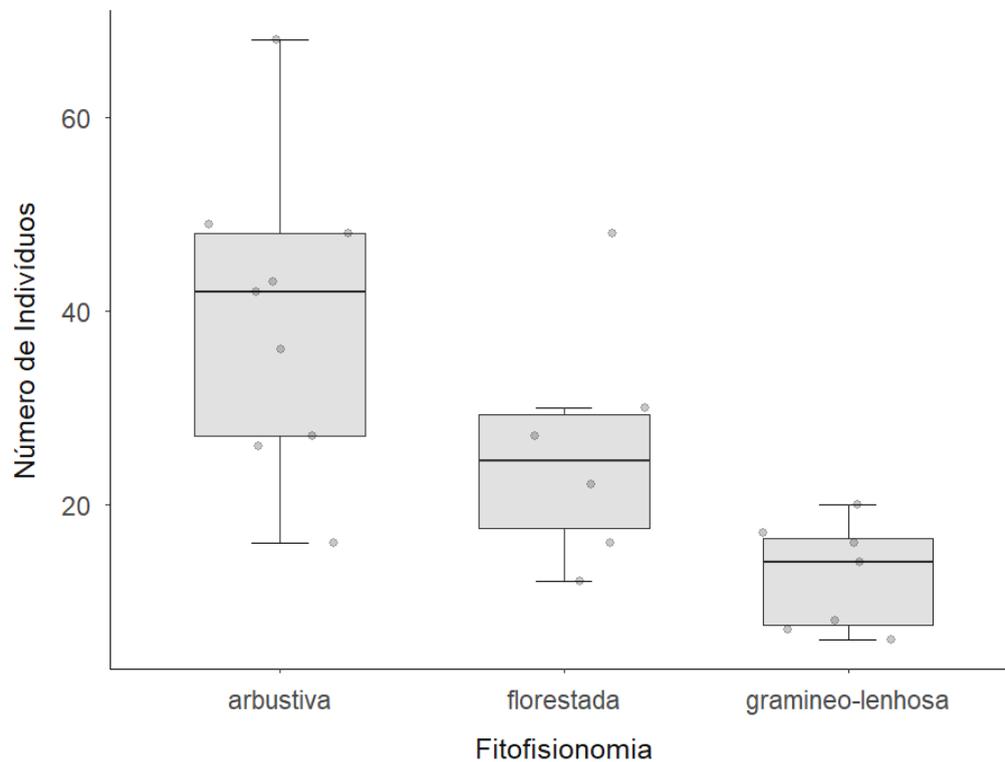


Figura 8. Número de indivíduos de aves capturadas em 22 parcelas com três fitofisionomias distintas, usando redes de neblina no Parque Nacional do Viruá, Roraima. Fonte: A autora (2024).

A composição de espécies difere nas três fitofisionomias amostradas (PERMANOVA, $F_{(14)} = 1,654$, $R^2 = 0,6667$, $p = 0,02$) (Figura 9). Por exemplo, algumas espécies como *Percnostola subcristata* e *Pseudopipra pipra* foram registradas exclusivamente em campinaranas florestadas (por ex., L1P2 e L12500), enquanto *Sporophila angolensis* foi observada nas três fitofisionomias (por ex., L3500, L1P5 e L12500). A PERMANOVA pareada mostrou que as diferenças na composição de espécies entre as fitofisionomias é significativa entre a campinarana arbustiva e campinarana florestada (PERMANOVA pareada, $F_{(1)} = 1,671$, $R^2 = 0,113$, $p = 0,03$), e entre a campinarana arbustiva e campina gramíneo-lenhosa (PERMANOVA pareada, $F_{(1)} = 2,654$, $R^2 = 0,159$, $p = 0,008$), mas não é significativa entre a campinarana florestada e campina gramíneo-lenhosa (PERMANOVA pareada, $F_{(1)} = 0,817$, $R^2 = 0,069$, $p = 0,6$).

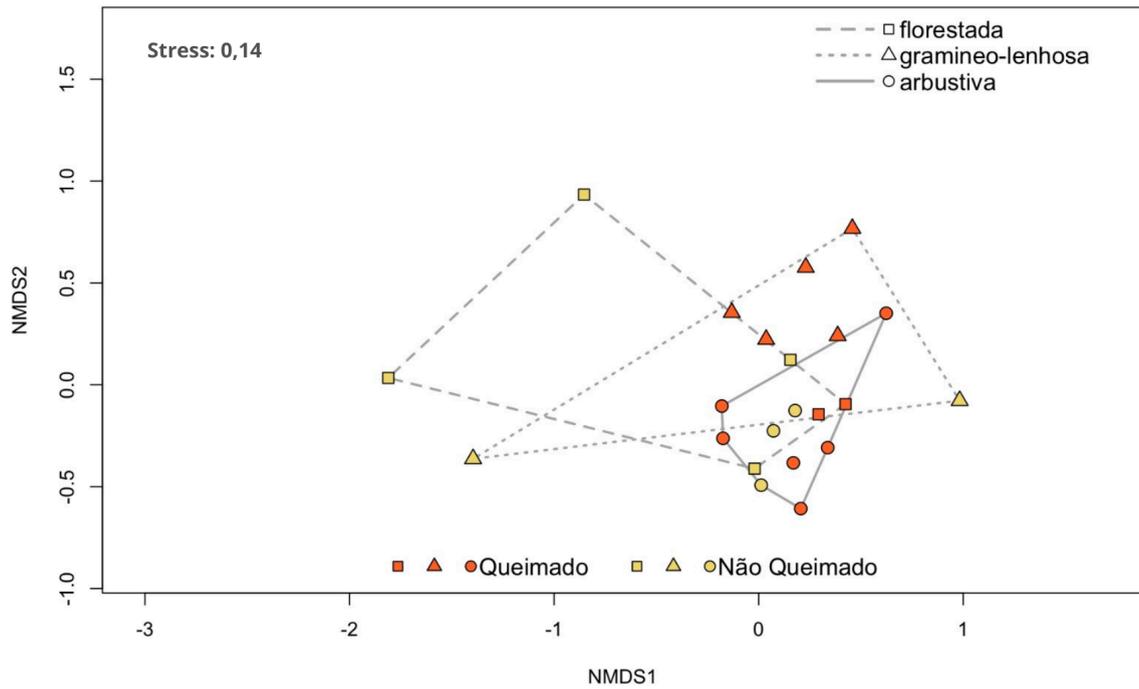


Figura 9. Escalonamento Multi Dimensional Não-Métrico (NMDS) para a composição de espécies em três fitofisionomias (campinarana florestada, campinarana arbustiva e campina gramíneo-lenhosa). Stress: 0,14.

Fonte: A autora (2024).

O Modelo Linear Generalizado Misto (GLMM) indicou que as espécies de campinas e campinaranas não foram afetadas por nenhuma das variáveis testadas (FOGO: $p= 0,4$, NDVI: $p= 0,3$). O melhor modelo para explicar a variação na abundância de indivíduos é aquele que inclui apenas o NDVI ($p= 0,001$). Os valores de NDVI estão inversamente relacionados com a abundância da avifauna deste local onde valores mais baixos apresentam mais espécies (Tabela 5, Figura 10). Nesta análise, as áreas queimadas não se mostraram como boas preditoras para explicar a abundância das aves ($p= 0,568$).

Tabela 5. Modelo Linear Generalizado Misto para determinar a riqueza e abundância de aves nos pontos amostrados. FOGO= área queimada; NDVI= valor de NDVI. Fator aleatório: fitofisionomias. Log-lik= logaritmo natural da função de similaridade; AICc= medida da qualidade relativa do modelo; Delta AICc= diferença entre o modelo e o modelo de menor valor AICc; AICcWt= peso de Akaike; R²m= variância explicada pelos fatores fixos (delta); R²c= variância explicada pelos fatores fixos e fator aleatório.

