



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DA AMAZÔNIA



MUSEU PARAENSE EMÍLIO GOELDI

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS

BIOLÓGICAS - BOTÂNICA TROPICAL

DANILO SOUZA DA SILVA

**FOGO E A ORGANIZAÇÃO FUNCIONAL DA COMUNIDADE DE
ÁRVORES: IMPLICAÇÕES PARA A RESILIÊNCIA DA
FLORESTA NA RESEX TAPAJÓS-ARAPIUNS**

BELÉM – PA

2023

DANILO SOUZA DA SILVA

**FOGO E A ORGANIZAÇÃO FUNCIONAL DA COMUNIDADE DE
ÁRVORES: IMPLICAÇÕES PARA A RESILIÊNCIA DA
FLORESTA NA RESEX TAPAJÓS-ARAPIUNS**

Dissertação apresentada à Universidade Federal Rural da Amazônia e Museu Paraense Emílio Goeldi, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas – Botânica Tropical para obtenção do título de Mestre.

Área de concentração: Ecologia Vegetal, Manejo e Conservação

Orientadora: Dra. Ima Célia Guimarães Vieira

Co-orientadora: Dra. Maria Fabíola Gomes da Silva de Barros

BELÉM – PA

2023

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Bibliotecas da Universidade Federal Rural da Amazônia
Gerada automaticamente mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

- S586f Silva, Danilo Souza da
Fogo e a Organização Funcional da Comunidade de Árvores: Implicações para a Resiliência da Floresta na RESEX Tapajós-Arapiuns / Danilo Souza da Silva. - 2023.
58 f. : il.
- Dissertação (Mestrado) - Programa de PÓS-GRADUAÇÃO em Ciências Biológicas (CB), Campus Universitário de Belém, Universidade Federal Rural Da Amazônia, Belém, 2023.
Orientador: Profa. Dra. Ima Célia Guimarães Vieira
Coorientador: Profa. Dra. Maria Fabíola Gomes da Silva de Barros.
1. Ecologia de Comunidades. 2. Atributos Funcionais. 3. Resiliência Florestal. I. , Ima Célia Guimarães Vieira, *orient.* II. Título
-

DANILO SOUZA DA SILVA

**FOGO E A ORGANIZAÇÃO FUNCIONAL DA COMUNIDADE DE
ÁRVORES: IMPLICAÇÕES PARA A RESILIÊNCIA DA
FLORESTA NA RESEX TAPAJÓS-ARAPIUNS**

Dissertação apresentada à Universidade Federal Rural da Amazônia e Museu Paraense Emílio Goeldi, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas – Botânica Tropical, área de concentração: Ecologia Vegetal, Manejo e Conservação, para obtenção do título de Mestre.

Aprovado em 30 de Março de 2023

BANCA EXAMINADORA

Ima Célia Guimarães Vieira

Prof^a. Dr^a. Ima Célia Guimarães Vieira – MPEG

Orientadora

Marcelo Tabarelli

Dr. Marcelo Tabarelli – UFPE

1º Examinador

Leandro Maracahipes

Dr. Leandro Maracahipes dos Santos – UNICAMP

2º Examinador

Mário Augusto Gonçalves Jardim
Dr. Mário Augusto Gonçalves Jardim
MCTIC-Museu Paraense Emílio Goeldi
SIAPE: 672.470-1

Dr. Mário Augusto Gonçalves Jardim – MPEG

3º Examinador

AGRADECIMENTOS

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001, através do Programa de Desenvolvimento da Pós-Graduação (PDPG - Amazônia Legal), no âmbito do Plano de Desenvolvimento da Pós-Graduação no Museu Paraense Emílio Goeldi, proposta de Estudos integrados da biodiversidade vegetal para conservação e manejo da Amazônia (88887.510207/2020-00).

À Universidade Federal Rural da Amazônia (UFRA) e Museu Paraense Emílio Goeldi (MPEG) pela oportunidade de realização do curso de Pós- Graduação em Ciências Biológicas – Botânica Tropical.

À minha família, que sempre me apoiou e acreditou nos meus sonhos, que mesmo nos momentos difíceis estiveram comigo e me deram suporte para seguir em luta dos meus objetivos.

À minha orientadora, Ima Célia Guimarães Vieira, a quem admiro como pesquisadora e cientista da Amazônia, por ter aceitado me orientar e ter proporcionado momentos de crescimento tanto pessoal quanto acadêmico.

À minha coorientadora, Maria Fabíola Gomes da Silva de Barros que contribuiu muito para o meu crescimento como pesquisador.

Ao técnico Carlos Alberto Silva, mais conhecido como Beleza, que foi de fundamental importância durante a coleta de dados realizada na Resex Tapajós-Arapius.

Ao meu amigo Vynicius Barbosa por todo apoio e companheirismo durante essa caminhada, tornando – a mais leve e divertida.

Por fim, aos meus amigos mais próximos por toda irmandade e suporte.

RESUMO

As florestas tropicais exercem um papel fundamental na sustentabilidade global. Neste contexto, o fogo emerge como uma ameaça pois afeta não só as espécies vulneráveis ao fogo, mas também as composições taxonômicas e funcionais das comunidades, limitando a manutenção da biodiversidade e provisão de serviços ecossistêmicos essenciais. Este estudo teve como objetivo entender como a vegetação arbórea responde ao fogo, por meio de atributos funcionais, e quais são as implicações na resiliência da floresta Amazônica. O estudo comparou funcionalmente o componente arbóreo de áreas de florestas não queimadas e florestas queimadas em 2015 e em 2017, na Reserva Extrativista Tapajós-Arapiuns, localizada no oeste do Estado do Pará, Brasil. As espécies mais abundantes (acima de 50% da abundância total), que constituem o dossel e o sub-bosque do componente arbóreo, tiveram 12 atributos funcionais avaliados (e.g., espessura da casca, capacidade de rebrotar, densidade da madeira). Os resultados mostraram que a riqueza de espécies difere entre os dois tipos de floresta e sugerem que a o sub-bosque de florestas queimadas responde aos eventos de fogo por meio de uma mudança na composição das espécies, o que evidencia a simplificação das espécies para este estrato. Observou-se ainda, que as mudanças funcionais da floresta queimada surgem, principalmente, a partir dos atributos do efeito indireto ao fogo, como os associados às síndromes de dispersão e polinização, e que há mudanças na composição funcional das comunidades, quando analisadas no nível de indivíduo, tanto para o dossel quanto para o sub-bosque. Nosso estudo indica que os eventos de fogo causaram um efeito negativo no componente arbóreo de florestas tropicais úmidas da Amazônia, e que a sua ação provocou mudanças funcionais nas espécies das áreas de floresta queimada. Além disso, os efeitos do fogo podem variar de acordo com o estrato florestal. As mudanças observadas como efeito do fogo podem ter consequências importantes para a dinâmica florestal e intensificar estudos nessa temática é primordial na Amazônia.

Palavras-chave: Ecologia de comunidades, Atributos funcionais, Resiliência Florestal.

ABSTRACT

Tropical forests play a fundamental role in global sustainability. In this context, fire emerges as a threat because it affects not only the species vulnerable to fire, but also the taxonomic and functional compositions of communities, limiting the maintenance of biodiversity and provision of essential ecosystem services. This study aimed to understand how tree vegetation responds to fire, through functional attributes, and what are the implications for Amazonian forest resilience. The study compared the tree component of unburned forest areas and forests that burned in 2015 and in 2017, in the Tapajós-Arapiuns Extractive Reserve, located in western Pará State, Brazil. The most abundant species (above 50% of total abundance), which constitute the canopy and understory of the tree component, had 12 functional attributes evaluated (e.g., bark thickness, regrowth capacity, wood density). The results showed that species richness differs between the two forest types and suggest that the understory of burned forests responds to fire events through a change in species composition, which highlights species simplification for this stratum. We also observed that functional changes in burned forest arise mainly from attributes of indirect effect to fire, such as dispersal and pollination syndromes, and that there are changes in the functional composition of communities when analyzed at the individual level for both the canopy and the understory. Our study indicates that fire events have caused a negative effect on the tree component of Amazonian humid tropical forests, and that their action has caused functional changes in species in burned forest areas. Furthermore, the effects of fire can vary according to forest stratum. The changes observed as effects of fire may have important consequences for forest dynamics and intensifying studies in this area is essential in the Amazon.

Keywords: Community Ecology, Functional Attributes, Forest Resilience.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	11
2. Revisão da literatura	13
2.1. Organização e montagem das comunidades vegetais	13
2.2. Influência das perturbações nas comunidades vegetais	15
2.3. Fogo, Amazônia e as florestas tropicais	17
2.4. Respostas funcionais da vegetação ao fogo	20
3. MATERIAL E MÉTODOS	23
3.1. Área de estudo	23
3.2. Desenho Amostral	25
3.3. Análise de dados	28
4. RESULTADOS	29
4.1. Dimensão estrutural e florística	29
4.2. Dimensão funcional	33
5. DISCUSSÃO	35
6. CONCLUSÃO	38
REFERÊNCIAS	38
APÊNDICES	46

1. INTRODUÇÃO

As florestas tropicais são responsáveis globalmente pela provisão de bens e serviços ecossistêmicos chaves como a manutenção da biodiversidade e sequestro e armazenamento de carbono (Jhariya & Raj, 2014). Todavia, essas florestas vêm sendo ameaçadas, sendo as principais causas: desmatamento impulsionado pela expansão agrícola, extração de madeira, perda de fauna, propagação do fogo, fragmentação da paisagem, propagação de florestas secundárias, invasão de novas espécies e a disseminação de patógenos, aumento de CO₂ e as mudanças climáticas (Malhi et al., 2014). E no contexto das mudanças globais, as florestas tropicais são cada vez mais afetadas pelos incêndios (Blanchard et al., 2021).

O fogo é uma poderosa força ecológica e evolutiva que regula as características dos organismos, tamanhos de populações, interações entre espécies, composição da comunidade, ciclo de carbono e nutrientes e função do ecossistema (McLaughlan et al., 2020). O fogo atua como um filtro ambiental, onde seleciona espécies com características que apresentem resistência contra os efeitos das queimadas ou que possuem estruturas de reserva que permitem rebrotar após a sua passagem (Dantas; Batalha; Pausas, 2013; Pausas; Keeley; Schwilk, 2017), além de causar alterações morfológicas e fisiológicas e consequentemente influenciar na composição e estrutura das comunidades de plantas (Souza et al., 2019). Em florestas tropicais úmidas, como a Amazônica e a Atlântica, que não apresentam indícios de história evolutiva influenciada pelo fogo, ou seja, são sensíveis ao fogo, podem ser severamente comprometidas, pois suas espécies não apresentam adaptações que favoreçam sua resistência e resiliência após eventos de fogo (Pivello et al., 2021).

Neste sentido, os incêndios florestais em florestas tropicais úmidas tornaram-se mais comuns nos últimos anos, aumentando as taxas de mortalidade de árvores em florestas que não coevoluíram com o fogo (Silva et al., 2020). Diante disso, prever como uma comunidade vegetal responderá as perturbações impostas pelas possíveis mudanças nos regimes do fogo é essencial para prever a reação dos ecossistemas frente às mudanças climáticas, uma vez que o fogo atua como uma importante força seletiva para muitas espécies, que desenvolvem respostas (por meio de atributos funcionais) para melhor tolerar, resistir e/ou evitar a ação do mesmo (Clarke et al., 2013).

As mudanças climáticas e o aumento da perturbação antropogênica estão alterando os regimes de perturbação natural em todo o mundo (Bowd et al., 2018). Quando esses regimes mudam para além da resiliência adaptativa das características funcionais das plantas, as populações locais e as funções do ecossistema podem ficar comprometidas (Bowd et al., 2018). Assim, dois fatores são importantes: mudanças no regime de perturbação (estresses impostos) e resiliência da biodiversidade (a capacidade do ecossistema de responder às mudanças) e das funções do ecossistema (Gladstone-Gallagher et al., 2019). Compreender os principais impulsionadores das vias sucessionais de florestas tropicais perturbadas é extremamente necessário para melhorar as estratégias de gestão e conservação dessas florestas (Arroyo-Rodríguez et al., 2017).

Os incêndios florestais e o desmatamento são as principais ameaças à floresta amazônica. Os eventos extremos de seca evidenciam o impacto dos incêndios florestais na Amazônia, e prevê-se que esses eventos de seca se tornem mais frequentes devido às mudanças climáticas globais. Nesse sentido, os incêndios florestais ocorreram principalmente em anos de seca extrema induzida pelo El Niño (e.g., 1997, 2009 e 2015). Assim, a associação dos incêndios florestais na Amazônia com períodos de El Niño representa a vulnerabilidade dessa floresta às mudanças climáticas (Dos Reis et al., 2021).

Os incêndios florestais na Amazônia estão principalmente associados a dois fatores: (1) uso da terra e mudança de cobertura vegetal, que podem atuar como meio de ignição (e.g., conversão de floresta em áreas voltadas para uso agrícola/pastagem) e (2) eventos de seca extrema, que tornam a floresta mais propensa ao fogo (mais vulnerável e mais inflamável) (e.g., El Niño) (Alencar et al., 2006; Cano-Crespo et al., 2015). O El Niño de 2015/2016 foi considerado como um dos eventos climáticos mais severos já registrados (Jimenez et al., 2018), o que resultou em um número crescente de estudos avaliando como a seca intensa e os incêndios no sub-bosque afetam as florestas tropicais em diferentes níveis de organização ecológica e escalas (Phillips et al., 2009; Withey et al., 2018; Berenguer et al., 2021).

Durante esse evento climático, a região de Santarém (Pará, Brasil) foi fortemente afetada por incêndios florestais, impactando uma área de cerca de 1 milhão de hectares de florestas primárias e 20 mil hectares de florestas secundárias. Esta dimensão pode ter sido alcançada porque são poucas as espécies de árvores de florestas tropicais úmidas capazes de tolerar os estresses hídrico e térmico (Bittencourt et al., 2020). Os Incêndios florestais, secas e extração madeireira aumentam a suscetibilidade a novas queimadas por meio da fragmentação, inflamabilidade e ignição, enquanto o desmatamento e a fumaça

podem inibir as chuvas e exacerbar o risco de incêndio (Marengo et al., 2018). Além disso, os incêndios florestais induzidos pela seca na Amazônia têm contribuído amplamente para as emissões de carbono em nível nacional no Brasil (Aragão et al., 2018; Assis et al., 2020).

Diante do cenário apresentado, o presente estudo tem como objetivo comparar funcionalmente duas condições distintas de floresta, a floresta não queimada e a floresta queimada (uma vez em 2015 e duas vezes em 2015/2017), para entender como a vegetação arbórea responde ao fogo e quais são as implicações na resiliência da floresta amazônica. Para tanto, foram testadas as seguintes hipóteses: (i) o fogo causa alterações estruturais no componente arbóreo de florestas tropicais úmidas queimadas; (ii) o fogo simplifica taxonomicamente e funcionalmente o componente arbóreo de florestas tropicais úmidas queimadas; (iii) do ponto de vista funcional, o componente arbóreo responde negativamente às perturbações impostas pelo fogo.

2. Revisão da literatura

2.1. Organização e montagem das comunidades vegetais

Para grande parte da história da ecologia de comunidades, o papel das espécies e, por extensão, a abundância de espécies, foi fundamental para estudar a montagem e funcionamento das comunidades. Durante a última década ou mais, os ecologistas têm estudado cada vez mais os atributos das espécies como uma forma de conectar mecanismos baseados em nicho a padrões de comunidade (Cadotte et al., 2015).

Estudos que abordam a montagem de comunidades de plantas têm se concentrado em como os aspectos abióticos de um habitat (e.g., umidade do solo ou composição mineral do mesmo) ou interações diretas entre as plantas em uma comunidade (e.g., competição por espaço ou nutrientes) influenciam quais espécies se estabelecem e persistem. Nesse sentido, os componentes abióticos e bióticos são frequentemente considerados como os principais fatores de variação funcional nas comunidades de plantas (Sargent & Ackerly, 2008; Negoita et al., 2016).