Modelo	Log-lik	AICc	Delta AICc	AICcWt	R²m	R²c
Riqueza						
Intercepto	-67,0	138,05	0,00	0,42	0	0,653
NDVI	-66,6	139,36	1,31	0,22	0,018	0,683
FOGO	-66,7	139,54	1,49	0,20	0,009	0,651
FOGO + NDVI	-65,9	139,91	1,86	0,17	0,035	0,691
Abundância						
Intercepto	-108,7	221,48	13,69	0,0	0	0,849
NDVI	-100,9	207,79	0,00	0,6	0,135	0,899
FOGO + NDVI	-100,3	208,59	0,80	0,4	0,002	0,851
FOGO	-108,6	223,18	15,39	0,0	0,002	0,851

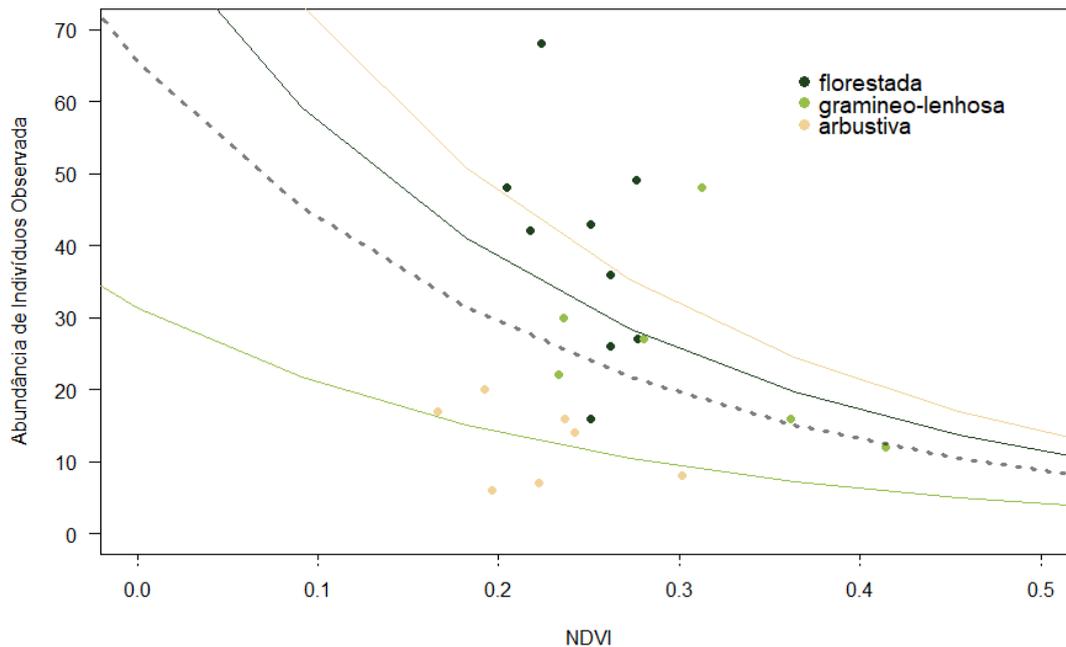


Figura 10. Modelo Linear Generalizado Misto (GLMM) entre a abundância de indivíduos observada e os valores de NDVI, o único modelo segundo o ranking de AIC que apresentou importância na relação com a abundância de indivíduos observada. Fonte: A autora (2024).

4.3 EFEITO DO FOGO SOBRE A VEGETAÇÃO

O Índice da Vegetação da Diferença Normalizada (NDVI) mostrou diferenças na vegetação observada nos anos antes e depois do fogo (Tabela 6). O teste de Wilcoxon mostrou que a diferença entre as medianas dos anos é estatisticamente significativa ($V = 253$, $p < 0,001$), com uma diferença dos valores entre os anos de 0,076. A ANOVA de duas vias mostrou que há diferença nos valores de NDVI entre os anos antes e após o fogo ($F_{(1,40)} = 4$; $p = 0,05$), mas não há interação entre o ano e a ocorrência de fogo nas áreas ($F_{(1,40)} = 2,94$; $P = 0,09$). Os pontos que não foram queimadas (L1P1, P2-P6, P8, L12500 e L3500) desde 2015, não apresentaram diferenças significativas nos valores de NDVI antes e após os eventos de fogo, em 2023 (TukeyHSD, $p = 0,2$). Da mesma forma, ao compararmos os mesmos pontos com os pontos que não sofreram com queimas durante os 8 anos, os valores de NDVI continuam sem diferenças aparentes (TukeyHSD, $p = 0,2$). Já os pontos que sofreram queimadas durante os 8 anos, tem valores distintos de NDVI ao compará-los com os dos pontos que não sofreram queimadas, em 2015 (TukeyHSD, $p < 0,001$). Finalmente, os pontos que sofreram queimadas ente 2015 e 2023 (L1P7, P9-P10, L2P1-P10) têm valores de NDVI diferentes que os pontos que não sofreram queimas, quando analisados em 2023 (TukeyHSD, $p = 0,04$).

Tabela 6. Valores de NDVI do ano antes do fogo (2015) e depois do fogo (2023). FLO: campinarana florestada; ARB: campinarana arbustiva; GRA-LEN: campina gramíneo-lenhosa.

Ponto	Fitofisionomia	Fogo	NDVI (2015)	NDVI (2023)
L1P1	FLO	-	0,350	0,312
L2P1	ARB	2015, 2022	0,302	0,223
L1P2	FLO	-	0,474	0,413
L2P2	FLO	2015	0,448	0,279
L1P3	FLO	-	0,265	0,233
L2P3	ARB	2015	0,296	0,204
L1P4	ARB	-	0,313	0,277
L2P4	ARB	2015, 2022	0,333	0,250
L1P5	ARB	-	0,267	0,217
L2P5	ARB	2015	0,343	0,250
L1P6	GRA-LEN	-	0,283	0,236
L2P6	ARB	2015	0,358	0,261
L1P7	ARB	2015, 2023	0,308	0,261
L2P7	GRA-LEN	2015, 2019	0,362	0,241
L1P8	ARB	-	0,349	0,276
L2P8	GRA-LEN	2015, 2019, 2022	0,264	0,196
L1P9	GRA-LEN	2015, 2019, 2022	0,316	0,222
L2P9	GRA-LEN	2015, 2019, 2022	0,315	0,166
L1P10	GRA-LEN	2015, 2019	0,323	0,191
L2P10	FLO	2015, 2019	0,402	0,235
L12500	FLO	-	0,431	0,361
L3500	GRA-LEN	-	0,347	0,301

Na paisagem de outubro de 2015, antes dos eventos de fogo, o NDVI se aproxima de 1, caracterizado por uma coloração azulada. Esta representação indica uma vegetação mais densa. O Índice indica

uma mudança na reflectância da paisagem após os anos de fogo, em outubro de 2023. Os valores de NDVI são mais próximos de -1, representados por coloração verde-claro e amarelo (Figura 11). Todas as três fitofisionomias sofreram com a queima entre 2015 e 2023.

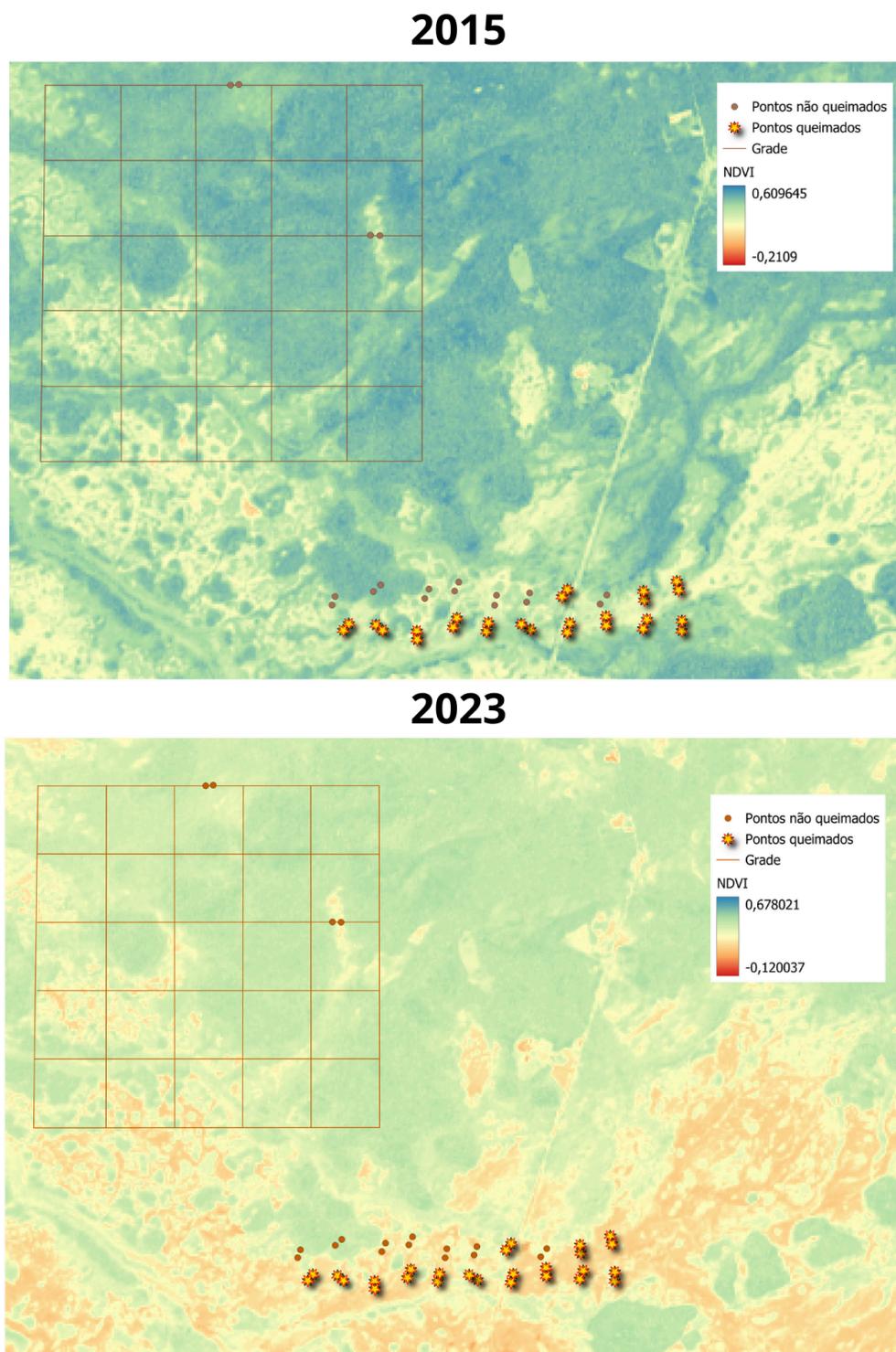


Figura 11. Visualização das áreas com pontos amostrados nos anos de 2015 (antes do fogo) e 2023 (após os anos de fogo), e escala com valores de NDVI para cada ano. Fonte: A autora (2024).

4.4 EFEITO DO FOGO SOBRE AS COMUNIDADES DE AVES

De forma geral, não encontramos diferenças no número de espécies e indivíduos capturados em parcelas que sofreram queimadas recentes (média de $11,76 \pm 6,91$ espécies e $27,53 \pm 17,66$ indivíduos) quando comparado com áreas que não sofreram queimadas nas últimas décadas (média de $13,22 \pm 5,60$ spp. e $26,66 \pm 15,81$ ind.) (teste t, espécies $t_{(20)}$, $T=0,521$, $p=0,6078$, indivíduos $t_{(20)}$, $T=-0,118$, $p=0,9068$, figuras 12 e 13). No GLMM, o histórico de fogo não se mostra como uma variável importante para explicar a variação na abundância de aves ($p=0,568$) (Tabela 5). Por outro lado, encontramos diferenças na composição de espécies entre áreas queimadas e não queimadas (PERMANOVA, $F_{(14)}=1,936$, $R^2=0,6667$, $P=0,02$) (Figura 14). Espécies como *Ammodramus humeralis* e *Arundinicola leucocephala* foram encontradas apenas em áreas queimadas, enquanto *Nannochordeiles pusillus* e *Galbula galbula* foram encontradas apenas em áreas não queimadas. Outras espécies, como *Coereba flaveola* e *Chrysolampis mosquitus*, foram capturadas tanto em pontos queimados como em não queimados

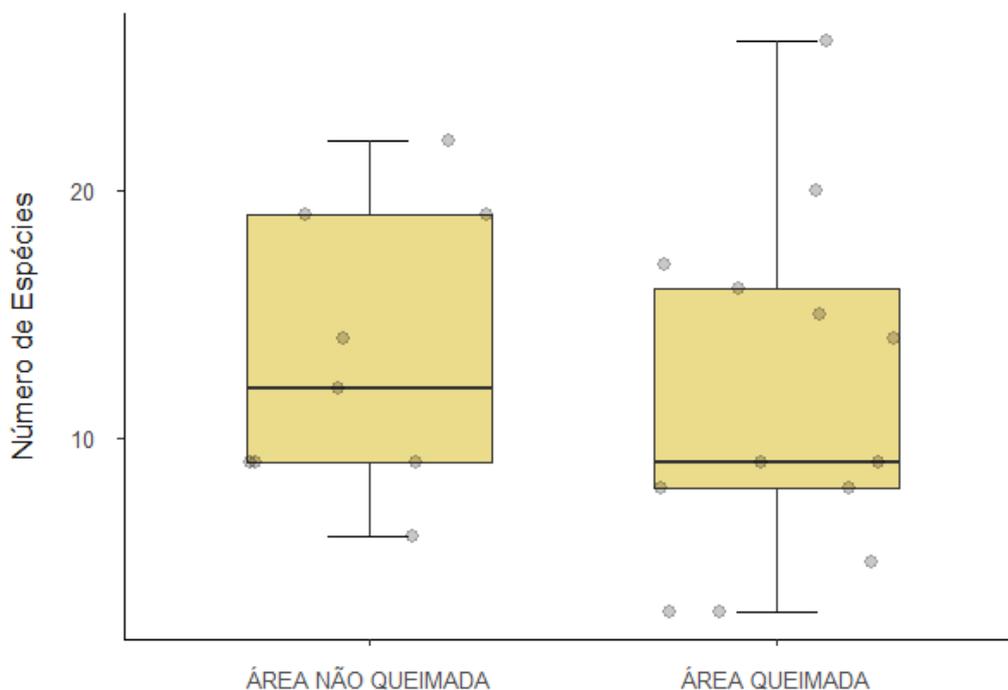


Figura 12. Número de espécies de aves capturadas nas campinas e campinaranas no Parque Nacional do Viruá, Roraima, em 9 parcelas que não sofreram queimadas desde a criação do parque em 1998 e 13 parcelas que foram queimadas em 2015, 2019, 2022 ou 2023. Fonte: A autora (2024).

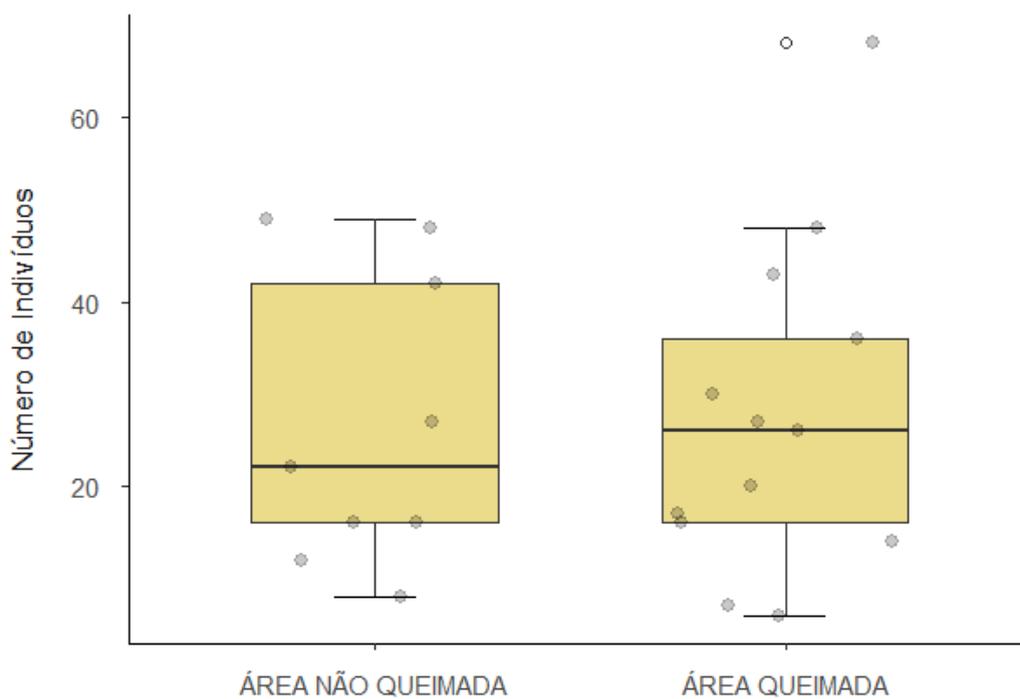


Figura 13. Número de indivíduos de aves capturados nas campinas e campinaranas no Parque Nacional do Viruá, Roraima, em 9 parcelas que não sofreram queimadas desde a criação do parque em 1998 e 13 parcelas que foram queimadas em 2015, 2019, 2022 ou 2023. Fonte: A autora (2024).