Uma comunidade ecológica é definida como um grupo de espécies que coexistem em um dado tempo e lugar. E nesse sentido, entender como os padrões e os mecanismos reguladores da composição e diversidade das comunidades naturais são um dos principais objetivos da ecologia (Hawkins, 2001; McGill et al., 2006). Para coexistir, as espécies muitas vezes adotam diferentes estratégias de crescimento e reprodução (Oliveras &

Malhi 2016) levando a um *trade-off* entre estratégias de rápida aquisição e conservação de recursos (Diaz et al., 2004; Poorter, 2009).

A teoria de nicho teve suas bases lançadas por Eugenius Warming ao observar que as plantas possuíam diferentes habilidades fisiológicas e que algumas espécies eram capazes de se estabelecer em determinados locais e incapazes de obter o mesmo sucesso em outros locais (Cavender-Bares et al., 2009). De acordo com Baraloto et al. (2012) a teoria do nicho propõe que as diferenças entre as espécies fundamentam a coexistência dentro das comunidades e a diferenciação na composição de espécies entre as comunidades por meio de semelhanças limitantes e filtragem ambiental. No entanto, tem sido difícil estender a teoria de nicho para comunidades ricas em espécies por causa do desafio empírico de quantificar nichos para muitas espécies.

Processos como limitação de similaridade e filtragem ambiental são peças importantes nesse quebra-cabeça ecológico que resultam na formação das comunidades em diferentes ambientes (Grime, 2006). Em escala local, tanto condições abióticas quanto interações entre espécies representam os principais condutores da formação das comunidades. Em outra via, a medida em que a escala se torna mais abrangente, aumenta a influência relativa de variáveis abióticas na estruturação das comunidades (Leibold et al. 2004; Chase, 2014).

Os atributos funcionais são características morfológicas, bioquímicas, fisiológicas, estruturais, fenológicas ou comportamentais de organismos que influenciam seu desempenho ou a aptidão. Nesse sentido, as características funcionais caracterizam as respostas da comunidade às mudanças no ambiente, assim como os processos de montagem da comunidade (Nock; Vogt; Beisner, 2016) e filtragem ambiental que prevê mudanças sucessionais graduais na composição dessas características funcionais (Boukili & Chazdon, 2017). Logo, essas características nos permitem avaliar as respostas das plantas às condições ambientais (Lavorel & Garnier, 2002; Götzenberger et al., 2012), onde mudanças na composição funcional podem ter efeitos adicionais nos serviços ecossistêmicos de comunidades florestais (Chain-Guadarrama et al., 2018).

Nesse sentido, as espécies são classificadas em função da similaridade entre suas características. Essas características são classificadas tanto em função da resposta das espécies ao ambiente em que ocupam, como pelo efeito que estas espécies causam no ambiente. Logo, o desempenho de grupos funcionais em colonizar novas áreas é inerente à morfologia, fisiologia e fenologia dos mesmos. Nesse sentido, as estratégias das espécies são mais bem compreendidas através de seus conflitos de escolha (trade-offs)

associados (e.g., relação entre massa foliar por área e longevidade foliar, massa de sementes e o número de sementes produzidas) (Díaz & Cabido, 2001; Westoby et al., 2002; Violle et al., 2007).

Elucidar os diferentes processos envolvidos na montagem das comunidades vegetais não é apenas interessante em si, mas também crucial para uma compreensão de como as comunidades se comportarão em futuros cenários ambientais. O conceito tradicional de regras de montagem reflete a noção de que as espécies não co-ocorrem aleatoriamente, mas são restritas em sua co-ocorrência por competições interespecíficas. Esse conceito pode ser redefinido em uma estrutura mais geral, onde a co-ocorrência de espécies é um produto do acaso, padrões históricos de especiação e migração, dispersão, fatores ambientais abióticos e interações bióticas, com nenhum desses processos sendo mutuamente exclusivos (Götzenberger et al., 2012).

2.2. Influência das perturbações nas comunidades vegetais

Compreender os processos que moldam as comunidades biológicas sob múltiplas perturbações é um desafio central na ecologia e na ciência da conservação (Mouillot et al., 2013). Tradicionalmente, os ecologistas têm explorado as ligações entre a gravidade e o tipo de perturbação e a estrutura taxonômica das comunidades. Avanços na utilização de características das espécies, para avaliar a estrutura funcional das comunidades, fornecem uma abordagem consistente em ecossistemas a variadas perturbações (Mouillot et al., 2013).

O aumento da perturbação antrópica está alterando os regimes de perturbação natural em todo o mundo. Quando esses regimes mudam para além da resiliência adaptativa das características funcionais das plantas, as populações locais e as funções do ecossistema podem ficar comprometidas (Bowd et al., 2018). As perturbações vão desde mudanças na cobertura do solo, como desmatamento, fragmentação florestal e agricultura de corte e queima, até mudanças menos aparentes na estrutura do dossel causadas por extração de madeira e incêndios florestais na superfície, até perturbações que são quase indetectáveis usando técnicas de sensoriamento remoto (Peres; Barlow; Laurance, 2006).

Espera-se que ecossistemas perturbados e alterados sejam menos diversos e tenham menos funcionalidade ecológica e serviços ecossistêmicos (Potter et al., 2013). Os incêndios como meio de perturbação influenciam significativamente a composição da comunidade vegetal e as características funcionais. Especificamente, incêndios frequentes resultaram em populações menores e espécies que dependem de semeadura in

loco para sua persistência (Bowd et al., 2018). Onde apresenta implicações importantes para a compreensão da relação entre regimes de perturbação alterados e comunidades de plantas e os respectivos efeitos na função do ecossistema (Bowd et al., 2018).

Os incêndios recorrentes podem levar as comunidades a um padrão de sucessão interrompida com uma alta divergência na estrutura da comunidade e na composição funcional em comparação com uma floresta primária (Mata et al., 2022). As características funcionais associadas à resistência ao fogo, incluindo densidade da madeira e espessura da casca, são maiores em áreas com histórico de incêndios em comparação com florestas não perturbadas (Mata et al., 2022). E nesse sentido, espécies desprovidas de características relacionadas à persistência ao pós-fogo, como por exemplo, a capacidade de rebrota, podem desaparecer se o fogo se consolidar como um fator de perturbação (Liesenfeld; Vieira; Miranda, 2016).

As perturbações causadas pela ação fogo são importantes para compreensão das funções do ecossistema, uma vez que a alteração da frequência dos incêndios florestais pode alterar a renovação da floresta e a composição funcional no recrutamento de novas espécies de uma floresta (Kaewsong et al., 2022). Neste estudo realizado ao longo de 20 anos (1994-2014), foram observadas mudanças na composição das espécies, enquanto a composição funcional permaneceu relativamente estável. Os padrões de rotatividade temporal das espécies e composições funcionais variam com o tamanho das árvores. Em particular, a rotatividade funcional temporal mudou muito pouco para árvores grandes, sugerindo que as mudanças na composição de espécies de árvores maiores são contribuídas por espécies com características funcionais semelhantes ao longo do tempo (Kaewsong et al., 2022).

As perturbações são as principais impulsionadoras da composição, estrutura e função de uma comunidade vegetal. As características funcionais das plantas, incluindo formas de vida e estratégias reprodutivas, são essenciais para a resiliência e resistência das comunidades de plantas em casos de perturbação (Bowd et al., 2018). Nesse sentido, a maneira como determinado ecossistema responderá a certo distúrbio está associada à sua estabilidade, que depende de sua resistência e resiliência. A resistência diz respeito a quanto o ecossistema é capaz de resistir a uma perturbação sem modificar-se. Resiliência é a velocidade de retorno do ecossistema ao seu estado de equilíbrio anterior (Díaz & Cabido, 2001).

A resiliência da função do ecossistema ocorre em múltiplas escalas de organização ecológica: indivíduo, população e comunidade. Atributos na escala de espécies

individuais aumentam a resistência, enquanto atributos na escala da paisagem (população e comunidade) influenciam a recuperação. A capacidade da biodiversidade para manter a função do ecossistema requer uma avaliação holística dos atributos de resiliência em todas as escalas da organização ecológica. Os grupos funcionais mais resilientes serão aqueles que possuem atributos de resiliência em todas as escalas, proporcionando resiliência a vários regimes de perturbação diferentes e futuros. (Gladstone-Gallagher et al., 2019).

2.3. Fogo, Amazônia e as florestas tropicais

O fogo tem desempenhado um papel proeminente na evolução da biodiversidade como um fator natural que molda muitas comunidades ecológicas (Kelly et al., 2020). No entanto, a incidência do fogo tem sido exacerbada pela atividade humana, e isso agora está afetando ecossistemas e habitats que nunca foram propensos ao fogo ou adaptados ao fogo. Essas mudanças representam um desafio global para entender como manter a biodiversidade em uma nova era de fogo (Kelly et al., 2020). Muitas regiões tropicais estão experimentando mudanças significativas nas condições climáticas, o que pode induzir fortes mudanças na diversidade taxonômica, filogenética e funcional das comunidades florestais (Aguirre-Gutiérrez et al., 2020).

O fogo nas florestas tropicais aumenta a mortalidade das árvores, degrada a estrutura da floresta e reduz os estoques de carbono (Prestes, 2020). Em uma perspectiva do fogo como um processo ecossistêmico, deve-se haver um mínimo de produtividade primária suficiente para propagação do mesmo, ao mesmo tempo que uma sazonalidade climática específica é necessária para converter o combustível potencial da vegetação em combustível disponível (Bradstock, 2010). E assim, uma combinação de clima seco, combustível vegetal com baixa umidade e ignição proporcionada pela prática de queimadas agropastoris, tornam a floresta tropical úmida, antes imune, em sensível e ameaçada pelo fogo (Liesenfeld; Vieira; Miranda, 2016).

Os incêndios florestais em florestas tropicais úmidas tornaram-se mais comuns nos últimos anos, assim como o aumento das taxas de mortalidade de árvores em florestas que não coevoluíram com o fogo (XU et al., 2020). A Amazônia está experimentando um aumento na frequência de secas extremas e incêndios florestais. No entanto, a duração de seus impactos sobre a mortalidade de plantas e os estoques de carbono são pouco conhecidos, e não está claro se os impactos são amplificados em florestas com um histórico de perturbação humana anterior (Berenguer et al., 2021). E nesse sentido, os

frequentes incêndios na Amazônia na última década levantam um alarme sobre o destino da floresta de maior biodiversidade da Terra (XU et al., 2020).

A Amazônia é o ecossistema de escala subcontinental mais rico em espécies e abriga mais de 10% de todas as espécies de plantas e vertebrados, concentradas em apenas 0,5% da área da superfície da Terra. A floresta amazônica também é um componente fundamental do sistema climático da Terra, contribui com cerca de 16% de toda a produtividade fotossintética terrestre e regulando fortemente os ciclos globais de carbono e água (Albert et al., 2023). Aproximadamente $2,5 \times 10^6$ quilômetros quadrados da floresta amazônica estão atualmente degradados por incêndios, efeitos de borda, extração de madeira e/ou seca extrema, representando 38% de todas as florestas remanescentes na região. A degradação da floresta amazônica pode reduzir a evapotranspiração da estação seca em até 34% e causar tanta perda de biodiversidade quanto o desmatamento em paisagens modificadas pelo homem. Nesse sentido, a degradação tem grandes impactos na biodiversidade e no armazenamento de carbono (Lapola et al., 2023).

Existem três grandes tipos de incêndio na Amazônia (Barlow et al., 2020). Primeiro, os incêndios a partir do desmatamento – o processo de desmatamento da floresta primária começa com a derrubada da vegetação e deixada para secar. O fogo é então usado para preparar a área para a agricultura. Em segundo lugar, incêndios em áreas previamente desmatadas. Por exemplo, pecuaristas usam o fogo para eliminar ervas daninhas das pastagens, e pequenos proprietários, indígenas e povos tradicionais usam o fogo em sistemas de pousio. Nem todos os incêndios em áreas previamente desmatadas são intencionais – alguns escapam além dos limites pretendidos (Barlow et al., 2020). Em terceiro lugar, os incêndios podem invadir florestas em pé, seja pela primeira vez, quando as chamas estão restritas ao sub-bosque, ou como eventos repetidos, resultando em incêndios mais intensos (Barlow et al., 2020).

Os incêndios no sub-bosque nas florestas amazônicas alteram a composição das espécies e a estrutura da floresta (Morton et al., 2011). A extração de madeira e os incêndios florestais podem alterar significativamente a altura e a densidade da vegetação nas florestas. Esses atributos estruturais podem influenciar aspectos do microclima do sub-bosque que podem influenciar a inflamabilidade da floresta (Wilson; Bradstock; Bedward, 2022). Visto que, a principal proteção da floresta Amazônica contra o fogo é sua capacidade de criar um microclima úmido no sub-bosque. Perturbações como estradas e desmatamento, além de secas e mudanças climáticas tornam esse aceiro natural menos efetivo (Brando et al., 2020). Os incêndios no sub-bosque representam uma ameaça

acelerada para as florestas tropicais amazônicas e podem, durante a seca, afetar áreas maiores do que o próprio desmatamento. Esses incêndios matam árvores em taxas que variam de 10% a 90% dependendo da intensidade do fogo, histórico de perturbação da floresta e características funcionais das árvores (Staver et al., 2019).

As taxas de mortalidade de plantas na Amazônia permanecem acima dos níveis de referência por mais de 3 anos em florestas afetadas pela seca e 2,5 anos em florestas afetadas tanto pela seca quanto pelo fogo (Berenguer et al., 2021). Na avaliação de uma área que cobre 1,2% da Amazônia brasileira mostra que secas e incêndios regionais podem ter impactos globalmente relevantes no balanço de carbono do mundo (Berenguer et al., 2021). E somente a partir da perspectiva do impacto pós-fogo no nível do indivíduo é que será possível prever mudanças nas fitofisionomias da Amazônia (Liesenfeld; Vieira; Miranda, 2016).

As mudanças nas propriedades do regime de incêndios florestais na Amazônia afetam diferencialmente três tipos de floresta em termos de área queimada, tamanho, frequência e sazonalidade das cicatrizes de incêndio (Alencar et al., 2015). Os incêndios florestais queimaram 15% (0,3 milhão de ha), 44% (1 milhão de ha) e 46% (0,6 milhão de ha) de florestas densas, abertas e de transição, respectivamente (Alencar et al., 2015). A área total de floresta queimada e o tamanho das cicatrizes de incêndio tendem a aumentar ao longo do tempo (mesmo em anos de precipitação média em dossel aberto e florestas de transição) (Alencar et al., 2015). Em florestas densas, como a Amazônica, a maior parte da variabilidade temporal nas propriedades do regime de fogo está ligada a secas relacionadas ao El Niño Oscilação Sul (ENSO) (Alencar et al., 2015).

O forte evento de Oscilação Sul do El Niño (ENSO) ocorrido entre 2015 e 2016 causou forte seca na Amazônia brasileira e aumentou a ocorrência de incêndios (Fonseca et al., 2017). Singh & Zhu (2021) deixam claro que a queda da precipitação e o aumento das temperaturas têm forte impacto na dinâmica do fogo (tamanho, duração, expansão e velocidade) para os anos do El Niño. Os anos do El Niño também tiveram maiores tamanhos e velocidades de fogo em comparação com os anos sem El Niño (Singh & Zhu, 2021). Florestas densas e relativamente intocadas apresentam menor atividade de fogo, porém o aumento do impacto humano na paisagem está associado à dinâmica exacerbada do fogo, especialmente nos anos de El Niño. Assim, devem ser consideradas intervenções crescentes durante os períodos do El Niño na floresta Amazônia (Singh & Zhu, 2021).

Conservar a diversidade biológica e o armazenamento de carbono, proteger florestas queimadas de queimadas subsequentes é tão importante quanto evitar que

florestas não queimadas queimem, por exemplo, após pelo menos duas décadas (Prestes, 2020). Florestas uma vez queimadas podem recuperar, pelo menos parcialmente, a diversidade, a complexidade da composição florística e a estrutura florestal encontradas em florestas não queimadas. Sem essa proteção e frequência crescente, os incêndios ocorrem em grande escala (Prestes, 2020). Os incêndios na Amazônia estão reduzindo a diversidade de árvores e afetam o ciclo regional do carbono, com consequências para o sumidouro global de carbono da vegetação (Prestes, 2020).

Com a mudança climática contínua, a intensidade e a frequência de secas os incêndios florestais provavelmente aumentarão. Não está claro em que ponto os impactos de perturbações severas e repetidas por secas e incêndios podem exceder a capacidade de recuperação das florestas tropicais (Brando, 2019) e que tipo de florestas existirão no futuro – e se essas florestas podem sustentar os principais tipos de habitat e serviços ecossistêmicos a longo prazo ou entrarão em uma espiral descendente caracterizada por degradação generalizada (Nobre et. al, 2016). E no contexto das mudanças globais, as florestas tropicais são cada vez mais afetadas pelos incêndios. Compreender os processos ecológicos que impulsionam a resiliência florestal em paisagens modificadas pelo fogo é uma questão fundamental (Blanchard et al., 2021).

2.4. Respostas funcionais da vegetação ao fogo

As características funcionais de uma comunidade influenciam as propriedades e os processos ecossistêmicos do ambiente. E com isso, o aumento da diversidade funcional dentro de uma comunidade está intimamente ligado com a estabilidade do ecossistema. Assim, as variações das estratégias ecológicas das plantas determinam quais os tipos de atributos funcionais apresentam vantagens em diferentes condições ambientais. Quanto mais diversos forem os atributos presentes em uma comunidade, espera-se um aumento na eficiência da produtividade e na utilização de recursos (Díaz & Cabido, 2001; Loreau et al., 2001; Petchey & Gaston, 2006; Westoby & Wright, 2006).

O fogo e outras perturbações têm um efeito binário nas plantas individuais, ou seja, - morrem ou brotam novamente dos botões (Tredecí, 2001; Clarke et al., 2013). A rebrota como uma resposta à perturbação é amplamente reconhecida como uma característica funcional chave entre as plantas lenhosas e como base para o nicho de persistência (Tredecí, 2001; Clarke et al., 2013). A capacidade de rebrota é limitada pela interação do regime de perturbação que esgota os botões e os recursos necessários para

financiar a rebrota e o ambiente que impulsiona o crescimento e a alocação de recursos (Tredeci, 2001; Clarke et al., 2013).

Entre os atributos funcionais relacionados ao fogo, a casca é a mais passível de coleta e análise, representa um tecido protetor do câmbio e a exposição a temperaturas acima de 60 °C em pouco tempo é um dos principais fatores que causam a mortalidade de árvores em incêndios florestais (Rossel, 2016; Staver et al., 2019). A variação na espessura total da casca é tradicionalmente atribuída ao fogo. No entanto, a casca é multifuncional, o que se reflete em suas regiões vivas internas e mortas externas, o que significa que, além da proteção contra incêndio, outros fatores provavelmente contribuem para a variação da sua espessura (Rossel, 2016). Especificamente, a espessura e a densidade da madeira influenciam a capacidade da casca de isolar o câmbio das temperaturas letais geradas durante os incêndios florestais (Nolan et al., 2020).

Outra importante característica funcional do componente arbóreo é a densidade da madeira. Esse atributo está diretamente associado ao fornecimento de um serviço ecossistêmico fundamental – o armazenamento de carbono (Berenguer et al., 2018). Há evidências de que a recuperação da densidade da madeira em florestas modificadas pelo homem está sendo severamente interrompida devido a efeitos de borda (no caso de florestas primárias perturbadas) e altas densidades de cipós (no caso de florestas primárias e secundárias perturbadas). Esses dois fatores foram os preditores mais importantes da recuperação da densidade da madeira do que o tempo decorrido desde o evento da perturbação (Berenguer et al., 2018).

As perturbações causadas por incêndios florestais são uma ameaça crescente para as florestas tropicais, mas pouco se sabe sobre seus efeitos na produção de frutos e na vida da floresta (Barlow & Peres, 2004). Estudos mostram que algumas famílias importantes de árvores que produzem frutos carnosos foram menos abundantes do que o esperado em florestas queimadas uma e duas vezes, sugerindo que a mortalidade das árvores não foi aleatória em termos de composição de espécies e muitos dos grandes dispersores como frugívoros e outras espécies de vertebrados declinaram em resposta a incêndios únicos (Barlow & Peres, 2005). A maioria das espécies de árvores depende de vertebrados para dispersão de sementes, e muitos vertebrados usam frutas como recursos alimentares em florestas tropicais. Portanto, as interações planta-frugívoro afetam a dinâmica populacional e a persistência em comunidades ecológicas (Vidal et al., 2014).

O importante papel da dispersão de sementes mediada por animais em florestas perturbadas e em recuperação, destaca a necessidade de evitar a defaunação ou promover

a recuperação da fauna (Hawes et al., 2020). O monitoramento de características de frutos e sementes pode fornecer um indicador valioso da condição do ecossistema (Hawes et al., 2020). Mudanças na largura média das sementes sugerem que vertebrados maiores possuem papéis funcionais especialmente importantes em florestas perturbadas. A altura em que as flores e sementes são produzidas também pode influenciar o sucesso reprodutivo dos indivíduos, bem como a dispersão de sementes, uma vez que a altura da árvore possui uma relação positiva com a distância em que as sementes são dispersas (Garnier & Navas, 2012). Por outro lado, plantas que produzem poucas sementes grandes são caracterizadas como espécies com alta habilidade competitiva, enquanto que espécies que produzem elevado número de pequenas sementes são vistas como espécies pioneiras devido à sua alta capacidade de dispersão (Garnier & Navas, 2012).

A maioria das espécies depende da ação de vetores bióticos durante seus processos reprodutivos como a polinização e a dispersão. Essas interações são fundamentais para a manutenção da diversidade biológica em diferentes ecossistemas tropicais (Silva et al., 2021). E compreender os efeitos do fogo nos polinizadores é fundamental no contexto das mudanças no regime de fogo e da crise global de polinização. Os polinizadores tendem a ser promovidos após um evento de incêndio florestal. No entanto, intervalos curtos de fogo podem ameaçar polinizadores, especialmente lepidópteros (insetos) (Carbone et. al., 2019). Dadas as mudanças atuais do regime de fogo em escala global, é importante monitorar polinizadores pós-fogo em muitos ecossistemas, uma vez que, o regime de fogo é fundamental para determinar a dinâmica das comunidades de polinizadores (Carbone et. al., 2019).

Os atributos funcionais influenciam diretamente as respostas das plantas ao ambiente, bem como as interações planta-planta (Díaz & Cabido, 2001; Lavorel & Garnier, 2002). Nesse sentido, abordagens relacionadas às características funcionais nos permitem avaliar as respostas das plantas às condições ambientais, bem como interações entre espécies (Lavorel & Garnier, 2002; Götzenberger et al., 2012). A compreensão dos processos e fatores que determinam estratégias ecológicas que as plantas usam para responder a fatores bióticos e abióticos e suas consequências para a composição, estrutura e funcionamento da comunidade é objetivo fundamental na ciência vegetal (McGill et al., 2006; Vellend, 2010).

Os atributos são informações morfológicas, fisiológicas ou fenológicas obtidas no nível dos indivíduos, capazes de nos informar sobre as condições ambientais e as estratégias de captura e uso dos recursos ambientais a sua volta para o crescimento,

sobrevivência e reprodução (Violle et al., 2007). Nesse sentido, a abordagem funcional vem sendo utilizada para melhor compreender como as comunidades estão estruturadas e como as espécies, assim como seus respectivos atributos funcionais, atuam na manutenção dos processos ecossistêmicos (Mouchet et al. 2010; Hillerislambers et al. 2012).

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Área de estudo

A Reserva Extrativista Tapajós – Arapiuns está localizada na região oeste do Estado do Pará, entre as coordenadas geográficas 02° 20' a 03° 40' Sul, e 55° 00' a 56° 00' Oeste (Figura 1). O clima da região é tropical úmido, com temperatura média anual de 26 – 27 °C, umidade relativa do ar em torno de 86% e precipitação anual variando entre 1.287 e 2.538 mm, sendo fortemente sazonal. A estação chuvosa vai de dezembro a julho, com médias mensais variando entre 170 e 300 mm, e a estação seca vai de agosto a novembro, com médias mensais inferiores a 60 mm (Barlow & Peres, 2004). O clima é fortemente influenciado pelo fenômeno El Niño, e quando este ocorre, o período de seca é mais longo e intenso, o que deixa a vegetação extremamente vulnerável a incêndios florestais (Barlow & Peres, 2004). Quatro principais tipos de solos são identificados na RESEX. Os Latossolos amarelos predominam no planalto e nas planícies ao longo dos rios Tapajós e Arapiuns. Os latossolos amarelo-vermelhos e neossolos quartzarênicos (arenosos) predominam nas bacias de São Pedro e Mentai. Existem também manchas de terra preta em toda a extensão da RESEX (MMA, 2008).

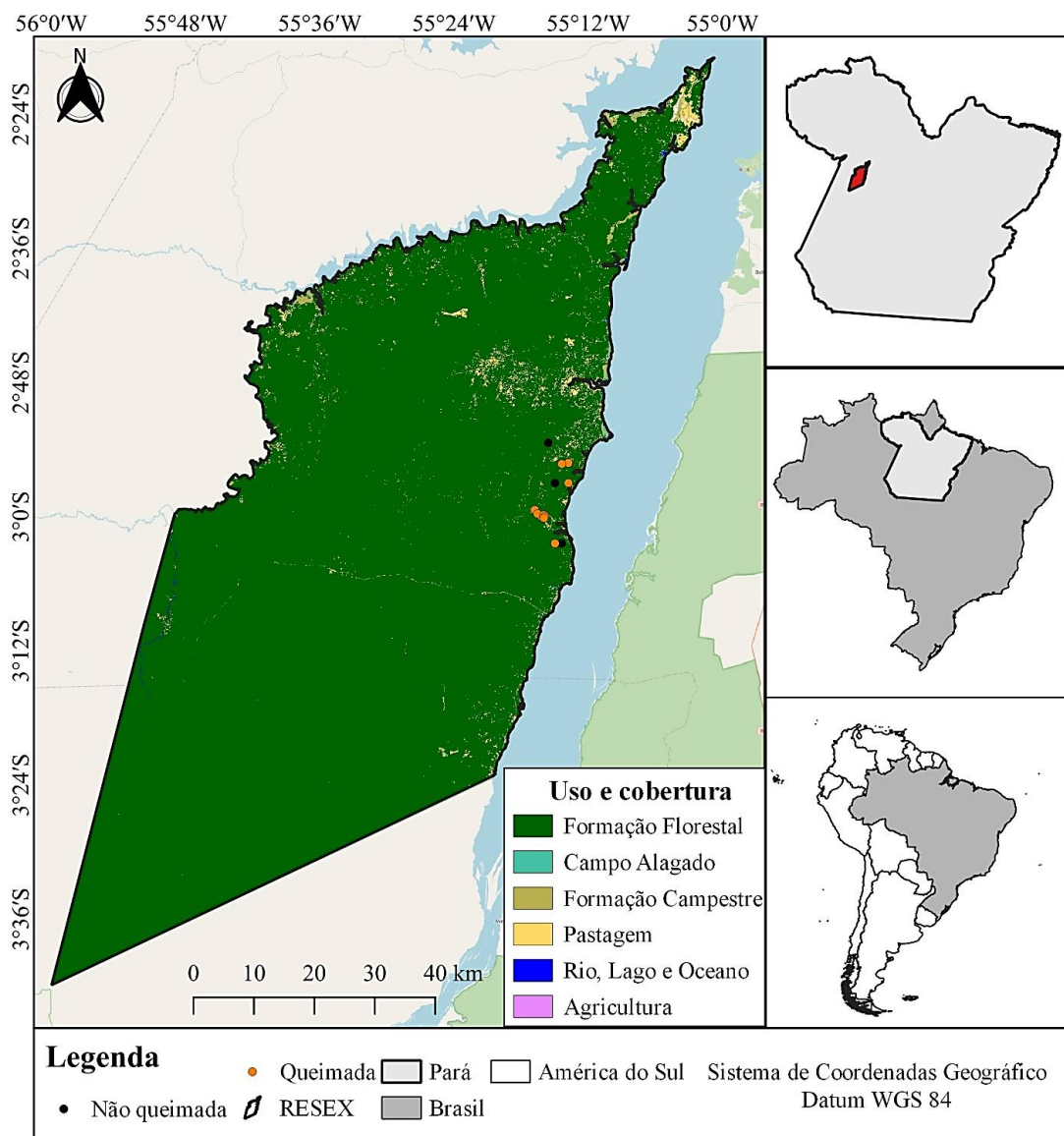


Figura 1. Localização da área de estudo na Reserva Extrativista Tapajós – Arapiuns, Santarém, Brasil.

A RESEX abriga diversas fisionomias florestais. A tipologia predominante é a floresta ombrófila densa e, ocorrem manchas de savana (conhecidas localmente como campos da natureza), igapó e floresta aberta com palmeiras (MMA, 2008). Entre as espécies mais comuns destacam-se a seringueira (*Hevea brasiliensis* (Willd. ex A.Juss.) Müll.Arg.), castanha-do-pará (*Bertholletia excelsa* Bonpl.), jacarandá (*Dalbergia spruceana* (Benth.) Benth.) e diversas espécies de ipê (*Tabebuia* sp.). Ao longo dos rios predominam fitofisionomias de florestas alagadas. Existem também florestas com predomínio de palmeiras como butitirana (*Mauritiella armata* (Mart.) Burret), buriti (*Mauritia flexuosa* L.f.) e açaí (*Euterpe oleracea* Mart.).

É importante mencionar que a vegetação das áreas ocupadas tem sido bastante modificada pela prática da agricultura de corte e queima (principal atividade econômica na RESEX, voltada para a produção de farinha de mandioca) (MMA, 2008) e, em menor grau, pela extração madeireira local (MMA, 2008). As comunidades estão distribuídas nas margens dos rios Tapajós, Arapiuns, Maró e Inambú, e nos Igarapés do Mentai e do Amorim, em menor grau, no interior da RESEX. As comunidades são em geral ribeirinhas e se caracterizam pela atividade agroextrativista. Dentre os principais setores produtivos estão a agricultura e pecuária, a pesca, o extrativismo, o artesanato e o turismo. Algumas destas atividades são sazonais e se complementam no decorrer do ano (MMA, 2014). Nesse cenário, em que a principal atividade econômica da Reserva Extrativista Tapajós – Arapiuns é a agricultura de corte e queima, presume-se que os incêndios ocorridos em 2015 e 2017 aconteceram de forma acidental, em decorrência dessa atividade em período de seca extrema.

Na RESEX Tapajós-Arapiuns estão estabelecidas muitas comunidades que passaram reafirmar publicamente sua autoidentificação como indígenas. Os principais argumentos para caracterização da identidade das comunidades indígenas são (i) vestígios de cerâmicas e outros materiais que indicam a presença indígena encontrados no solo das comunidades do Tapajós, (ii) elementos de cultura indígena na vida das comunidades, como a dança do gambá, praticada na comunidade do Pinhel (Vaz Filho, 2010), e (iii) parentesco com indígenas (MMA, 2014). Existem também movimentos indígenas dentro da RESEX Tapajós-Arapiuns. O mais abrangente é o Conselho Indígena Tapajós-Arapiuns (CITA), que foi fundado no final da década de 90 (MMA, 2014).