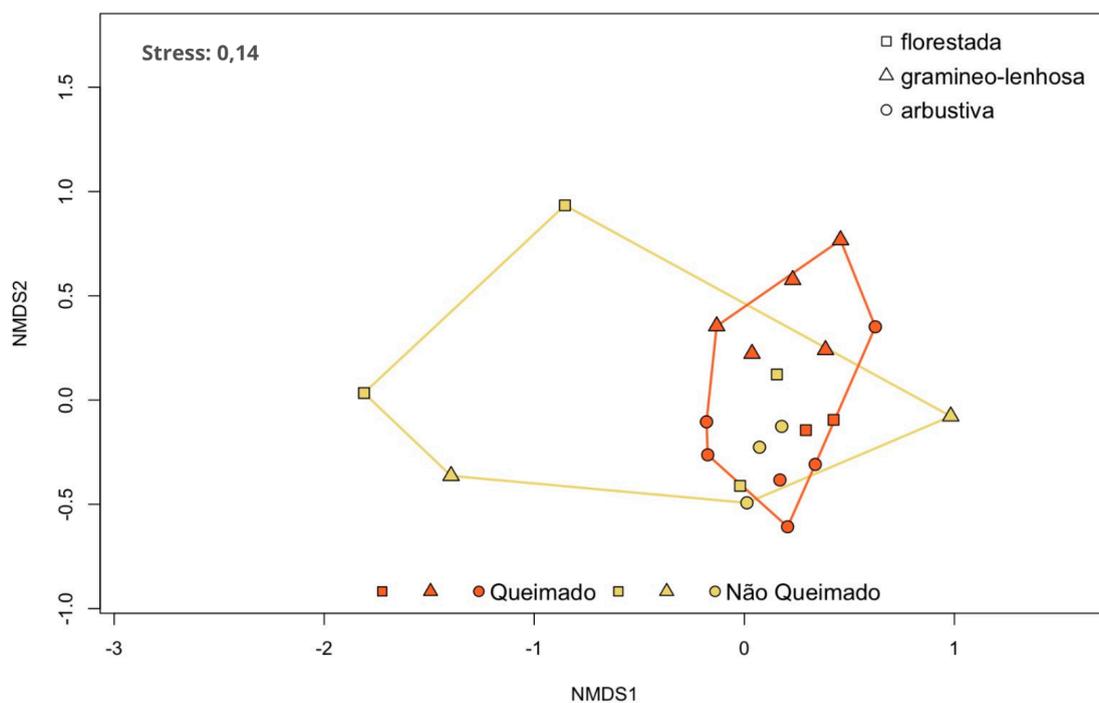


Figura 14. Escalonamento Multi Dimensional Não-Métrico (NMDS) para a composição de espécies em áreas queimadas e não queimadas. Fonte: A autora (2024).

4.5 ESPÉCIES INDICADORAS

A análise de espécies indicadoras apontou um número de espécies relativamente pequeno associado com alguma fitofisionomia em particular. Por exemplo, apenas quatro espécies apresentaram associações significativas com as campinaranas arbustivas (Tabela 7). As outras duas fitofisionomias amostradas não apresentam espécies indicadoras. Em relação à presença do fogo, das 81 espécies observadas, três espécies podem ser consideradas como indicadoras de ambientes não queimados, mas nenhuma é indicadora de ambientes queimados (Tabela 7).

Tabela 7. Valor de associação e significância das espécies indicadoras de campinaranas arbustivas e áreas não queimadas.

Grupo	Associação	P
Campinarana arbustiva		
<i>Elaenia chiriquensis</i>	94%	0,005
<i>Chrysolampis mosquitus</i>	84%	0,005
<i>Xenopipo atronitens</i>	71%	0,030
<i>Schistochlamys melanopsis</i>	66%	0,045
Áreas não queimadas		
<i>Elaenia ruficeps</i>	73%	0,050
<i>Thamnophilus doliatus</i>	68%	0,045
<i>Pseudopipra pipra</i>	57%	0,050

5 DISCUSSÃO

Este estudo representa um esforço para entender a relação entre as aves e as diferentes fitofisionomias em habitats de areias brancas (campinas e campinaranas) e como estas podem ser afetadas pelo fogo. Nosso trabalho testou quatro hipóteses, algumas das quais confirmaram nossas expectativas e outras irão precisar de dados adicionais para serem testadas. Baseados nessas hipóteses originais, nossos resultados permitem compreender melhor a relação entre a avifauna e as campinas e campinaranas amazônicas, e nos ajudam a tirar quatro conclusões importantes: i) As diferentes fitofisionomias em habitats de areias brancas (campinarana florestada, campinarana arbustiva, e campina gramíneo-lenhosa) definem a riqueza, abundância, e composição da avifauna no Parque Nacional do Viruá. Nós documentamos diferenças na riqueza de espécies, na abundância de indivíduos, e na composição de aves nas diferentes fitofisionomias presentes em solos arenosos. De forma geral, campinaranas arbustivas possuem mais espécies e indivíduos do que campinaranas florestadas e campinas gramíneo-lenhosas. ii) As diferenças estruturais nas fitofisionomias podem ser identificadas através de medidas remotas como o Índice da Vegetação da Diferença Normalizada (NDVI). Como esperado, as campinaranas florestadas apresentam valores de NDVI mais elevados do que as outras duas fitofisionomias, mas as diferenças entre as campinas arbustivas e as campinas gramíneo-lenhosas não são detectadas pelo índice. iii) O fogo não afeta o número de espécies e de indivíduos capturados em redes de neblina em campinas e campinaranas, mas afeta a sua composição. Embora não tenhamos detectado diferenças na riqueza e abundância, o fogo parece definir a composição de espécies, provavelmente mediando a substituição de espécies fogo-sensíveis por espécies fogo-tolerantes, com importantes implicações para o manejo das áreas naturais. E iv) Embora tenhamos encontrado algumas espécies com associações significativas com as diferentes fitofisionomias, nossa amostragem não nos permitiu identificar espécies indicadoras que poderiam apontar os efeitos duradouros de incêndios em campinas e campinaranas.

5.1. INVENTÁRIOS DE AVES

Embora dominada por florestas de terra-firme, a região amazônica inclui diversas fitofisionomias, incluindo planícies e florestas alagadas ao longo dos rios, florestas submontanas, enclaves de savana e florestas de areias brancas (campinas e campinaranas). No estado de Roraima, o número de espécies de aves que ocorrem em campinas e

campinaranas é baixo, se comparado com as florestas de terra-firme, mas é relativamente semelhante às outras fitofisionomias, abrigando cerca de 12% (92 das 741) espécies de aves registradas no estado (Naka et al. 2006). No entanto, aproximadamente 20% destas espécies são especialistas de habitats de solos arenosos, ocorrendo exclusivamente em campinas e campinaranas, como *Aprositornis disjuncta* e *Rhytipterna immunda*.

Durante a nossa amostragem, nós registramos 81 espécies de aves, incluindo 12 das 17 espécies de aves exclusivas ou quase exclusivas de campinas e campinaranas (por ex., *Elaenia ruficeps*, *Aprositornis disjuncta* e *Myrmotherula cherriei*). Surpreendentemente, das 81 espécies registradas por nós, mais da metade (45 espécies) não tinham sido incluídas dentre as 92 espécies de campina e campinarana por Naka et al. (2006), apontando o relativo desconhecimento em relação às aves de ecossistemas dominados por areias brancas na Amazônia, mesmo em regiões relativamente bem estudadas. Desta forma, nossos resultados apontam que as campinas e campinaranas de Roraima possuem uma diversidade de espécies de aves muito maior do que antes reportado. Com 520 espécies de aves registradas até 2014, o PNV representa umas das UCs melhor estudadas da Amazônia e umas das mais diversas em termos do número de espécies de aves do Brasil (Laranjeiras et al. 2014). Mesmo uma avifauna localmente bem conhecida, nossos resultados resultaram na documentação de uma espécie que não tinha sido registrada no PNV (*Elaenia spectabilis*), e apontaram o uso de campinas e campinaranas por 17 espécies consideradas de outros ambientes por Laranjeiras et al. (2014).

5.2. RIQUEZA, ABUNDÂNCIA E COMPOSIÇÃO DE AVES EM DIFERENTES FITOFISIONOMIAS

De forma geral, nós registramos diferenças na riqueza de espécies, número de indivíduos, e na composição de espécies de aves nas diferentes fitofisionomias investigadas. Esse resultado é esperado, já que a diversidade de espécies é geralmente afetada pela estrutura da vegetação em gradientes ecológicos (Borges et al. 2016). Capturamos mais espécies e indivíduos em campinaranas arbustivas do que em campinaranas florestadas e campinas gramíneo-lenhosas, enquanto a composição de espécies é significativamente diferente entre as campinaranas florestadas e as campinaranas arbustivas e gramíneo-lenhosas. A maior riqueza de espécies em fitofisionomias com maior biomassa, como campinaranas florestadas e campinaranas arbustivas, em comparação às campinas gramíneo-lenhosas representa um padrão já conhecido e documentado (Borges, 2004) possivelmente

associado com a produtividade primária e a heterogeneidade do habitat, fatores que influenciam a riqueza e abundância de aves (Emmons, 1984; Elo et al. 2010). Entretanto, a maior riqueza de espécies e maior número de indivíduos em campinas arbustivas coloca em xeque a ideia que florestas mais altas e heterogêneas oferecem uma maior disponibilidade de recursos a mais espécies e mais indivíduos.

Em campinas gramíneo-lenhosas os solos são predominantemente Neossolos Quartzarênicos, que permitem uma vegetação de baixo porte com alta exposição ao vento, sol e alagamentos. Campinaranas florestadas tem solos Espodossolos Humilúvicos Hidromórficos Arênicos, com maior quantidade de silte, o que permitem um maior estoque de matéria orgânica e condições favoráveis para uma vegetação de maior porte. Nas campinaranas arbustivas ocorrem inclusões de Espodossolos Humilúvicos órticos, que favorecem o crescimento de arbustos (Mendonça et al. 2013). As aves são positivamente influenciadas pela abundância de arbustos e pela presença de vegetação lenhosa circundante (Rico-Silva & Colorado, 2020). Com esta variação nos ambientes, é esperado encontrar diferenças nos padrões de diversidade da avifauna.

Nossos resultados também apontam diferenças na abundância de aves; capturamos mais indivíduos em campinaranas arbustivas do que em campinaranas florestadas e campinas gramíneo-lenhosas. Com estes resultados, é fácil entender a falta de uma relação direta entre os valores de refletância da vegetação (NDVI) com a riqueza de espécies. A composição de espécies de campinas e campinaranas florestadas possui uma similaridade relativamente baixa de apenas 15% (Borges, 2004). A maior diferença que encontramos em termos de composição de espécies que observamos foi entre a campinarana arbustiva e a campinarana florestada, e entre a campinarana arbustiva e a campina gramíneo-lenhosa. Essa diferença pode ser explicada pela estrutura da vegetação dos dois habitats, que, apesar de possuírem um padrão mais fechado de vegetação mais alta, a composição da vegetação, solos e hidrologia são diferentes (Mendonça et al. 2013).

As três fitofisionomias compartilham muitas espécies entre si, como, por exemplo, *Polytmus theresiae*, *Stilpnia cayana* e *Coereba flaveola*. Várias espécies mostraram uma tendência de associação para habitats, como *Xenopipo atronitens* para campinaranas arbustivas e *Percnostola subcritata* para campinaranas florestadas. No entanto, de forma surpreendente, a diferença não foi significativa entre campinaranas florestadas e campinas gramíneo-lenhosas. Devido à diferença na estrutura da vegetação desses ambientes, esperávamos que a composição de espécies fosse diferir entre elas. Espécies que foram

encontradas nestas duas fitofisionomias, como *Chionomesa fimbriata*, são consideradas espécies generalistas presentes em vários habitats (Weller & Boesman, 2021).

5.3. USO DO NDVI PARA CARACTERIZAR FITOFISIONOMIAS

Nossos resultados ajudam a compreender melhor a relação entre os valores de NDVI e as diferentes fitofisionomias encontradas em ambientes com solos arenosos, permitindo utilizar dados de imagens de satélites para avaliar diferenças entre fitofisionomias e o efeito do fogo sobre as paisagens naturais. O uso das bandas espectrais das imagens de satélite na visualização de padrões distintos para fitofisionomias diferentes é comumente realizado em estudos científicos, inclusive na Floresta Nacional do Anauá no estado de Roraima (Condé et al. 2023). Da mesma forma, o NDVI já foi usado em imagens históricas para verificar anomalias na vegetação no estado de Roraima, estudando os parâmetros desses resultados através de revisões bibliográficas e comparação de dados climáticos (Xaud et al., 2009).

Nossa avaliação histórica do NDVI permitiu identificar mudanças nos valores de 2015 (antes dos eventos de fogo) e 2023 (depois dos eventos de fogo) quando comparados para o mesmo mês e mesma estação do ano. A detecção dessas mudanças nos valores de NDVI reflete que as mudanças ocorridas na vegetação ao longo dos anos está relacionada com os eventos de fogo, e não da variação sazonal natural nos ambientes naturais.

5.4. EFEITO DO FOGO SOBRE A AVIFAUNA

No geral, nossos resultados indicam que regimes de fogo em campinas e campinaranas amazônicas não influenciam a riqueza e abundância da avifauna de forma significativa, mas sim a composição de espécies das comunidades. Isto é, não há diferenças significativas no número de espécies e de indivíduos capturados em redes de neblina em áreas que sofreram queimadas recentes, em comparação a áreas que não sofreram queimadas nas últimas duas décadas. Por outro lado, nossos resultados indicam diferenças na composição de espécies, apontando consequências de longo prazo dos incêndios florestais nas campinas e campinaranas amazônicas.

A relação entre incêndios e as comunidades de aves é controversa. Por exemplo, Hidasi-Neto et al. (2012) não encontraram diferenças na diversidade funcional de aves após incêndios florestais na Amazônia Central, nas bacias hidrográficas dos rios Arapiuns e Maró. Inclusive, alguns estudos mostram que incêndios de baixa severidade podem

umentar a diversidade de aves, devido à preferência das espécies por habitats heterogêneos e os estágios sucessionais (Sitters et al. 2015). Por outro lado, Mestre et al. (2013) encontraram diferenças na riqueza de espécies de aves em florestas de terra firme após alguns anos do fogo. Mesmo uma década após o fogo, ainda era possível detectar diferenças na riqueza de espécies em áreas não queimadas.

Durante as nossas amostragens, notamos que algumas espécies (por ex., *Ammodramus humeralis* e *Arundinicola leucocephala*) foram observadas apenas em áreas queimadas, enquanto outras foram capturadas apenas em áreas não queimadas, como *Pseudopipra pipra*. A colonização de algumas espécies de aves após incêndios florestais é bem documentada. Dados de enclaves de savanas amazônicas no Tapajós apontam a presença de espécies como *Ammodramus humeralis* após o fogo (Cintra & Sanaiotti, 2005), possivelmente como resultado de uma drástica diminuição de cobertura vegetal, dando maior visibilidade para espécies que forrageiam no chão. Estes autores também observaram *Columbina passerina* apenas em ambientes queimados, enquanto que *Formicivora grisea*, *Elaenia cristata* e *Elaenia chiriquensis* ocorriam tanto em ambientes queimados como não queimados. Algumas espécies especialistas de campinas, como *Polytmus theresiae*, foram observadas em 20 dos 22 pontos amostrados por nós, incluindo as três fitofisionomias estudadas em áreas queimadas e não queimadas. O mesmo foi observado em *Cantorchilus leucotis*, presente apenas em campinaranas arbustivas, tenham sido estas queimadas ou não. A presença dessas espécies nos ambientes modificados pode estar relacionada com a heterogeneidade do ambiente causada por eventos de fogo brandos, que podem modificar a estrutura vegetal e proporcionar recursos diferentes para as aves, como abrigos. Não encontramos espécies indicadoras de áreas queimadas, apenas de áreas não queimadas. *Elaenia ruficeps* foi a espécie de maior associação (73%) com áreas não queimadas. Apesar de baixos, *Thamnophilus doliatus* e *Pseudopipra pipra* também tiveram associações com áreas não queimadas.

5.5. IMPLICAÇÕES PARA O MANEJO E CONSERVAÇÃO DAS CAMPINAS E CAMPINARANAS AMAZÔNICAS

É possível que as espécies de campinaranas arbustivas sofram com substituição de espécies quando estes ambientes são queimados, dado que a vegetação pode sofrer grandes mudanças e influenciar na diversidade da avifauna. Nossos resultados têm implicações diretas na conservação e no manejo dos ambientes naturais. Como forma de evitar novos

mega-incêndios como aqueles que ocorreram em Roraima em 1998 e 2016, gestores do Parque Nacional do Viruá começaram um programa de fogos prescritos em campinas e campinaranas para evitar incêndios de alta intensidade por todo o Parque. Entretanto, pouco se sabe sobre o efeito de qualquer tipo de fogo sobre a biodiversidade em ambientes dominados por areias brancas.

Nossa amostragem trata de indivíduos apenas capturados por redes de neblina, por isso, e, portanto, não inclui todas as espécies de campinas e campinaranas presentes nas áreas (Naka et al. 2006; Laranjeiras et al. 2014). O método de amostragem com redes de neblina são efetivos, no geral, em aves Passeriformes que tem grande movimentação pelo ambiente, permitindo a sua captura. É necessário mais estudos com outros métodos adicionais, como censo de escuta, observações, gravações, etc., para melhor compreender a influência do fogo na diversidade da avifauna de florestas de areia branca, permitindo uma visão mais abrangente, de forma a complementar estes resultados.