3.2. Desenho Amostral

Os dados provenientes do inventário florístico estão associados ao projeto “Recuperação de áreas degradadas por incêndios florestais em comunidades/aldeias indígenas no Oeste do Pará” (CNPq/Prevfogo-Ibama 33/2018). A equipe do projeto realizou o inventário florístico em outubro de 2019, em cinco parcelas de floresta queimada em 2015, seis de floresta queimada em 2015 e em 2017 e três de floresta não queimada, onde para cada área selecionada foi demarcada uma parcela de 10 m x 250 m (0,25 ha) que foi subdividida em 10 sub-parcelas de 10 m x 25 m (0,025 ha). Foi realizado levantamento florístico do estrato arbóreo e tomadas medidas de altura e diâmetro à altura do peito (DAP) das árvores e palmeiras com $DAP \geq 10$ cm encontradas no dossel da

floresta. Também foram amostradas pela equipe do projeto, indivíduos arbustivos e arbóreos que se encontram no sub-bosque e que possuem DAP entre 2 e 9,9 cm.

A partir desses dados, foram selecionadas para o estudo funcional, 13 parcelas: 10 queimadas (independentemente se queiram uma vez (2015) ou duas vezes (2015 e 2017)) e 3 não queimadas (áreas controle). Foram escolhidas as espécies que totalizaram 50% da abundância total (i.e., espécies que, ao somar suas abundâncias relativas, compunham 50 da abundância total), do dossel (árvores) e do sub-bosque (árvores e arbustos) de cada parcela. Doze atributos funcionais foram avaliados (Tabela 1). Esses atributos abrangem tanto as respostas das espécies ao fogo quanto os efeitos nas comunidades, e conseqüentemente, no funcionamento do ecossistema. De acordo com Nock; Vogt; Beisner, (2016), os atributos de resposta correspondem as características que influenciam as habilidades das espécies para colonizar ou prosperar em um habitat e persistir diante das mudanças ambientais. E os atributos de efeito são aqueles que determinam influência das espécies nas propriedades do ecossistema.

A partir dessa seleção, o dossel apresentou 214 indivíduos e 50 espécies para os dois tipos de floresta (não queimada e queimada). As áreas de floresta não queimada, ficaram representadas por 106 indivíduos (49% do total), divididos em 26 espécies (52% do total). Para as florestas queimadas, considerou-se 109 indivíduos (51% do total), divididos em 24 espécies (48% do total). Dez espécies (20% do total) foram comuns nos os dois tipos de floresta. A mesma metodologia foi aplicada para o sub-bosque. Assim, neste estrato, um total de 49 indivíduos e 14 espécies foram registrados para os dois tipos de floresta. Nas áreas de floresta não queimada, amostramos 39 indivíduos (80% do total), divididos em 12 espécies (86% do total). Para a floresta queimada (2015/2017), amostramos um total de 10 indivíduos (20% do total), divididos em 2 espécies (14% do total). Duas espécies (14% do total) foram comuns aos dois tipos de floresta, neste estrato.

Tabela 1. Atributos funcionais de resposta e efeito ao fogo, seguidos da indicação de sua informação biológica associada, forma de obtenção da informação e referência usada.

Atributo funcional	Significado ecológico	Estratégia a nível do indivíduo e Obtenção da informação	Referência
Resposta			
Altura máxima	Associada com forma de crescimento, acesso da espécie a luz, vigor competitivo,	Melhorar o acesso à luz e o vigor competitivo entre as espécies. Obtida pela seleção da maior altura	Pérez-Harguindeguy et al., (2013).

		reprodução, tolerância ou resistência a perturbações.	registrada entre os indivíduos da espécie.	
Capacidade rebrota	de	Regeneração vegetal repetida a partir de gemas de reposição e meristemas protegidos em resposta a perturbações.	Recuperar biomassa após perturbações. Obtida com auxílio de parataxonomista do Museu Paraense Emílio Goeldi (MG).	Clarke et al., (2013).
Densidade madeira	da	Estabilidade na arquitetura e potencial de crescimento.	Suporte, resistência física e eficiência para estocar água. Obtida através de banco de dados do Global Wood Density Database.	N. Pérez-Harguindeguy et al., (2016).
Espessura da casca		Principal atributo de resistência ao fogo em plantas. A casca é o tecido vital de proteção contra danos, como os causados pelo fogo.	Proteção tecidual. Proteger contra altas temperaturas associadas ao fogo. Foram coletadas ao acaso, amostras da casca (até cinco indivíduos por espécie; 10 cm ² para cada amostra retirada (terçado, martelo, formão e espátula) a 1,50 m acima do solo (Barlloow et al., 2003) das espécies mais abundantes. Após a coleta, as amostras de cascas foram identificadas, colocadas em sacos plásticos e medidas com um paquímetro digital de precisão 0,01 mm.	Pérez-Harguindeguy et al., (2013); Rosell et al., (2014).
Efeito				
Distribuição geográfica		Número e identidade de espécies ameaçadas pelas mudanças atuais e futuras no uso da terra.	Distribuição e dominância local da espécie. Obtida através de banco de dados do Plantminer.	Feeley & Silman, (2009).
Estrato florestal		Capacidade em manter estruturas, processos e funcionamento fundamentais após perturbações.	Crescimento e adaptação das espécies. Obtida com auxílio de parataxonomista do Museu Paraense Emílio Goeldi (MPEG). Classificado em (1) Sub-bosque - espécies arbóreas que não alcançam o dossel, (2) Dossel - cobertura superior formada pelas copas das árvores e, (3) Emergentes - espécies acima do dossel.	Folke et al., (2010).

Exsudato	Podem aumentar a inflamabilidade da casca.	Proteção das árvores de estresse térmico ou de infecções por patógenos pós-fogo. Obtida com auxílio de parataxonomista do Museu Paraense Emílio Goeldi (MG).	Barlow; Lagan; Peres, (2003).
Grupo sucessional (i.e., pioneira ou tolerante à sombra)	Contribuem para a estrutura, composição e funcionamento da comunidade.	Sucessão ecológica da população. Obtida com auxílio de parataxonomista do Museu Paraense Emílio Goeldi (MG).	Santos et al., (2012).
Síndrome de dispersão	Tem consequências claras para as distâncias que os propágulos podem percorrer, as rotas que podem percorrer e seus destinos.	Dispersão, estabelecimento e sobrevivência da espécie. Obtida por pesquisas bibliográficas em artigos/bancos de dados.	N. Pérez-Harguindeguy et al., (2016).
Síndrome de polinização	Informa se a espécie é generalista (e.g., vespas e vento) ou especialista (e.g., morcegos e pássaros).	Polinização, estabelecimento e sobrevivência da espécie. Obtida por pesquisas bibliográficas em artigos/bancos de dados.	Girão et al., (2007).
Tamanho do fruto	Relaciona - se com síndrome de dispersão de sementes e o estabelecimento de novos indivíduos.	Dispersão de frutos por agentes dispersores. Obtida por pesquisas bibliográficas em artigos/bancos de dados.	Schupp; Jordano; Gómez, (2010).
Tamanho da semente	Recursos armazenados em sementes grandes tendem a ajudar a muda jovem a sobreviver e estabelecer face aos riscos ambientais (e.g., profundidade, sombra, seca, herbivoria). Sementes menores podem ser produzidas em números maiores com o mesmo esforço reprodutivo.	Dispersão de sementes por agentes dispersores. Obtida por pesquisas bibliográficas em artigos/bancos de dados.	Vieira & Proctor, (2007); N. Pérez-Harguindeguy et al., (2016).

3.3. Análise de dados

Os dados analisados para a dimensão estrutural e florística foram os oriundos do inventário florístico geral, tanto para o dossel quanto para o sub-bosque. E para caracterizar a dimensão estrutural da floresta não queimada e queimada, foram analisadas a abundância de indivíduos e a riqueza de espécies, testando se havia diferença entre os dois tipos de floresta em relação a essas variáveis. Para tal, foram realizados testes t (p

$<0,05$), após checagem dos seus pressupostos (teste de normalidade e homoscedasticidade de variância; $p >0,05$) (Khatun, 2021; Arsham, 2011), utilizando os pacotes “dplyr”, “rstatix”, “car” e “ggplot2”. Visando comparar a composição taxonômica entre a floresta não queimada e queimada, foi realizado um escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS), com o índice de Bray-Curtis, seguindo de análise de dissimilaridade (ANOSIM), utilizando o pacote *vegan* (Oksanen et al., 2022).

Os dados analisados para verificar a distribuição geográfica das espécies da floresta não queimada e queimada foram aqueles oriundos do recorte de 50% das espécies mais abundantes, tanto para o dossel quanto para o sub-bosque. E nesse sentido, foi realizado o agrupamento das espécies de acordo com o domínio para determinado ecossistema brasileiro.

Os dados analisados para a dimensão funcional foram aqueles oriundos do recorte de 50% das espécies mais abundantes, tanto para o dossel quanto para o sub-bosque. E para verificar a frequência com que um determinado atributo funcional se desvia significativamente ou não da frequência com que se é esperado entre a floresta não queimada e queimada foi realizado o teste qui-quadrado de Pearson ($p <0,05$). Foram utilizados os pacotes “dplyr”, “rstatix”, “psych”, “corrplot”. As frequências dos atributos funcionais foram analisadas a nível de espécie e a nível do indivíduo. Para verificar a composição funcional entre a floresta não queimada e queimada, CWMs (*Community Weighted Mean*) foram gerados para cada atributo utilizando as funções *functcomp* para os atributos categóricos (capacidade de rebrota, estrato florestal, exsudato, grupo sucessional, síndromes de dispersão e polinização e tamanhos de fruto e semente) e *dbFD* para os atributos numéricos (altura máxima, densidade da madeira e espessura da casca) do pacote FD (Götzenberger et al., 2020). Em seguida, foram realizados testes t ($p <0,05$). Todas as análises foram realizadas no ambiente computacional R (R Core Team, 4.2.2).

Para verificar a distribuição geográfica das espécies da floresta não queimada e queimada, foi realizado o agrupamento das espécies de acordo com o domínio para determinado ecossistema brasileiro.

4. RESULTADOS

4.1. Dimensão estrutural e florística

Foram registrados nas 13 parcelas florestais analisadas, 992 indivíduos (339 na floresta não queimada e 653 na floresta queimada), pertencentes a 208 espécies e 52 famílias, para o dossel. A família Fabaceae foi a mais abundante na floresta não queimada,

seguida de Sapotaceae, Moraceae e Lauraceae (Apêndice 5A). Para a floresta queimada, as famílias mais abundantes foram Urticaceae e Fabaceae, seguidas de Sapotaceae e Annonaceae (Apêndice 5B). As espécies *Ocotea caudata* (Lauraceae; 3,5%, 12 indivíduos), *Virola michelii* (Myristicaceae; 3,2%, 11 indivíduos), *Lecythis lurica* (Lecythidaceae; 3,2%, 11 indivíduos) e *Amphiodon effusus* (Fabaceae; 3,2%, 11 indivíduos) foram as mais abundantes (representando 13,1% total de espécies encontradas; Apêndice 6A), sendo possível observar um padrão na abundância relativa dessas espécies dominantes na floresta não queimada. Para a floresta queimada, a espécie *Cecropia distachya* (Urticaceae; 12,5%, 82 indivíduos) foi a mais abundante, seguida de *Jacaranda copaia* (Bignoniaceae; 2,7%, 18 indivíduos), *Casearia arborea* (Salicaceae; 2,4%, 16 indivíduos), *Protium altissimum* (Burseraceae; 2%, 14 indivíduos) e *Ocotea caudata* (Lauraceae; 1,9%, 13 indivíduos) (representando 21,5% total de espécies encontradas; Apêndice 6B).

Sobre os parâmetros estruturais observados para o dossel, a abundância de indivíduos na floresta não queimada variou $113 \pm 5,29$ e na floresta queimada variou $65,50 \pm 20,11$, com magnitude 2 vezes maior para a floresta não queimada (Figura 2A). A riqueza de espécies da floresta não queimada variou $57,67 \pm 6,11$ e na floresta queimada variou $34,30 \pm 12,78$ (Figura 2B), tais valores que diferiram estatisticamente entre os dois tipos de floresta. Ao comparar a composição florística da floresta não queimada com a floresta queimada, observamos que não há distinção taxonômica entre os dois tipos de floresta (ANOSIM: $r = 0,21$; p -valor = 0,08; Figura 3).

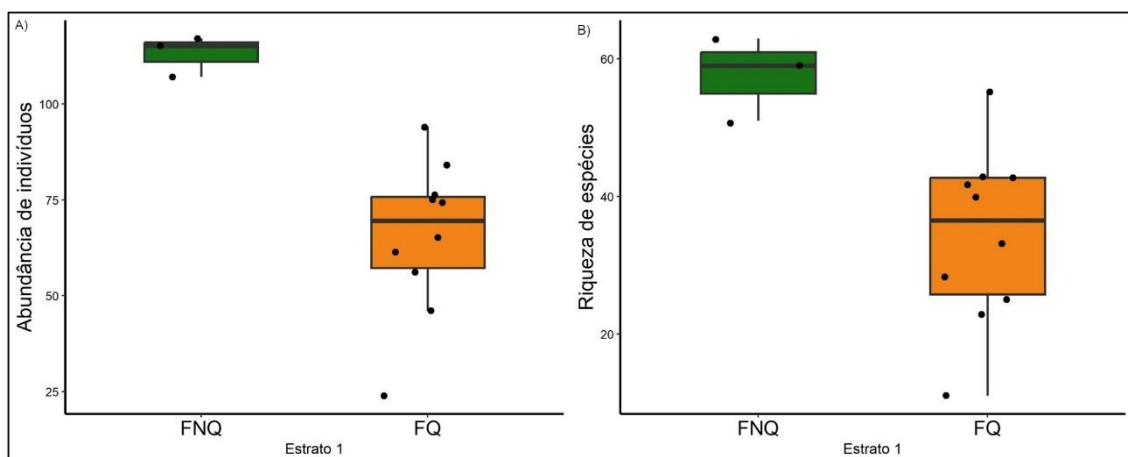


Figura 2. Parâmetros estruturais: A) abundância de indivíduos e B) riqueza de espécies do dossel da floresta não queimada (FNQ) e floresta queimada (FQ) da Resex Tapajós-Arapiuns, Brasil. p -valor= 0,01; p -valor= 0,01.

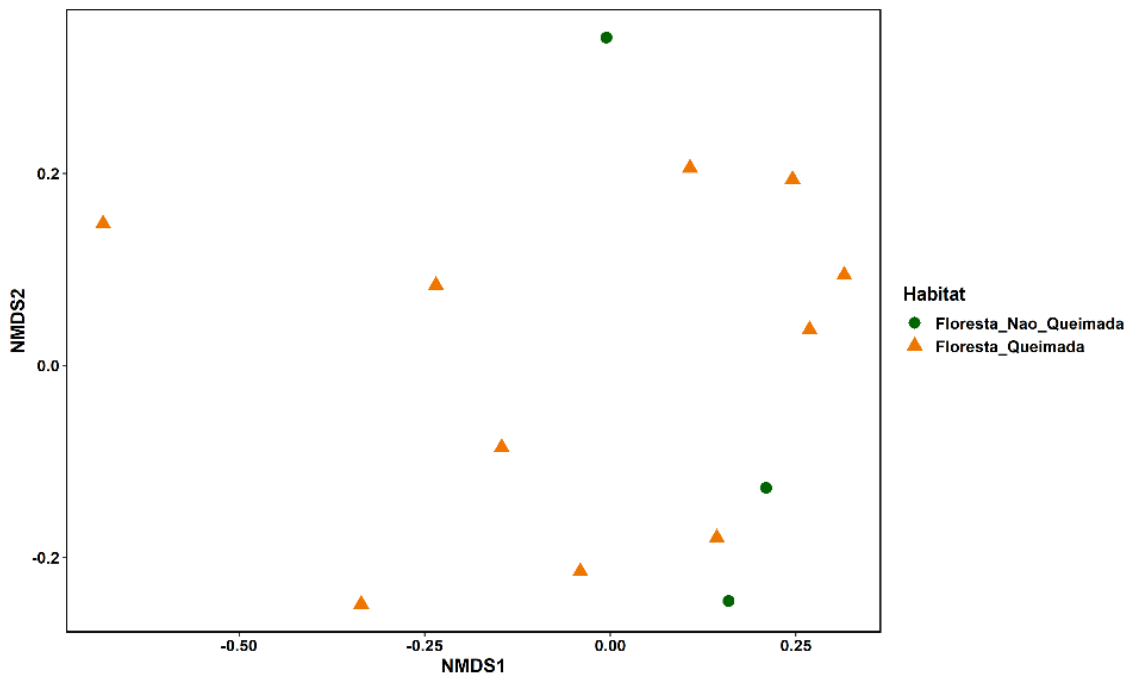


Figura 3. Escalonamento multidimensional não métrico (NMDS, Stress: 0.15) do dossel entre a composição florística das espécies da floresta não queimada e floresta queimada da Reserva Tapajós-Arapiuns, Brasil.