REFERÊNCIAS

- Adeney, J. M.; Christensen, N. L.; Vicentini, A. & Cohn-Haft, M. (2016). **White-sand Ecosystems in Amazonia**. *Biotropica*, v. 48, n. 1, p. 7–23.
- Alencar, A.; Rodrigues, L. & Castro, I. (2020). **Amazônia em Chamas: O que queima - E onde**. Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia. Disponível em: <https://ipam.org.br/bibliotecas/amazonia-em-chamas-5-o-que-queima-e-onde/>. Acesso em: 21/09/23.
- Aragão, L. E. O. C., Malhi, Y., Barbier, N., Lima, A., Shimabukuro, Y., Anderson, L., Saatchi, S. (2008). **Interactions between rainfall, deforestation and fires during recent years in the Brazilian Amazonia**. *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci*. 2008 May 27; 363(1498): 1779–1785.
- Aragão, L. E. O. C.; Anderson, L. O.; Fonseca, M. G. et al. (2018) **21st Century drought-related fires counteract the decline of Amazon deforestation carbon emissions**. *Nat Commun*, v. 9, p. 536, 2018.
- Andela, N., Morton, D. C., Giglio, L., Chen, Y., Van der Werf, G. R. et al. (2017). **A human-driven decline in global burned area**. *Science*, v. 356, n. 6345, p. 1356-1362.
- BRASIL. Amplia o Parque Nacional do Viruá, localizado no Município de Caracará, Estado de Roraima. DECRETO Nº 11.683, DE 5 DE SETEMBRO DE 2023. Secretaria Especial para Assuntos Jurídicos.
- Barbosa, R. I. & Fearnside, P. M. (1999). **Incêndios na Amazônia brasileira: estimativa da emissão de gases do efeito estufa pela queima de diferentes ecossistemas de Roraima na passagem do evento “El Niño” (1997/98)**. *Acta Amazônica*, 29, 513–534.
- Barbosa, R. I.; Xaud, M. R.; Silva, G. N. F. & Cattâneo, A. C. (2004). **Cinzas na Amazônia: incêndios florestais reencontram Roraima**. *Ciência Hoje*, 35, 22-27.
- Barlow, J., Berenguer, E., Carmenta, R., & França, F. (2020). **Clarifying Amazonia's burning crisis**. *Global Change Biology*, 26(2), 319-321.
- Barlow, J., & Peres, C. A. (2004). **Avifaunal responses to single and recurrent wildfires in Amazonian forests**. *Ecological Applications*, 14(5), 1358-1373.
- Bates D.; Maechler M.; Bolker B. & Walker, S. (2015). **Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4**. *Journal of Statistical Software*, 67(1), 1-48.
- Beale, C. M., Courtney Mustaphi, C. J., Morrison, T. A., Archibald, S., Anderson, T. M., Dobson, A. P. & Parr, C. L. (2018). **Pyrodiversity interacts with rainfall to increase bird and mammal richness in African savannas**. *Ecology Letters*, 21, 557–567.
- Birds of the Amazon, Amazon Aid. S.D. Disponível em: <https://amazonaid.org/birds/>. Acesso em: 21/09/2023.

- Borges, S. H. (2004). **Species poor but distinct: bird assemblages in white sand vegetation in Jaú National Park, Brazilian Amazon**. *Ibis*, 146(1), 114-124.
- Borges, S. H., Cornelius, C., Ribas, C., Almeida, R., et al. (2016). **What is the avifauna of Amazonian white-sand vegetation?**. *Bird Conservation International*, 26(2), 192-204.
- Cano Crespo, A. (2023). **Impact of climatic and anthropogenic drivers on spatio-temporal fire distribution in the Brazilian Amazon**. Humboldt-Universität zu Berlin.
- CANO-CRESPO, A. et al. (2015). **Forest edge burning in the Brazilian Amazon promoted by escaping fires from managed pastures**. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, v. 120, n. 10, p. 2095-2107.
- CBRO (Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos). 2021. Lista de Aves do Brasil. Disponível em: <https://www.cbro.org.br/listas/>.
- Cintra, R., & Sanaiotti, T. M. (2005). **Fire effects on the composition of a bird community in an Amazonian savanna (Brazil)**. *Brazilian Journal of Biology*, 65, 683-695.
- Coelho, L. A., Duarte Ritter, C., Lima, A. P., Cintra, R., Magnusson, W. E., & Sanaiotti, T. M. (2023). **Effects of fire regime on the bird community in an Amazonian savanna**. *Biodiversity and Conservation* 32, 3893–3913.
- Cochran, M.A. & Schulze, M.D. (1999). **Fire as a recurrent event in tropical forests of the eastern Amazon: effects on forest structure, biomass, and species composition**. *Biotropica* 1, 2–16.
- COSEWIC. (2018). **COSEWIC assessment and status report on the Common Nighthawk *Chordeiles minor* in Canada**. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa. xi + 50 pp. Disponível em: <http://www.registrelep-sararegistry.gc.ca/default.asp?lang=en&n=24F7211B-1>
- Chiarani, E.; Bettio, M. & Fontana, C.S. (2020). **Temporal changes in bird communities in areas with different histories of fire disturbance in highland grasslands of Brazil**. *PLoS ONE* 15(12): e0243070.
- de Arruda, F. V., Teresa, F. B., Layme, V. M., Vicente, R. E., Camarota, F., & Izzo, T. J. (2022). **Fire and flood: How the Pantanal ant communities respond to multiple disturbances?**. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 20(3), 197-204.
- Ferreira, C. A. C. (2009). **Análise comparativa de vegetação lenhosa do ecossistema de campina na Amazônia brasileira**. Tese (Doutorado em Biologia Tropical e Recursos Naturais) – Manaus, AM: INPA / UFAM.
- Fonseca, M. G., Anderson, L. O., Arai, E., Shimabukuro, Y. E., Xaud, H. A. M., Xaud, M. R. & Aragão, L. E. O. C. (2017). **Climatic and anthropogenic drivers of northern**

Amazon fires during the 2015-2016 El Niño event. *Ecological Applications*, 27(8), 2514–2527.

Feng, X., Merow, C., Liu, Z. et al. **How deregulation, drought and increasing fire impact Amazonian biodiversity.** *Nature*, 597, 516–521 (2021).

Garrett R. D., Cammelli F., Ferreira J., Levy S. A., Valentim J., Vieira I. (2021). **Forests and Sustainable Development in the Brazilian Amazon: History, Trends, and Future Prospects.** *Annual Review of Environment and Resources*. 46:1, 625-652.

Govender N., Winston S. W., Van Wilgen B. W. (2006). **The effect of fire season, fire frequency, rainfall and management on fire intensity in savanna vegetation in South Africa.** *Journal of Applied Ecology* Volume 43, Issue 4 p. 748-758.

Hidasi-Neto, J., Barlow, J., & Cianciaruso, M. V. (2012). **Bird functional diversity and wildfires in the Amazon: the role of forest structure.** *Animal Conservation*, 15(4), 407–415.

Hardesty J., Myers R. & Fulks W. **Fire, Ecosystems, and People: A Preliminary Assessment of Fire as a Global Conservation Issue.** *The George Wright Forum* , 2005, Vol. 22, No. 4 (2005), pp. 78-87.

Inpe. (2023). *Taxas de desmatamento – Amazônia Legal.* Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. Disponível em:
http://terrabrasilis.dpi.inpe.br/app/dashboard/deforestation/biomes/legal_amazon/rates.

Instituto Chico Mendes de Biodiversidade. (2016). *Sumário Executivo do Plano de Ação Nacional para a Conservação das Aves da Amazônia.* Brasília, Brasil.

Instituto Chico Mendes de Biodiversidade. *Parna do Viruá.* Disponível em:
<https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/biodiversidade/unidade-de-conservacao/unidade-s-de-biomas/amazonia/lista-de-ucs/parna-do-virua>. Acesso em: 15/01/2024.

Kinnaird, M. F., & O'Brien, T. G. (1998). **Ecological Effects of Wildfire on Lowland Rainforest in Sumatra.** *Conservation Biology*, 12(5), 954–956.

Knight, E. C., Brigham, R. M., & Bayne, E. M. (2021). **Specialist or generalist? It depends. Context-dependent habitat relationships provide insight into forest disturbance effects for a boreal bird species.** *Forest Ecology and Management*, 502, 119720.

Laranjeiras, T. O., Naka, L. N., Bechtoldt, C. L., da Costa, T. V. V., Andretti, C. B., Cerqueira, M. C. & Cohn-Haft, M. (2014). **The avifauna of Viruá National Park, Roraima, reveals megadiversity in northern Amazonia.** *Revista Brasileira de Ornitologia*, 22, 138-171.

Le Page, Y., Morton, D., Hartin, C., Bond-Lamberty, B., Pereira, J. M. C., Hurtt, G., & Asrar, G. (2017). **Synergy between land use and climate change increases future fire risk in Amazon forests.** *Earth System Dynamics*, 8(4), 1237–1246.

Lisboa, P. L. (1975). **Estudo sobre a vegetação das Campinas Amazônicas III - Observações gerais e bibliografia sobre as Campinas Amazônicas de areia branca.** Acta Amazonica, Manaus, 5 (3): 221 – 223.

Martinez Arbizu P (2017). **pairwiseAdonis: Pairwise Multilevel Comparison using Adonis.** R package version 0.4.1.

Mestre, L. A. M., Cochrane, M. A., & Barlow, J. (2013). **Long-term Changes in Bird Communities after Wildfires in the Central Brazilian Amazon.** Biotropica, 45(4), 480–488.

Mendonça, B. A. F. D., Fernandes Filho, E. I., Schaefer, C. E. G. R., Simas, F. N. B., Vale Junior, J. F. D., Lisboa, B. D. A. R., & Mendonça, J. G. F. D. (2013). **Solos e geoambientes do Parque Nacional do Viruá e entorno, Roraima: visão integrada da paisagem e serviço ambiental.** Ciência Florestal, 23, 427-442.