No estrato de sub-bosque, foram registrados nas 13 parcelas florestais analisadas, 1737 indivíduos (350 na floresta não queimada e 1387 na floresta queimada), pertencentes a 177 espécies e 45 famílias. A família Violaceae foi a mais abundante para a floresta não queimada, seguida de Fabaceae, Sapindaceae e Rubiaceae (Apêndice 8A). Para a floresta queimada, as famílias mais abundantes foram Rubiaceae e Urticaceae, seguidas de Fabaceae e Euphorbiaceae (Apêndice 8B). A espécie *Rinorea passoura* (Violaceae; 13,4%, 47 indivíduos) foi a mais abundante, seguida da *Amphiodon effusus* (Fabaceae; 5,7%, 20 indivíduos) e *Cecropia distachya* (Urticaceae; 5,4%, 19 indivíduos) na floresta não queimada (representando 24,5% total de espécies encontradas; Apêndice 9A). Para a floresta queimada, a espécie *Palicourea guianensis* (Rubiaceae; 37,5%, 521 indivíduos) foi a espécie mais abundante, seguida de *Cecropia distachya* (Urticaceae; 10%, 141 indivíduos), *Aparisthium cordatum* (Euphorbiaceae; 6%, 85 indivíduos), *Solanum schlechtendalianum* (Solanaceae; 4%, 58 indivíduos) (representando 57,5% total de espécies encontradas; Apêndice 9B).

Quanto aos parâmetros estruturais observados para o sub-bosque, a abundância de indivíduos da floresta não queimada variou $116,66 \pm 54,26$ e na floresta queimada variou $140,60 \pm 53,37$ (Figura 4A) e a riqueza de espécies da floresta não queimada variou $44 \pm$

18,68 e na floresta queimada variou $29,30 \pm 5,83$ (Figura 4B), apenas a riqueza de espécies diferiu entre os dois tipos de floresta, com magnitude 3 vezes maior para a floresta não queimada. Ao comparar a composição florística da floresta não queimada com a floresta queimada, observamos que há uma distinção taxonômica entre os dois tipos de floresta (ANOSIM: $r = 0,64$; p-valor = 0,01; Figura 5).

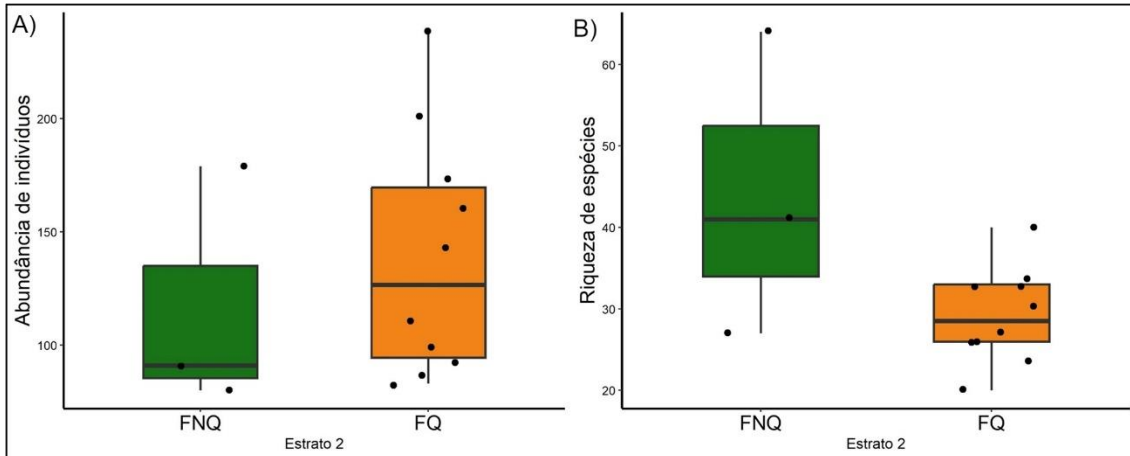


Figura 4. Parâmetros estruturais: A) abundância de indivíduos e B) riqueza de espécies do sub-bosque da floresta não queimada (FNQ) e floresta queimada (FQ) da Resex Tapajós-Arapiuns, Brasil. p-valor: 0,51; p-valor: 0,03.

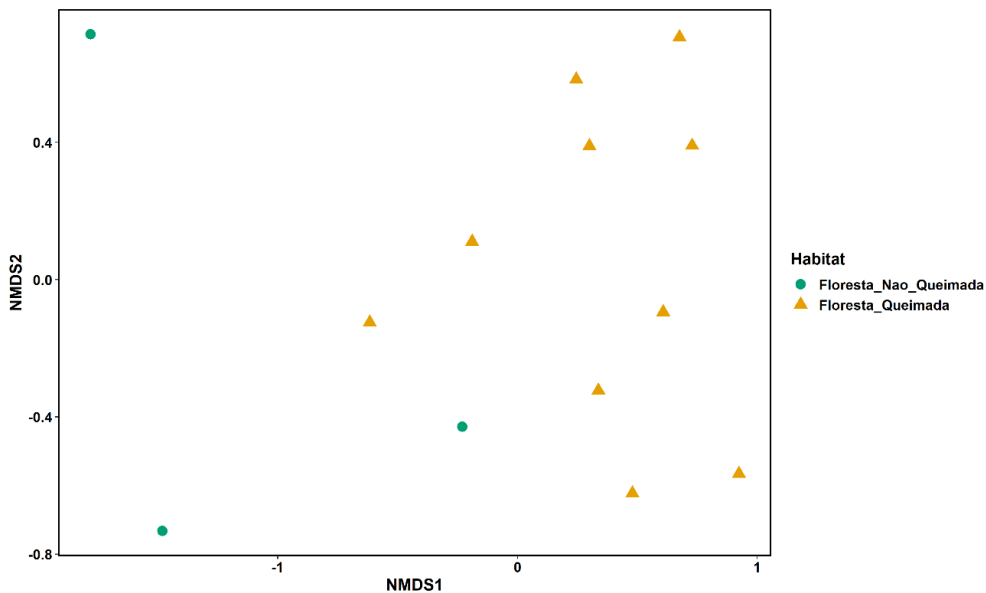


Figura 5. Escalonamento multidimensional não métrico (NMDS, Stress: 0.11) do sub-bosque entre a composição florística das espécies da floresta não queimada e floresta queimada da Reserva Tapajós-Arapiuns, Brasil.

Ao analisarmos a distribuição geográfica das espécies do dossel, por domínio das espécies nos ecossistemas brasileiros, foi observado que 14 espécies da floresta não queimada (56%; Apêndice 7A) e 11 espécies da floresta queimada (50%; Apêndice 7B) possuem domínio para o ecossistema amazônico. Ainda, observou-se que 11 espécies da floresta não queimada (44%) e 11 espécies da floresta queimada (50%) possuem domínio compartilhado nos ecossistemas Amazônia, Caatinga, Cerrado e Mata Atlântica. Também foi observado que 19 espécies da floresta não queimada (76%) possuem domínio compartilhado com florestas úmidas e 6 espécies (24%) com florestas secas. Para a floresta queimada, 14 espécies (64%) compartilham domínio com florestas úmidas e 8 espécies (34%) com florestas secas.

Por fim, ao analisarmos a distribuição geográfica das espécies do sub-bosque, por domínio das espécies nos ecossistemas brasileiros, foi observado que 7 espécies da floresta não queimada (64%; Apêndice 10A) e 1 espécie da floresta queimada (50%; Apêndice 10B) possuem domínio para o ecossistema amazônico. Ao analisarmos os demais ecossistemas, podemos observar que 4 espécies da floresta não queimada (36%) e 1 espécie da floresta queimada (50%) possuem domínio compartilhado nos ecossistemas Amazônia, Caatinga, Cerrado, Mata Atlântica e Pampa. Também podemos observar que 3 espécies da floresta não queimada (73%) possuem domínio compartilhado com florestas úmidas e 6 espécies (27%) com florestas secas. Para a floresta queimada 1 espécie (50%) compartilha domínio com florestas úmidas e 1 espécie (50%) com florestas secas.

4.2. Dimensão funcional

Quanto à dimensão funcional para o dossel, a floresta não queimada apresentou 50% das espécies com capacidade de rebrota; 19,2% possuem presença de exsudato; 46% são tolerantes à sombra e 54% são pioneiras; 27% possuem sementes de tamanho médio e 27% possuem frutos de tamanho muito grande, sendo esses os tamanhos predominantes entre as espécies; 84,6% das espécies são dispersas por animais (zoocoria) e 23% são polinizadas por abelhas (melitofilia), sendo essas síndromes as predominantes para este tipo de floresta. Para a floresta queimada, 58,3% das espécies apresentam capacidade de rebrota; 20,8% possuem presença de exsudato; 37,5% são tolerantes à sombra e 62,5% são pioneiras; 21% possuem tamanho de semente médio e tamanho grande; 33% possuem frutos de tamanho grande e 21% tamanho muito grande, sendo esses os tamanhos predominantes; 87,5% são dispersas por animais (zoocoria); 21% são polinizadas por

insetos (entomofilia) e por abelhas (melitofilia), com predominância dessas síndromes para este tipo de floresta.

A frequência dos atributos funcionais foi analisada a nível de espécie e a nível do indivíduo, houve diferença apenas a nível do indivíduo, para capacidade de rebrota ($X^2_{(1)} = 33,36$; $p < 0,001$), exsudato ($X^2_{(1)} = 18,08$; $p < 0,001$), sucessão ecológica ($X^2_{(1)} = 61,00$; $p < 0,001$), síndrome de dispersão ($X^2_{(2)} = 35,05$; $p < 0,001$), síndrome de polinização ($X^2_{(6)} = 95,21$; $p < 0,001$), tamanho da semente ($X^2_{(2)} = 9,87$; $p < 0,007$) e tamanho do fruto ($X^2_{(3)} = 120,25$; $p < 0,001$) apresentaram diferença significativa (Apêndice 11). Quanto a dimensão funcional analisada por meio do CWM (*Community Weighted Mean*), não foram observadas diferenças entre as florestas não queimadas e queimadas (Apêndice 12).

Quanto à dimensão funcional, para o sub-bosque, observou-se que 75% das espécies da floresta não queimada, possuem capacidade de rebrota; 50% encontram-se no estrato florestal dossel e sub-bosque; 33% são tolerantes à sombra e 67% são pioneiras; 33% possuem tamanho do fruto pequeno, sendo esse o tamanho predominante; 67% são dispersas por animais (zoocoria) e 25% são polinizadas por abelhas (melitofilia), sendo essas síndromes as predominantes para este tipo de floresta. Para a floresta queimada, representada por duas espécies, 100% possuem capacidade de rebrota, são pioneiras e dispersas por animais; 50% se encontram no estrato florestal dossel e 50% sub-bosque; 50% polinizada pelo vento (anemofilia); 50% polinizada por animais (zoofilia).

Ao nível de espécie as frequências dos atributos do sub-bosque não apresentam diferença estatística entre os dois tipos de floresta, apenas a nível de indivíduos, para capacidade de rebrota ($X^2_{(1)} = 34,98$; $p < 0,001$), estrato florestal ($X^2_{(1)} = 26,18$; $p < 0,001$), síndrome de dispersão ($X^2_{(2)} = 323,71$; $p < 0,001$), síndrome de polinização ($X^2_{(2)} = 301,55$; $p < 0,001$), sucessão ecológica ($X^2_{(1)} = 50,06$; $p < 0,001$) e tamanho do fruto ($X^2_{(3)} = 195,74$; $p < 0,001$) apresentaram diferença significativa (Apêndice 13). Quanto a dimensão funcional analisada por meio do CWM (*Community Weighted Mean*), não foram observadas diferenças entre a espessura da casca, altura máxima, capacidade de rebrota, grupo sucessional, estrato florestal, síndrome de dispersão (anemocórica e barocórica), síndrome de polinização, tamanho da semente e tamanho do fruto (Apêndice 14). Houve diferença significativa apenas para dispersão por animais ($p = 0,02$) entre a floresta não queimada e floresta queimada (Figura 6).

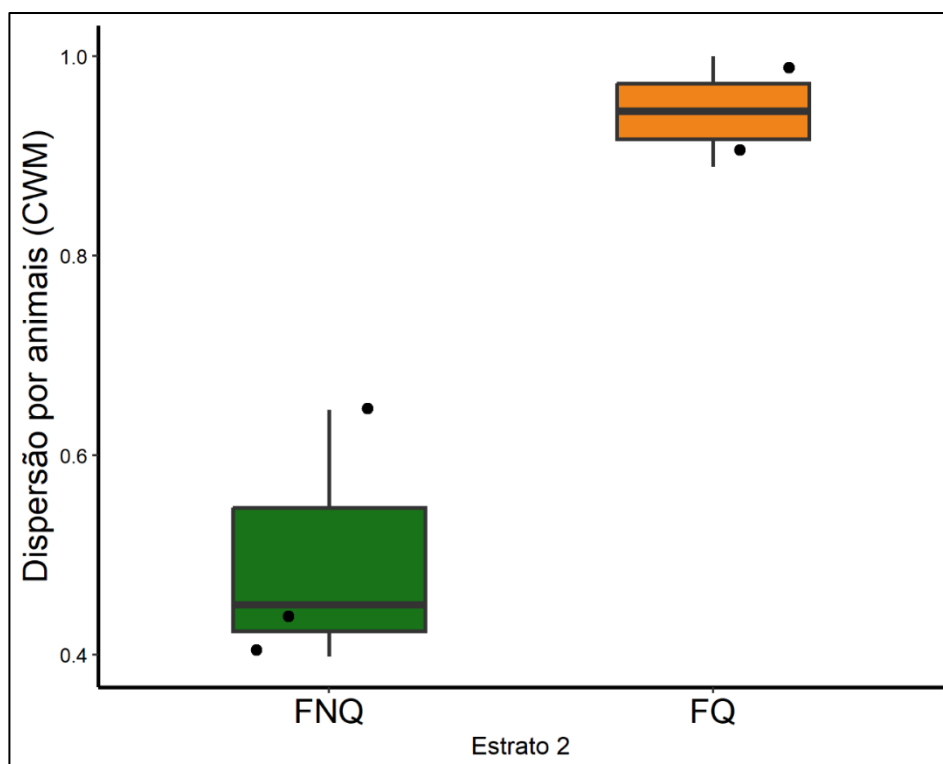


Figura 6. Box plot do CWM da dispersão por animais nos dois tipos de floresta do sub-bosque. Floresta não queimada (FNQ) e Floresta queimada (FQ) na Resex Tapajós-Arapiuns, Brasil.