Mendonça, B. A. D.; Fernandes S, E. I.; Schaefer, C. E.; Mendonça, J. G. D.; & Vasconcelos, B. N. (2017). **Soil-vegetation relationships and community structure in a "terra-firme"-white-sand vegetation gradient in Virua National Park, northern Amazon, Brazil.** Anais da Academia Brasileira de Ciências, 89, 1269-1293.

Naka, L. N., Cohn-Haft, M., Mallet-Rodrigues, F., Santos, M. P. D., & Fátima Torres, M. D. (2006). **The avifauna of the Brazilian state of Roraima: bird distribution and biogeography in the Rio Branco basin.** Volume 14, Número 3, Pags. 197-238.

Nepstad, D., Carvalho, G., Barros, A.C., Alencar, A., Capobianco, J.P., Bishop, J., Moutinho, P., Lefebvre, P., Silva, L.S. (2001). **Road paving, fire regime feedbacks, and the future of the Amazon forests.** Forest Ecology and Management 5524, 1–13.

Nepstad, D., Lefebvre, P., Lopes da Silva, U., Tomasella, J., Schlesinger, P., Solorzano, L., Guerreira Benito, J. (2004). **Amazon drought and its implications for forest flammability and tree growth: a basin-wide analysis.** Global Change Biology, 10(5), 704–717.

Noss, R. F., Franklin, J. F., Baker, W. L., Schoennagel, T., & Moyle, P. B. (2006). **Managing fire-prone forests in the western United States.** Frontiers in Ecology and the Environment. 4(9), 481–487.

Özyavuz M.; Salıcı A. & Bilgili C. (2015). **Determination of vegetation changes with NDVI method.** ResearchGate. Journal of Environmental Protection and Ecology.

PARNA Viruá. PPBio, INPA. (2012). Disponível em: <https://ppbio.inpa.gov.br/sitios/virua>. Acesso em: 21/09/23.

Pires, J.M. (1973). **Tipos de Vegetação da Amazônia.** Belém. Museu Paraense Emílio Goeldi, 79 – 209. Publicação Avulsa. 20.

Pivello, V. R. (2011). **The use of fire in the cerrado and Amazonian rainforests of Brazil: past and present.** *Fire Ecology* 7(1): 24-39.

Pivello V.R.; Vieira I.; V. Christianini A. V.; Ribeiro D. B.; Menezes L. S. et al. (2021). **Understanding Brazil's catastrophic fires: Causes, consequences and policy needed to prevent future tragedies.** *Perspectives in Ecology and Conservation*. Vol. 19, Issue 3. Pages 233-255. ISSN 2530-0644.

Pillsbury F. C., Miller J. R., Dembinski D. M., Engle D. M. (2011). **Another tool in the toolbox? Using fire and grazing to promote bird diversity in highly fragmented landscapes.** *Ecosphere* Volume 2(3) Article 28.

R Development Core Team (2009). **R: A language and environment for statistical computing.** R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.

Scholes, R. J., & Archer, S. R. (1997). **Tree-grass Intercations in Savannas.** *Annual Review of Ecology and Systematics*, 28(1), 517–544.

Signorell A (2024). **DescTools: Tools for Descriptive Statistics.** R package version 0.99.54, <https://CRAN.R-project.org/package=DescTools>.

Silveira, J. M., Louzada, J., Barlow, J., Andrade, R., Mestre, L., Solar, R., Cochrane, M. A. (2015). **A Multi-Taxa Assessment of Biodiversity Change After Single and Recurrent Wildfires in a Brazilian Amazon Forest.** *Biotropica*, 48(2), 170–180.

Silveira, M. V. F., Celso H. L. Silva-Junior, L. O. Anderson, L.E. O. C. Aragão. (2022). **Amazon fires in the 21st century: The year of 2020 in evidence.** *Global Ecology and Biogeography*. Vol. 31, Issue 10.

Silveira, M. (2003). **Vegetação e flora das campinaranas do sudoeste amazônico (JU-008).** Disponível em: <http://www.nybg.org/bsci/acre/pdfs/VegetacaoFloraCampinara.nas.pdf>.

Simon, M. F., & Pennington, T. (2012). **Evidence for Adaptation to Fire Regimes in the Tropical Savannas of the Brazilian Cerrado.** *International Journal of Plant Sciences*, 173(6), 711–723.

Sitters H., Di Stefano J., Christie F., Swan M. & York A. (2015). **Bird functional diversity decreases with time since disturbance: Does patchy prescribed fire enhance ecosystem function?** *Ecological Applications*, 26(1), pp. 115–127.

Spruce, R. (1908). **Notes of botanist on the Amazon and Andes.** London: A. R. Wallace, Macmillan 2.

Smit, I. P. J., Asner, G. P., Govender, N., Kennedy-Bowdoin, T., Knapp, D. E., & Jacobson, J. (2010). **Effects of fire on woody vegetation structure in African savanna.** *Ecological Applications*, 20(7), 1865–1875.

Smucker, K. M., Hutto, R. L., & Steele, B. M. (2005). **Changes in Bird Abundance After Wildfire: Importance of Fire Severity and Time Since Fire.** *Ecological Applications*, 15(5), 1535–1549.

Trejo, D. A. R. (2008). **Fire Regimes, Fire Ecology, and Fire Management in Mexico.** *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 37(7), 548-556.

Vale, G. D. D. (2011). **O efeito do solo, inundação e topografia sobre as campinaranas inundáveis na Amazônia.**

Veloso, H. P.; Rangel Filho, A. L.; Lima, A. (1991). **Classificação da Vegetação Brasileira, Adaptada a um Sistema Universal.** Ministério da Economia, Fazenda e Planejamento. Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística IBGE. Diretoria de Ciências. Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais – DERNA.

Williams, R. J.; Cook, G. D.; Gill, A. M., & Moore, P. H. R. (1999). **Fire regime, fire intensity and tree survival in a tropical savanna in northern Australia.** *Austral Ecology*, 24(1), 50–59.

Woinarski, J.C.Z. & Recher, H.F. (1997) **Impact and response: a review of the effects of fire on the Australian avifauna.** *Pacific Conservation Biology*, 3, 183–205.

Woinarski, J. C. Z., & Legge, S. (2013). **The impacts of fire on birds in Australia's tropical savannas.** *Emu - Austral Ornithology*, 113(4), 319–352. doi:10.1071/mu12109.

Apêndice A – Lista de espécies de aves capturadas nas redes de neblina em 22 parcelas instaladas em campinas e campinaranas no Parque Nacional do Viruá, incluindo as parcelas, a fitofisionomia, o número de indivíduos e o tipo de documentação obtido durante a amostragem. A taxonomia e ordem das espécies estão de acordo com Pacheco et al (2021). Abreviaturas no rodapé.

Famílias e espécies	Pontos	Fitofisionomia	N.º de ind.	Doc
COLUMBIDAE				
<i>Geotrygon montana</i>	L12500	FLOR	1	B, F, P
<i>Columbina passerina</i>	L2P3, L2P4, L2P7	GRA-LEN e ARB	6	B, F, P
CUCULIDAE				
<i>Crotophaga ani</i>	L2P5	ARB	1	B, F, P
CAPRIMULGIDAE				
<i>Nannochordeiles pusillus</i>	L1P4, L1P5	ARB	2	SP, B, F, P
TROCHILIDAE				
<i>Glaucis hirsutus</i>	L2P4, L2P6	ARB	2	F, P
<i>Polytmus theresiae</i>	L1P1-P10, L2P1-P10	FLOR	113	SP, B, F, P
<i>Chrysolampis mosquitus</i>	L1P2, L1P4, L1P5, L1P7, L1P8, L2P1-P4,	ARB e FLOR	14	SP, B, F, P
<i>Phaethornis ruber</i>	L1P1, L2P1, L12500	FLOR	6	F, P
<i>Phaethornis sp.</i>	L1P1, L1P3	FLOR	2	SP, B, P

Famílias e espécies	Pontos	Fitofisionomia	N.º de ind.	Doc
<i>Anthracothorax nigricollis</i>	L1P10, L2P1	GRA-LEN e ARB	2	F
<i>Heliomaster longirostris</i>	L1P1, L1P5, L2P6	FLOR e ARB	3	SP, B, P
<i>Chlorostilbon mellisugus</i>	L1P7, L2P1, L2P4	ARB	4	F, P
<i>Chlorostilbon lucidus</i>	L1P6, L2P6	GRA-LEN e ARB	3	SP, P
<i>Chlorostilbon sp.</i>	L1P5, L2P6	ARB	4	SP, P
<i>Chrysuronia versicolor</i>	L2P10	FLOR	1	P
<i>Chionomesa fimbriata</i>	L1P1, L1P3-P5, L1P8, L1P10, L2P1-P10	TODAS	57	SP, B, F, P
JACANIDAE				
<i>Jacana jacana</i>	L2P7	GRA-LEN	1	B, F, P
ACCIPITRIDAE				
<i>Rupornis magnirostris</i>	L2P1	ARB	1	B, F, P
ALCEDINIDAE				
<i>Chloroceryle aenea</i>	L1P5, L2P6	ARB	2	SP, B, F, P
GALBULIDAE				
<i>Galbula galbula</i>	L1P1, L1P8	ARB e FLOR	3	SP, B, F, P