5. DISCUSSÃO

Nossos resultados mostram que a riqueza de espécies difere entre os dois tipos de floresta e sugere que a floresta queimada no sub-bosque responde aos eventos de fogo por meio de uma mudança na composição das espécies, e evidencia a simplificação das espécies para esse estrato. Observamos que as mudanças funcionais da floresta queimada surgem principalmente a partir dos atributos de efeito indireto ao fogo, como os associados às síndromes de dispersão e polinização, por exemplo. Assim, percebemos que a ação do fogo sobre as características funcionais do componente arbóreo nas áreas queimadas apresenta efeitos negativos pela ação do mesmo. Nesse sentido, vemos o fogo como o principal agente de impactos das áreas estudadas, e podemos observar que há mudanças na composição funcional das comunidades, quando analisadas no nível do indivíduo para o dossel e sub-bosque. O que indica que o componente arbóreo gera respostas negativas nas mudanças funcionais a este tipo de perturbação.

Os incêndios no sub-bosque nas florestas amazônicas se caracterizam por serem de superfície/rasteiro (Pausas & Ribeiro, 2013), e o fogo rasteja ao longo do solo da floresta como uma fina faixa de chamas, raramente excedendo 20 cm de altura (Laurance,

2003). Esses incêndios alteram a estrutura da floresta e a composição das espécies (Morton et al., 2011). Neste sentido, esse tipo de incêndio avança lentamente no sub-bosque, queimando a serapilheira com temperaturas não muito altas, mas perigosas o suficiente para matar seletivamente pelo caminho aqueles indivíduos de espécies que não possuem nenhum tipo de defesa e/ou estratégia para sobreviver ou rebrotar após o fogo. Esse tipo de incêndio é considerado como a principal ameaça à estrutura da floresta intacta (Liesenfeld; Vieira; Miranda, 2016), uma vez que, um único incêndio no sub-bosque pode não alterar substancialmente a abundância de espécies, mas incêndios subsequentes podem ter forte impacto nas comunidades vegetais (Valle et al., 2021).

A abundância de espécies pioneiras aumenta drasticamente com a intensidade da queima, com espécies pioneiras dominando o sub-bosque em áreas perturbadas. Como um fenômeno de perturbação recorrente, o fogo mostra um potencial incomparável para empobrecer e alterar as florestas da Amazônia (Cochrane & Schulze, 1999). Os incêndios no sub-bosque, que queimam o solo das florestas em pé, são um dos tipos mais conhecidos de empobrecimento da floresta na Amazônia, especialmente durante as secas severas dos episódios de El Niño-Oscilação Sul (ENSO) (Alencar; Nepstad; Diaz, 2006). Isso reforça o aumento no número de indivíduos de espécies pioneiras que contribuem para o funcionamento do sub-bosque das áreas de floresta queimada da RESEX em relação ao dossel e se confirma com as espécies *Cecropia distachya* Huber e *Palicourea guianensis* Aubl. como as mais abundantes para esse estrato.

A dimensão funcional dividiu os atributos em duas vias: os de resposta direta ao fogo e o de efeitos indiretos ao fogo. Desse modo, observamos que os atributos de efeito indiretos apresentaram uma variação funcional diante dos eventos de fogo nas áreas de floresta queimada, o que indica que esses atributos, como por exemplo os tamanhos de frutos e sementes, podem influenciar na dinâmica das interações ecológicas, uma vez que, podemos associar o tamanho de frutos e sementes aos tipos de dispersores. De fato, as perturbações em florestas tropicais têm efeitos generalizados que vão além da perda de espécies e incluem grandes implicações para a dispersão de sementes (Hawes et al., 2020). Em particular, a perturbação leva a uma mudança significativa nas comunidades de árvores, com um aumento na proporção de espécies e indivíduos que dependem da dispersão por animais (Hawes et al., 2020). Verifica-se, assim, que o papel dessas interações contribui para a compreensão da natureza e história de grupos biológicos dentro de uma comunidade (Silva et al., 2021).

Nas últimas décadas, secas, desmatamentos e incêndios florestais tornaram-se fenômenos recorrentes que afetaram fortemente tanto as atividades humanas quanto os ecossistemas naturais da Amazônia. O tempo necessário para que um ecossistema se recupere é uma métrica crucial para avaliar os impactos das perturbações nas florestas tropicais (De Faria et al., 2020). Neste contexto, as implicações do fogo para a resiliência de florestas tropicais úmidas, podem ser vistas no aumento da mortalidade, que pode resultar no desaparecimento de espécies e na diminuição de biodiversidade, na simplificação do componente arbóreo e na perda de funcionalidade ecológica (Malhi et al., 2014). Esses fatores podem reduzir a capacidade dessas florestas em manter seus serviços ecossistêmicos.

Os impactos do fogo na dinâmica florestal permanecem pouco estudados nas regiões mais úmidas da bacia amazônica, que são suscetíveis a grandes incêndios florestais apenas durante secas extremas (Pontes-Lopes et al., 2021). Neste sentido, as mudanças nos regimes de fogo podem levar a uma ampla degradação florestal na Amazônia, com consequências importantes não apenas para a riqueza de espécies, mas também para a diversidade funcional (Nóbrega et al., 2019). Assim, o fogo pode se consolidar como um poderoso fator de perturbação da paisagem da Amazônia (Liesenfeld; Vieira; Miranda, 2016).

Tem se observado que os impactos do fogo são mais fracos na Amazônia mais úmida, onde as árvores de maiores tamanhos e densidades de madeira mais altas podem conferir uma margem de resistência ao fogo (Berenguer et al., 2021). No entanto, isso pode não se estender a incêndios de maior intensidade decorrentes das mudanças climáticas. À medida que os regimes de fogo e nossas relações com o fogo continuam a mudar, priorizar esse tema de pesquisa facilitará a compreensão das causas e consequências ecológicas de futuros incêndios e repensar em alternativas de manejo do fogo (McLauchlan et al., 2020). Nesse sentido, é fundamental entender a dimensão dos impactos futuros causados por incêndios mais severos em florestas tropicais úmidas, conforme operem as mudanças climáticas globais. Parte desta investigação deve considerar o efeito do fogo na mortalidade seletiva da vegetação (Liesenfeld; Vieira; Miranda, 2016). Assim, entender o legado biológico que o fogo pode gerar se torna emergencial e indispensável nas agendas de pesquisa na Amazônia.

6. CONCLUSÃO

Nosso estudo indica que os eventos de fogo causaram um efeito negativo no componente arbóreo de florestas tropicais úmidas da Amazônia, e que a sua ação provocou mudanças funcionais nas espécies das áreas de floresta queimada. Além disso, os efeitos do fogo podem variar de acordo com o estrato florestal. As mudanças observadas como efeito do fogo podem ter consequências importantes para a dinâmica florestal e intensificar estudos nessa temática é primordial na Amazônia.

REFERÊNCIAS

ALENCAR, A. A. et al. Landscape fragmentation, severe drought, and the new Amazon forest fire regime. *Ecological applications*, v. 25, n. 6, p. 1493-1505, 2015.

ALENCAR, A.; NEPSTAD, D.; DIAZ, M. C. V. Forest understory fire in the Brazilian Amazon in ENSO and non-ENSO years: area burned and committed carbon emissions. *Earth Interactions*, v. 10, n. 6, p. 1-17, 2006.

ALBERT, J. S. et al. Human impacts outpace natural processes in the Amazon. *Science*, v. 379, n. 6630, p. eabo5003, 2023.

AGUIRRE-GUTIÉRREZ, J. et al. Long-term droughts may drive drier tropical forests towards increased functional, taxonomic and phylogenetic homogeneity. *Nature Communications*, v. 11, n. 1, p. 3346, 2020.

ARAGÃO, L. E. O. C et al. 21st Century drought-related fires counteract the decline of Amazon deforestation carbon emissions. *Nature communications*, v. 9, n. 1, p. 536, 2018.

ARROYO-RODRÍGUEZ, V. et al. Multiple successional pathways in human-modified tropical landscapes: new insights from forest succession, forest fragmentation and landscape ecology research. *Biological Reviews*, v. 92, n. 1, p. 326-340, 2017.

ARSHAM, H.; LOVRIC, M. Bartlett's Test. *International encyclopedia of statistical science*, v. 1, p. 87-88, 2011.

ASSIS, T. O. et al. CO2 emissions from forest degradation in Brazilian Amazon. *Environmental Research Letters*, v. 15, n. 10, p. 104035, 2020.

BARLOW, J.; PERES, C. A. Effects of single and recurrent wildfires on fruit production and large vertebrate abundance in a central Amazonian forest. *Biodiversity & Conservation*, v. 15, p. 985-1012, 2006.

BARLOW, J. et al. Clarifying Amazonia's burning crisis. *Global Change Biology*, v. 26, n. 2, p. 319-321, 2020.

BARLOW, J.; LAGAN, B. O.; PERES, C. A. Morphological correlates of fire-induced tree mortality in a central Amazonian forest. *Journal of Tropical Ecology*, v. 19, n. 3, p. 291-299, 2003.

- BARLOW, J.; PERES, C. A. Avifaunal responses to single and recurrent wildfires in Amazonian forests. *Ecological Applications*, v. 14, n. 5, p. 1358-1373, 2004.
- BARALOTO, C. et al. Using functional traits and phylogenetic trees to examine the assembly of tropical tree communities. *Journal of ecology*, v. 100, n. 3, p. 690-701, 2012.
- BERENGUER, E. et al. Tracking the impacts of El Niño drought and fire in human-modified Amazonian forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 118, n. 30, p. e2019377118, 2021.
- BERENGUER, E. et al. Seeing the woods through the saplings: Using wood density to assess the recovery of human-modified Amazonian forests. *Journal of Ecology*, v. 106, n. 6, p. 2190-2203, 2018.
- BITTENCOURT, P. R. L. et al. Amazonia trees have limited capacity to acclimate plant hydraulic properties in response to long-term drought. *Global Change Biology*, v. 26, n. 6, p. 3569-3584, 2020.
- BOWD, E. J. et al. Logging and fire regimes alter plant communities. *Ecological Applications*, v. 28, n. 3, p. 826-841, 2018.
- BLANCHARD, G. et al. Drivers of tree community assembly during tropical forest post-fire succession in anthropogenic savannas. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, v. 52, p. 125630, 2021.
- BRADSTOCK, R. A. A biogeographic model of fire regimes in Australia: current and future implications. *Global Ecology and Biogeography*, v. 19, n. 2, p. 145-158, 2010.
- BRANDO, P. M. et al. Droughts, wildfires, and forest carbon cycling: A pantropical synthesis. *Annual Review of Earth and Planetary Sciences*, v. 47, p. 555-581, 2019.
- BRANDO, P. M. et al. Amazon wildfires: Scenes from a foreseeable disaster. *Flora*, v. 268, p. 151609, 2020.
- BOUKILI, V. K.; CHAZDON, R. L. Environmental filtering, local site factors and landscape context drive changes in functional trait composition during tropical forest succession. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, v. 24, p. 37-47, 2017.
- CADOTTE, M. W. et al. Predicting communities from functional traits. *Trends in Ecology & Evolution*, v. 30, n. 9, p. 510-511, 2015.
- CANO-CRESPO, A. et al. 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, 2015.
- CARBONE, L. M. et al. A global synthesis of fire effects on pollinators. *Global Ecology and Biogeography*, v. 28, n. 10, p. 1487-1498, 2019.
- CAVENDER-BARES, J. et al. The merging of community ecology and phylogenetic biology. *Ecology letters*, v. 12, n. 7, p. 693-715, 2009.

- CHAIN-GUADARRAMA, A. et al. Potential trajectories of old-growth Neotropical forest functional composition under climate change. *Ecography*, v. 41, n. 1, p. 75-89, 2018.
- CHASE, J. M. Spatial scale resolves the niche versus neutral theory debate. *Journal of vegetation science*, v. 25, n. 2, p. 319-322, 2014.
- CLARKE, P. J. et al. Resprouting as a key functional trait: how buds, protection and resources drive persistence after fire. *New phytologist*, v. 197, n. 1, p. 19-35, 2013.
- Dantas, V.L.; Batalha, M.A.; Pausas, J. G. (2013). Fire drives functional thresholds on the savanna–forest transition. *Ecology*, 94, 2454–2463.
- DE FARIA, B. L. et al. Model-based estimation of Amazonian forests recovery time after drought and fire events. *Forests*, v. 12, n. 1, p. 8, 2020.
- DÍAZ, S.; CABIDO, M. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in ecology & evolution*, v. 16, n. 11, p. 646-655, 2001.
- DIAZ, S. et al. The plant traits that drive ecosystems: evidence from three continents. *Journal of vegetation science*, v. 15, n. 3, p. 295-304, 2004.
- DOS REIS, M. et al. Forest fires and deforestation in the central Amazon: Effects of landscape and climate on spatial and temporal dynamics. *Journal of Environmental Management*, v. 288, p. 112310, 2021.
- FONSECA, M. G. et al. Climatic and anthropogenic drivers of northern Amazon fires during the 2015–2016 El Niño event. *Ecological applications*, v. 27, n. 8, p. 2514-2527, 2017.
- FEELEY, K. J.; SILMAN, M. R. Extinction risks of Amazonian plant species. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 106, n. 30, p. 12382-12387, 2009.
- FOLKE, C. et al. Resilience thinking: integrating resilience, adaptability and transformability. *Ecology and society*, v. 15, n. 4, 2010.
- GARNIER, E.; NAVAS, M. L. A trait-based approach to comparative functional plant ecology: concepts, methods and applications for agroecology. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, v. 32, p. 365-399, 2012.
- GIRAO, L. C. et al. Changes in tree reproductive traits reduce functional diversity in a fragmented Atlantic forest landscape. *Plos one*, v. 2, n. 9, p. e908, 2007.
- GOMES, L. et al. Effects and behaviour of experimental fires in grasslands, savannas, and forests of the Brazilian Cerrado. *Forest Ecology and Management*, v. 458, p. 117804, 2020.
- GÖTZENBERGER, L. et al. Ecological assembly rules in plant communities—approaches, patterns and prospects. *Biological reviews*, v. 87, n. 1, p. 111-127, 2012.
- GÖTZENBERGER, et al. *Handbook of trait-based ecology: from theory to R tools*; Cambridge University Press, 2020.

GLADSTONE-GALLAGHER, R. V. et al. Linking traits across ecological scales determines functional resilience. *Trends in ecology & evolution*, v. 34, n. 12, p. 1080-1091, 2019.

GRIME, J. P. Trait convergence and trait divergence in herbaceous plant communities: mechanisms and consequences. *Journal of vegetation science*, v. 17, n. 2, p. 255-260, 2006.

HAWES, J. E. et al. A large-scale assessment of plant dispersal mode and seed traits across human-modified Amazonian forests. *Journal of Ecology*, v. 108, n. 4, p. 1373-1385, 2020.

HAWKINS, B. A. Ecology's oldest pattern?. *Trends in Ecology & Evolution*, v. 16, n. 8, p. 470, 2001.

HILLERISLAMBERS, J. et al. Rethinking community assembly through the lens of coexistence theory. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, v. 43, p. 227-248, 2012.

JIMENEZ, J. C. et al. Spatio-temporal patterns of thermal anomalies and drought over tropical forests driven by recent extreme climatic anomalies. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, v. 373, n. 1760, p. 20170300, 2018.

JOHNSTONE, J. F. et al. Changing disturbance regimes, ecological memory, and forest resilience. *Frontiers in Ecology and the Environment*, v. 14, n. 7, p. 369-378, 2016.

JHARIYA, M. K.; RAJ, A. Effects of wildfires on flora, fauna and physico-chemical properties of soil-An overview. *Journal of Applied and Natural Science*, v. 6, n. 2, p. 887-897, 2014.

KAEWSONG, K. et al. Effects of fire disturbance on species and functional compositions vary with tree sizes in a tropical dry forest. *PeerJ*, v. 10, p. e13270, 2022.

KELLY, L. T. et al. Fire and biodiversity in the Anthropocene. *Science*, v. 370, n. 6519, p. eabb0355, 2020.

KHATUN, N. et al. Applications of normality test in statistical analysis. *Open Journal of Statistics*, v. 11, n. 01, p. 113, 2021.

LAPOLA, D. M. et al. The drivers and impacts of Amazon forest degradation. *Science*, v. 379, n. 6630, p. eabp8622, 2023.

LAVOREL, S.; GARNIER, É. Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: revisiting the Holy Grail. *Functional ecology*, v. 16, n. 5, p. 545-556, 2002.

LEIBOLD, M. A. et al. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecology letters*, v. 7, n. 7, p. 601-613, 2004.

LIESENFELD, M. V. A.; VIEIRA, G.; MIRANDA, I. P. de A. Ecologia do fogo e o impacto na vegetação da Amazônia. *Pesquisa Florestal Brasileira*, v. 36, n. 88, p. 505-517, 2016.

- LOREAU, M. et al. Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. *science*, v. 294, n. 5543, p. 804-808, 2001.
- MATA, S. et al. Forever young: arrested succession in communities subjected to recurrent fires in a lowland tropical forest. *Plant Ecology*, v. 223, n. 6, p. 659-670, 2022.
- MALHI, Y. et al. Tropical forests in the Anthropocene. *Annual Review of Environment and Resources*, v. 39, p. 125-159, 2014.
- MARENGO, J. A. et al. Changes in climate and land use over the Amazon region: current and future variability and trends. *Frontiers in Earth Science*, v. 6, p. 228, 2018.
- MOUILLOT, D. et al. A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends in ecology & evolution*, v. 28, n. 3, p. 167-177, 2013.
- MOUCHET, M. A. et al. Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. *Functional Ecology*, v. 24, n. 4, p. 867-876, 2010.
- MORTON, D. C. et al. Mapping canopy damage from understory fires in Amazon forests using annual time series of Landsat and MODIS data. *Remote Sensing of Environment*, v. 115, n. 7, p. 1706-1720, 2011.
- MCGILL, B. J. et al. Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends in ecology & evolution*, v. 21, n. 4, p. 178-185, 2006.
- MCLAUCHLAN, K. K. et al. Fire as a fundamental ecological process: Research advances and frontiers. *Journal of Ecology*, v. 108, n. 5, p. 2047-2069, 2020.
- MMA. Plano de Manejo Reserva Extrativista Tapajós-Arapiuns Santarém. ICMBIO, PA, Brazil, 2008.
- MMA. Plano de Manejo Reserva Extrativista Tapajós-Arapiuns Santarém. ICMBIO, PA, Brazil, 2014.
- N-PEREZ-HARGUINDEGUY, et al. New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany*, 64, 715–716. 2016.
- NEGOITA, L. et al. Isolation-driven functional assembly of plant communities on islands. *Ecography*, v. 39, n. 11, p. 1066-1077, 2016.
- NOBRE, C. A. et al. Land-use and climate change risks in the Amazon and the need of a novel sustainable development paradigm. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 113, n. 39, p. 10759-10768, 2016.
- NOCK, C. A.; VOGT, R. J.; BEISNER, B. E. Functional traits. *Encyclopedia of Life Sciences*, p. 1-8, 2016.
- NOLAN, R. H. et al. Bark attributes determine variation in fire resistance in resprouting tree species. *Forest Ecology and Management*, v. 474, p. 118385, 2020.

- NÓBREGA, C. C. et al. Effects of experimental fires on the phylogenetic and functional diversity of woody species in a neotropical forest. *Forest Ecology and Management*, v. 450, p. 117497, 2019.
- OKSANEN, J. et al. *Vegan: Community Ecology Package*, R Package Version 2.6-4. 2022.
- OLIVERAS, I.; MALHI, Y. Many shades of green: the dynamic tropical forest–savannah transition zones. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, v. 371, n. 1703, p. 20150308, 2016.
- PAUSAS, J. G.; KEELEY, J. E.; SCHWILK, D. W. Flammability as an ecological and evolutionary driver. *Journal of Ecology*, v. 105, n. 2, p. 289-297, 2017.
- PAUSAS, J. G.; RIBEIRO, E. The global fire–productivity relationship. *Global Ecology and Biogeography*, v. 22, n. 6, p. 728-736, 2013.
- PERES, C. A.; BARLOW, J.; LAURANCE, W. F. Detecting anthropogenic disturbance in tropical forests. *Trends in ecology & evolution*, v. 21, n. 5, p. 227-229, 2006.
- PETCHEY, O. L.; GASTON, K. J. Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecology letters*, v. 9, n. 6, p. 741-758, 2006.
- PIVELLO, V. R. et al. Understanding Brazil’s catastrophic fires: Causes, consequences and policy needed to prevent future tragedies. *Perspectives in Ecology and Conservation*, v. 19, n. 3, p. 233-255, 2021.
- PÉREZ-HARGUINDEGUY et al. New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany*, 61, 167–234. 2013
- PONTES-LOPES, A. et al. Drought-driven wildfire impacts on structure and dynamics in a wet Central Amazonian forest. *Proceedings of the Royal Society B*, v. 288, n. 1951, p. 20210094, 2021.
- POTTER, K. A.; ARTHUR WOODS, H.; PINCEBOURDE, S. Microclimatic challenges in global change biology. *Global change biology*, v. 19, n. 10, p. 2932-2939, 2013.
- POORTER, L. Leaf traits show different relationships with shade tolerance in moist versus dry tropical forests. *New phytologist*, v. 181, n. 4, p. 890-900, 2009.
- PHILLIPS, O. L. et al. Drought sensitivity of the Amazon rainforest. *Science*, v. 323, n. 5919, p. 1344-1347, 2009.
- PRESTES, N. C. C. dos S. et al. Fire effects on understory forest regeneration in southern Amazonia. *Frontiers in Forests and Global Change*, v. 3, p. 10, 2020.
- ROSELL, J. A. Bark thickness across the angiosperms: more than just fire. *New Phytologist*, v. 211, n. 1, p. 90-102, 2016.
- SANTOS, G. G. A. et al. Contrasting demographic structure of short-and long-lived pioneer tree species on Amazonian forest edges. *Biotropica*, v. 44, n. 6, p. 771-778, 2012.

- SARGENT, R. D.; ACKERLY, D. D. Plant–pollinator interactions and the assembly of plant communities. *Trends in Ecology & Evolution*, v. 23, n. 3, p. 123-130, 2008.
- SILVA, L. B. et al. Plant–animal interactions of understory species in an area of tropical rainforest, north-eastern Brazil. *Austral Ecology*, v. 46, n. 4, p. 561-573, 2021.
- SINGH, M.; ZHU, X. Analysis of how the spatial and temporal patterns of fire and their bioclimatic and anthropogenic drivers vary across the Amazon rainforest in El Niño and non-El Niño years. *PeerJ*, v. 9, p. e12029, 2021.
- SOUZA, A. H. De A. et al. Fire can weaken or trigger functional responses of trees to flooding in wetland forest patches. *Journal of Vegetation Science*, v. 30, n. 3, p. 521-532, 2019.
- SCHUPP, E. W.; JORDANO, P.; GÓMEZ, J. M. Seed dispersal effectiveness revisited: a conceptual review. *New Phytologist*, v. 188, n. 2, p. 333-353, 2010.
- STAVER, A. C. et al. Thinner bark increases sensitivity of wetter Amazonian tropical forests to fire. *Ecology letters*, v. 23, n. 1, p. 99-106, 2019.
- TREDICI, P. D. Sprouting in temperate trees: a morphological and ecological review. *The botanical review*, p. 121-140, 2001.
- VALLE, D. et al. The Latent Dirichlet Allocation model with covariates (LDAcov): A case study on the effect of fire on species composition in Amazonian forests. *Ecology and evolution*, v. 11, n. 12, p. 7970-7979, 2021.
- VAZ FILHO, F. A. A Emergência étnica dos povos indígenas do baixo Rio Tapajós, Amazônia. Salvador: UFBA, tese de doutorado. 2010.
- VELLEND, M. Conceptual synthesis in community ecology. *The Quarterly review of biology*, v. 85, n. 2, p. 183-206, 2010.
- VIDAL, M. M. et al. Frugivores at higher risk of extinction are the key elements of a mutualistic network. *Ecology*, v. 95, n. 12, p. 3440-3447, 2014.
- VIEIRA, I. C. G.; PROCTOR, J. Mechanisms of plant regeneration during succession after shifting cultivation in eastern Amazonia. *Plant Ecology*, v. 192, p. 303-315, 2007.
- VIOLLE, C. et al. Let the concept of trait be functional!. *Oikos*, v. 116, n. 5, p. 882-892, 2007.
- WESTOBY, M. et al. Plant ecological strategies: some leading dimensions of variation between species. *Annual review of ecology and systematics*, v. 33, n. 1, p. 125-159, 2002.
- WESTOBY, M.; WRIGHT, I. J. Land-plant ecology on the basis of functional traits. *Trends in ecology & evolution*, v. 21, n. 5, p. 261-268, 2006.
- WILSON, N.; BRADSTOCK, R.; BEDWARD, M. Disturbance causes variation in sub-canopy fire weather conditions. *Agricultural and Forest Meteorology*, v. 323, p. 109077, 2022.

WITHEY, K. et al. Quantifying immediate carbon emissions from El Niño-mediated wildfires in humid tropical forests. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, v. 373, n. 1760, p. 20170312, 2018.

XU, X. et al. Climate regime shift and forest loss amplify fire in Amazonian forests. *Global change biology*, v. 26, n. 10, p. 5874-5885, 2020.

APÊNDICES

Apêndice 1. Lista de espécies e famílias botânicas que correspondem a 50% das espécies mais abundantes da floresta não queimada do dossel.

Família	Nome científico	Abundância
Fabaceae	<i>Alexa grandiflora</i> Ducke	43 (4,55%)
Fabaceae	<i>Amphiodon effusus</i> Huber	78 (8,25%)
Moraceae	<i>Brosimum guianense</i> (Aubl.) Huber	43 (4,55%)
Salicaceae	<i>Casearia arborea</i> (Rich.) Urb.	30 (3,17%)
Urticaceae	<i>Cecropia distachya</i> Huber	9 (0,95%)
Fabaceae	<i>Chamaecrista xinguensis</i> (Ducke) H.S.Irwin & Barneby	24 (2,54%)
Boraginaceae	<i>Cordia exaltata</i> Lam.	2 (0,21%)
Fabaceae	<i>Dialium guianense</i> (Aubl.) Sandwith	42 (4,44%)
Sapotaceae	<i>Ecclinusa ramiflora</i> Mart.	19 (2,01%)
Myrtaceae	<i>Eugenia patrisii</i> Vahl	17 (1,80%)
Nyctaginaceae	<i>Guapira venosa</i> (Choisy) Lundell	5 (0,53%)
Annonaceae	<i>Guatteria poeppigiana</i> (Aubl.) R.A.Howard	27 (2,86%)
Erythralaceae	<i>Heisteria acuminata</i> (Humb. & Bonpl.) Engl.	28 (2,96%)
Lecythidaceae	<i>Lecythis lurida</i> (Miers) S.A.Mori	74 (7,83%)
Lauraceae	<i>Ocotea caudata</i> (Nees) Mez	90 (9,52%)
Sapotaceae	<i>Pouteria gongrijpii</i> Eyma	49 (5,19%)
Burseraceae	<i>Protium altissimum</i> (Aubl.) Marchand	18 (1,90%)
Burseraceae	<i>Protium robustum</i> (Swart) D.M.Porter	9 (0,95%)
Moraceae	<i>Pseudolmedia macrophylla</i> Trécul	38 (4,02%)
Fabaceae	<i>Swartzia arborescens</i> (Aubl.) Pittier	46 (4,87%)
Fabaceae	<i>Tachigali glauca</i> Tul.	59 (6,24%)
Malvaceae	<i>Theobroma speciosa</i> Willd. ex Spreng.	43 (4,55%)
Sapindaceae	<i>Toulicia guianensis</i> Aubl.	34 (3,60%)
Myristicaceae	<i>Virola michelii</i> Heckel	68 (7,20%)
Lamiaceae	<i>Vitex triflora</i> Vahl	34 (3,60%)
Rubiaceae	<i>Warszewiczia coccinea</i> (Vahl) Klotzsch	16 (1,69%)

Apêndice 2. Lista de espécies e famílias botânicas que correspondem a 50% das espécies mais abundantes da floresta queimada do dossel.

Família	Nome científico	Abundância
Annonaceae	<i>Annona exsucca</i> DC.	62 (3,93%)
Melastomataceae	<i>Bellucia grossularioides</i> (L.) Triana	27 (1,71%)
Salicaceae	<i>Casearia arborea</i> (Rich.) Urb.	77 (4,88%)
Salicaceae	<i>Casearia javitensis</i> Kunth	56 (3,55%)
Urticaceae	<i>Cecropia distachya</i> Huber	346 (21,91%)
Urticaceae	<i>Cecropia obtusa</i> Trécul	55 (3,48%)

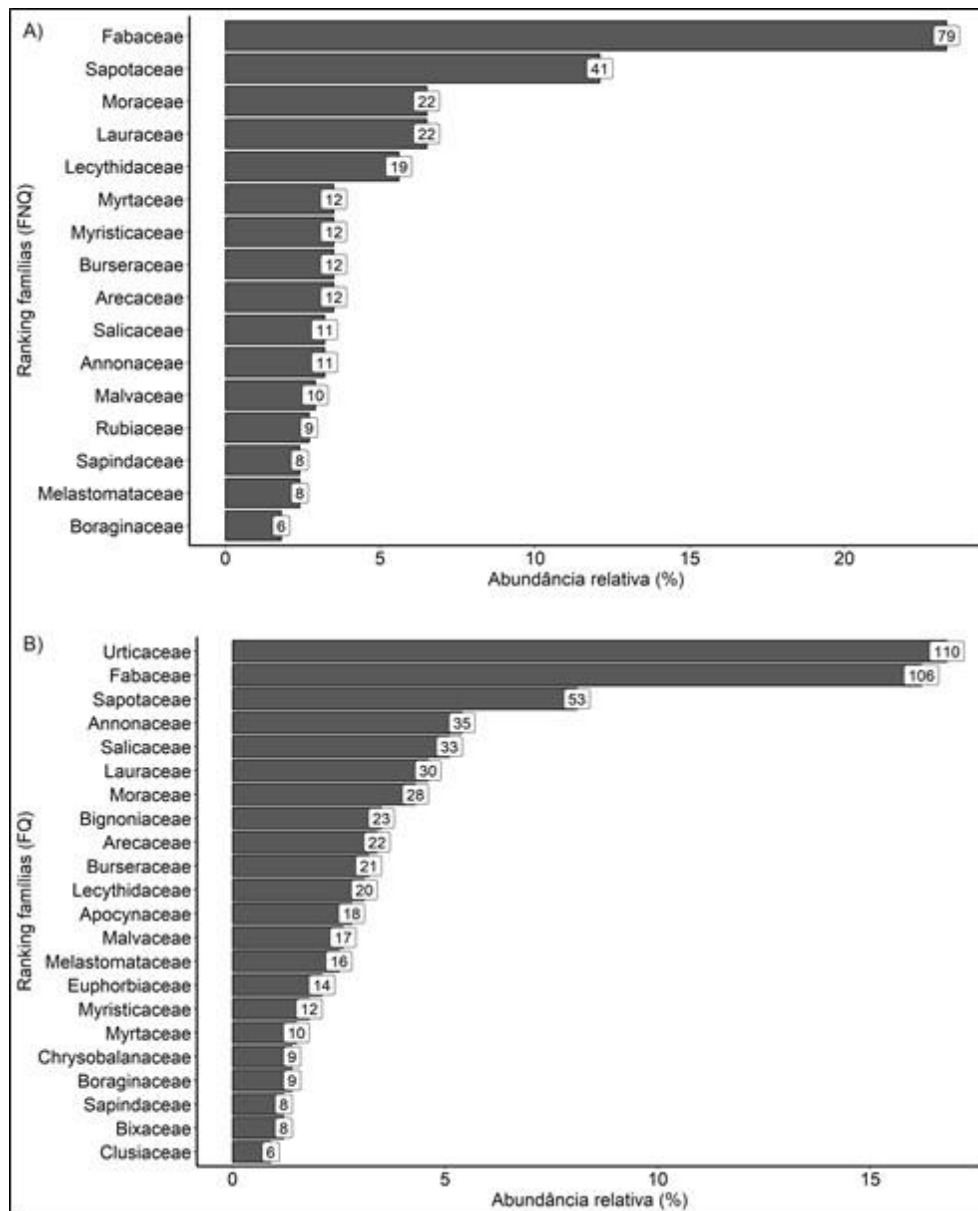
Bixaceae	<i>Cochlospermum orinocense</i> (Kunth) Steud.	24 (1,52%)
Fabaceae	<i>Dialium guianense</i> (Aubl.) Sandwith	61 (3,86%)
Annonaceae	<i>Guatteria poeppigiana</i> (Aubl.) R.A.Howard	30 (1,90%)
Apocynaceae	<i>Himatanthus suucuba</i> (Vahl) Woodson	48 (3,04%)
Bignoniaceae	<i>Jacaranda copaia</i> (Aubl.) D.Don	104 (6,59%)
Lecythidaceae	<i>Lecythis lurida</i> (Miers) S.A.Mori	49 (3,10%)
Achariaceae	<i>Lindackeria latifolia</i> Benth.	11 (0,70%)
Lauraceae	<i>Mezilaurus itauba</i> (Meisn.) Taub. ex Mez(rara)	40 (2,53%)
Sapotaceae	<i>Micropholis venulosa</i> (Mart. & Eichler) Pierre	48 (3,04%)
Lauraceae	<i>Ocotea caudata</i> (Nees) Mez	57 (3,61%)
Lauraceae	<i>Ocotea glomerata</i> (Nees) Mez	30 (1,90%)
Sapotaceae	<i>Pouteria gongrijpii</i> Eyma	75 (4,75%)
Sapotaceae	<i>Pouteria venosa</i> (Mart.) Baehni	50 (3,17%)
Burseraceae	<i>Protium altissimum</i> (Aubl.) Marchand	61 (3,86%)
Malvaceae	<i>Theobroma speciosa</i> Willd. ex Spreng.	66 (4,18%)
Fabaceae	<i>Vatairea erythrocarpa</i> (Ducke)	99 (6,27%)
Myristicaceae	<i>Virola michelii</i> Heckel	30 (1,90%)
Fabaceae	<i>Zygia racemosa</i> (Ducke) Barneby & J.W.Grimes	73 (4,62%)