Famílias e espécies	Pontos	Fitofisionomia	N.º de ind.	Doc
PICIDAE				
<i>Picumnus exilis</i>	L1P1, L2P2	FLOR	3	SP, B, F, P
<i>Picumnus sp.</i>	L1P4	ABR	1	SP, B, P
THAMNOPHILIDAE				
<i>Aprositornis disjuncta</i>	L1P5, L12500, L3500	TODAS	3	SP, B, F, P
<i>Myrmotherula cherriei</i>	L1P8	ARB	2	B, F, P
<i>Formicivora grisea</i>	L1P1, L1P3, L1P7, L1P8, L2P6, L2P9, L1 L3500	TODAS	15	SP, B, F, P
<i>Thamnophilus doliatus</i>	L1P1, L1P4-P6, L1P8, L2P1, L2P2	TODAS	9	SP, B, F, P
<i>Hypocnemoides melanopogon</i>	L1P2	FLOR	1	SP, B, P
<i>Myrmeciza longipes</i>	L1P1	FLOR	3	SP
<i>Percnostola rufifrons</i>	L12500	FLOR	3	B, F, P
<i>Percnostola subcristata</i>	L1P1, L1P2	FLOR	4	SP, B, F, P
FORMICARIIDAE				
<i>Formicarius colma</i>	L1P2	FLOR	1	SP, B, F, P

Famílias e espécies	Pontos	Fitofisionomia	N.º de ind.	Doc
DENDROCOLAPTIDAE				
<i>Dendrocincla merula</i>	L1P3	FLOR	1	SP, B, F, P
<i>Glyphorhynchus spirurus</i>	L1P2	FLOR	1	SP, B, P
<i>Xiphorhynchus obsoletus</i>	L3500	GRA-LEN	1	B, F, P
<i>Dendroplex picus</i>	L1P1, L1P3, L1P5, L2P1, L2P2, L2P3, L2	ARB e FLOR	7	SP, B, F, P
FURNARIIDAE				
<i>Certhiaxis cinnamomeus</i>	L2P9	GRAN-LEN	1	B, F, P
PIPRIDAE				
<i>Xenopipo atronitens</i>	L1P3-P5, L1P8, L2P1, L2P3, L2P6	ARB e FLOR	12	SP, B, F, P
<i>Manacus manacus</i>	L12500	FLOR	1	B, F, P
<i>Heterocercus flavivertex</i>	L1P7	ARB	1	B, F, P
<i>Pseudopipra pipra</i>	L1P2, L12500, L3500	GRA-LEN e FLOR	8	SP, B, F, P
RYNCHOCYCLIDAE				
<i>Mionectes oleagineus</i>	L12500	FLOR	1	B, P
<i>Tolmomyias flaviventris</i>	L1P1, L2P6, L3500	TODAS	4	SP, B, F, P

Famílias e espécies	Pontos	Fitofisionomia	N.º de ind.	Doc
<i>Hemitriccus margaritaceiventer</i>	L1P1, L1P4, L1P6-P8, L1P6, L2P6	TODAS	9	SP, B, F, P
TYRANNIDAE				
<i>Elaenia flavogaster</i>	L2P1, L2P4	ARB	2	B, F, P
<i>Elaenia spectabilis</i>	L1P1, L2P1	ARB e FLOR	2	B, F
<i>Elaenia parvirostris</i>	L1P5, L1P7, L1P8, L2P2, L2P3	ARB e FLOR	10	SP, B, F, P
<i>Elaenia cristata</i>	L1P1, L1P3, L1P5, L1P7, L1P10, L2P1, L2P4, L2P7	TODAS	17	SP, B, F, P
<i>Elaenia chiriquensis</i>	L1P1, L1P4, L1P5, L1P7, L1P8, L2P1, L2P4, L2P5, L2P6	ARB e FLOR	25	B, F, P
<i>Elaenia ruficeps</i>	L1P1, L1P3-P8, L2P1, L2P4, L2P6	ARB e FLOR	34	SP, B, F, P
<i>Elaenia sp.</i>	L1P4, L1P5, L2P1, L2P4	ARB	9	SP, B, F, P
<i>Myiarchus swainsoni</i>	L1P1, L1P8, L2P1, L2P10	ARB e FLOR	6	B, F, P
<i>Myiarchus sp.</i>	L1P4, L1P8	ARB	3	SP, B, F, P
<i>Rhytipterna immunda</i>	L2P2	FLOR	1	B, F, P
<i>Pitangus sulphuratus</i>	L1P6, L2P1	GRA-LEN e ARB	2	SP, B, F, P
<i>Tyrannus melancholicus</i>	L1P10	GRA-LEN	1	B, F, P

Famílias e espécies	Pontos	Fitofisionomia	N.º de ind.	Doc
<i>Arundinicola leucocephala</i>	L2P5, L2P9, L2P10	TODAS	4	B, F, P
<i>Cnemotriccus fuscatus</i>	L2P1, L2P4	ARB	2	B, F, P
<i>Tyrannidae sp.</i>	L1P2, L2P1-P2	ARB e FLOR	4	SP, B, F, P
HIRUNDINIDAE				
<i>Progne tapera</i>	L2P4	ARB	1	SP, B, P
TROGLODYTIDAE				
<i>Pheugopedius coraya</i>	L12500	FLOR	1	B, F, P
<i>Cantorchilus leucotis</i>	L1P7, L1P8	ARB	2	B, F, P
<i>Troglodytes musculus</i>	L2P2, L2P3, L2P6	ARB e FLOR	3	B, F, P
TURDIDAE				
<i>Turdus leucomelas</i>	L2P2, L2P3, L1P6	TODAS	4	SP, B, F, P
<i>Turdus debilis</i>	L1P3, L1P8, L2P1, L2P2, L2P4	ARB e FLOR	8	SP, B, F, P
FRINGILLIDAE				
<i>Euphonia sp.</i>	L1P1	FLOR	1	SP, B
PASSERELLIDAE				

Famílias e espécies	Pontos	Fitofisionomia	N.º de ind.	Doc
<i>Ammodramus humeralis</i>	L2P1, L2P8	GRA-LEN e ARB	3	B, F, P
ICTERIDAE				
<i>Leistes militaris</i>	L2P9, L1P10	GRA-LEN	4	B, F, P
PARULIDAE				
<i>Geothlypis aequinoctialis</i>	L2P3, L2P6, L2P9	GRA-LEN e ARB	4	B, F, P
THRAUPIDAE				
<i>Emberizoides herbicola</i>	L1P1	FLOR	2	SP, B
<i>Dacnis cayana</i>	L1P1, L2P4	ARB e FLOR	2	SP, B, F, P
<i>Coereba flaveola</i>	L1P1, L1P4, L1P5, L1P7, L1P8, L2P1-P4, L2P7, L2P9, L2P10, L3500	TODAS	44	SP, B, F, P
<i>Volatinia jacarina</i>	L1P10, L2P5, L2P6, L2P10	TODAS	5	B, F, P
<i>Tachyphonus phoenicius</i>	L1P3, L2P4	ARB	2	SP, B, F, P
<i>Ramphocelus carbo</i>	L1P8, L2P1	ARB	4	B, F, P
<i>Sporophila plumbea</i>	L1P5, L2P5	ARB	4	SP, B, F, P
<i>Sporophila angolensis</i>	L1P3-P7, L1P10, L1P9, L2P1-P3, L2P5, L L2P10	TODAS	27	SP, B, F, P

Famílias e espécies	Pontos	Fitofisionomia	N.º de ind.	Doc
<i>Sporophila sp.</i>	L2P5	ARB	1	B, F, P
<i>Schistochlamys melanopsis</i>	L1P7, L1P8, L2P1, L2P3	ARB	10	SP, B, F, P
<i>Thraupis episcopus</i>	L2P1	ARB	2	B, F
<i>Thraupis palmarum</i>	L1P5, L1P10, L2P6	GRA-LEN e ARB	8	SP, B, F, P
<i>Stilpnia cayana</i>	L1P2, L1P3, L1P8, L1P9, L2P2-P4, L2P9	TODAS	14	SP, B, F, P

FLOR: Campinarana florestada; ARB: Campinarana arbustiva, GRA-LEN: Campina gramíneo-lenhosa. Sp: espécimen coletado, B: amostra de sangue coletada, F: foto registrada, P: pena coletada.