Apêndice 3. Lista de espécies e famílias botânicas que correspondem a 50% das espécies mais abundantes da floresta não queimada do sub-bosque.

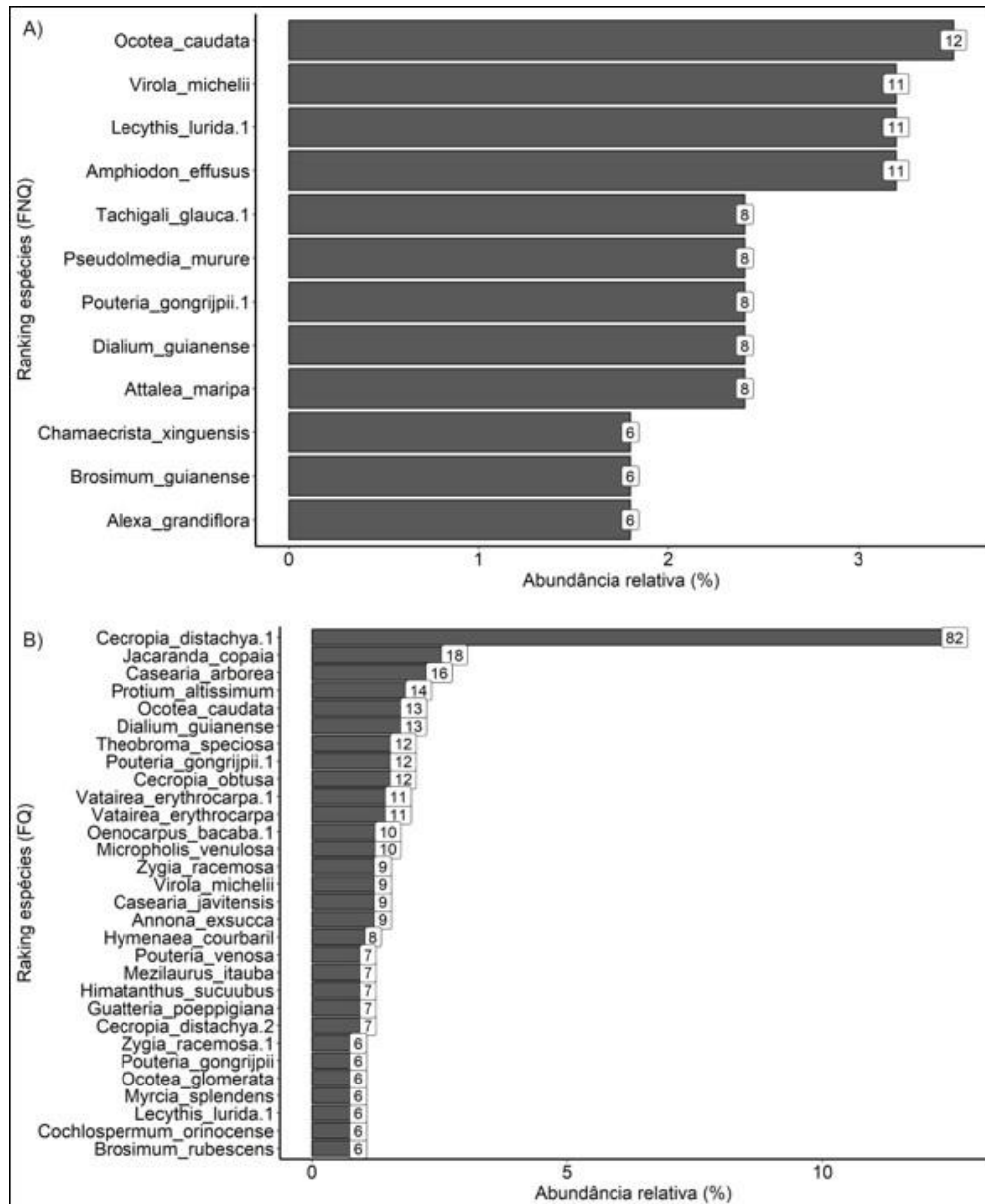
Família	Nome científico	Abundância
Fabaceae	<i>Amphiodon effusus</i> Huber	20 (11,76%)
Urticaceae	<i>Cecropia distachya</i> Huber	19 (11,18%)
Boraginaceae	<i>Cordia exaltata</i> Lam.	7 (4,12%)
Nyctaginaceae	<i>Guapira venosa</i> (Choisy) Lundell	6 (3,53%)
Lecythidaceae	<i>Gustavia hexapetala</i> (Aubl.) Sm.	8 (4,71%)
Rubiaceae	<i>Palicourea guianensis</i> Aubl.	10 (5,88%)
Burseraceae	<i>Protium robustum</i> (Swart.) D.M.Porter	13 (7,65%)
Violaceae	<i>Rinorea passoura</i> Kunth	47 (27,65%)
Solanaceae	<i>Solanum campaniforme</i> Roem. & Schult.	12 (7,06%)
Sapindaceae	<i>Talisia longifolia</i> (Benth.) Radlk.	8 (4,71%)
Sapindaceae	<i>Talisia mollis</i> Kunth ex Cambess.	13 (7,65%)
Rubiaceae	<i>Warszewiczia coccinea</i> (Vahl) Klotzsch	7 (4,12%)

Apêndice 4. Lista de espécies e famílias botânicas que correspondem a 50% das espécies mais abundantes da floresta queimada do sub-bosque.

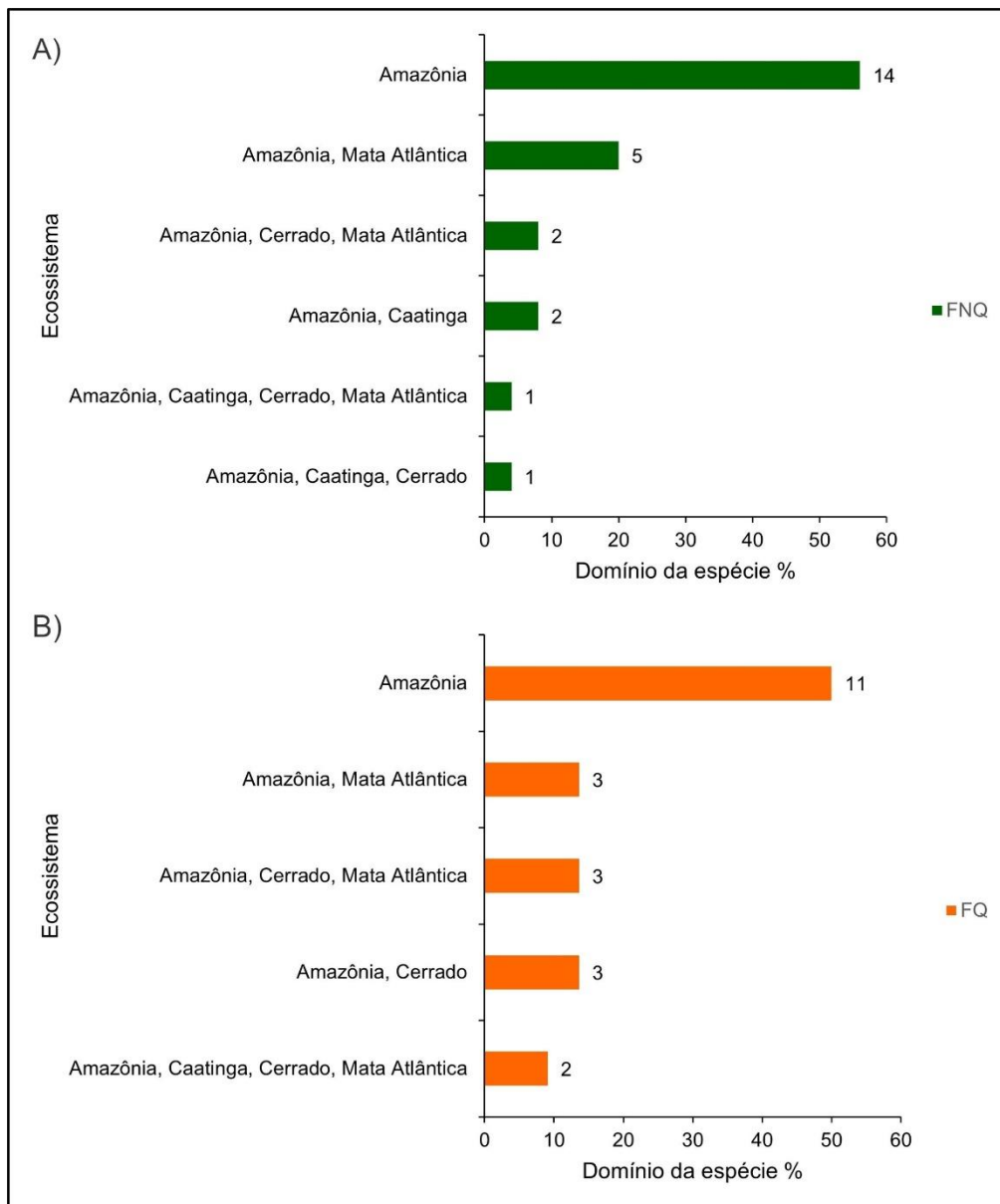
Família	Nome científico	Abundância
Urticaceae	<i>Cecropia distachya</i> Huber	153 (22,60%)
Rubiaceae	<i>Palicourea guianensis</i> Aubl.	524 (77,40%)



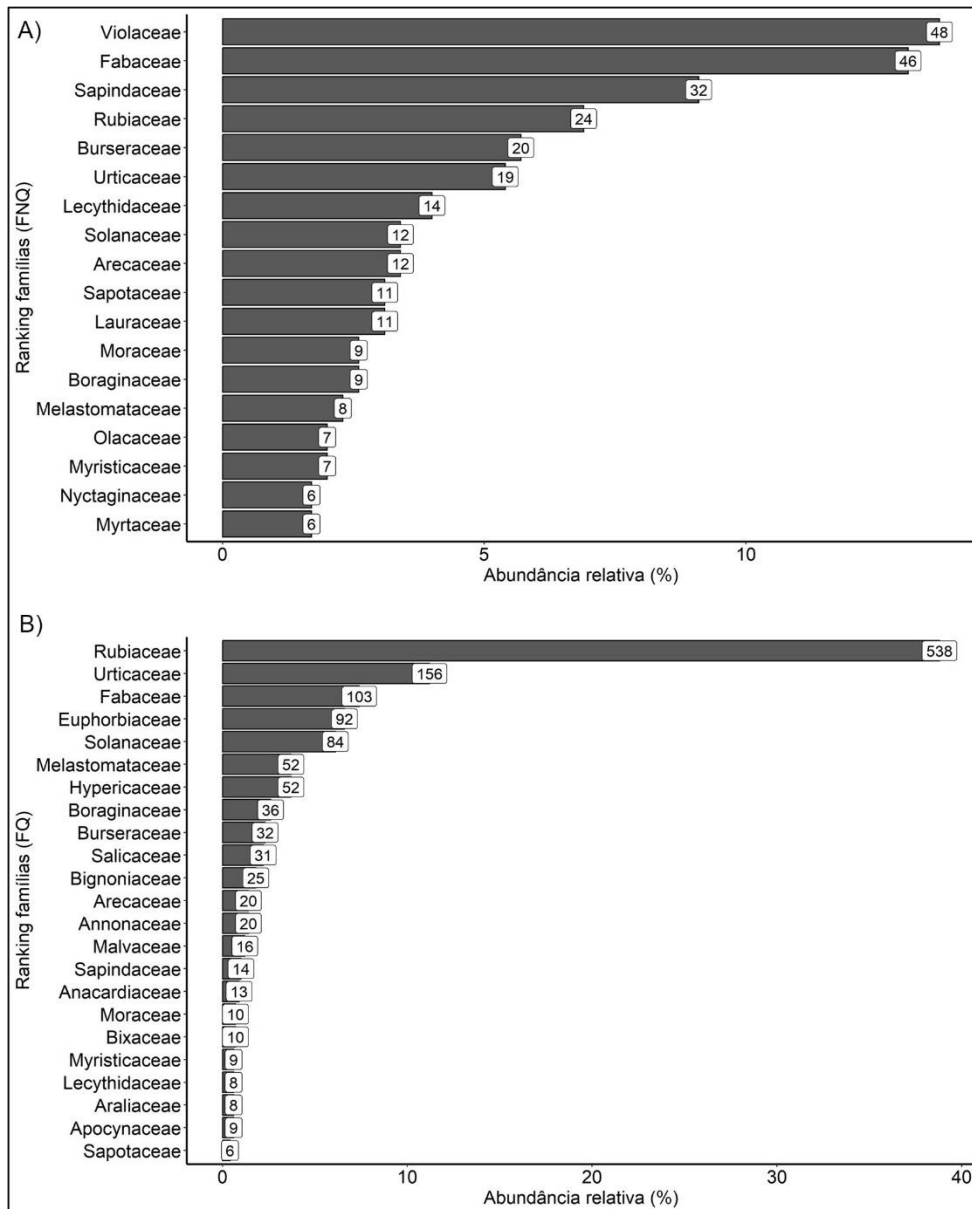
Apêndice 5. Ranking da abundância relativa (%) das famílias botânicas do dossel: A) Floresta Não Queimada (FNQ) e B) Floresta Queimada (FQ) da floresta queimada da Resex Tapajós-Arapiuns, Brasil.



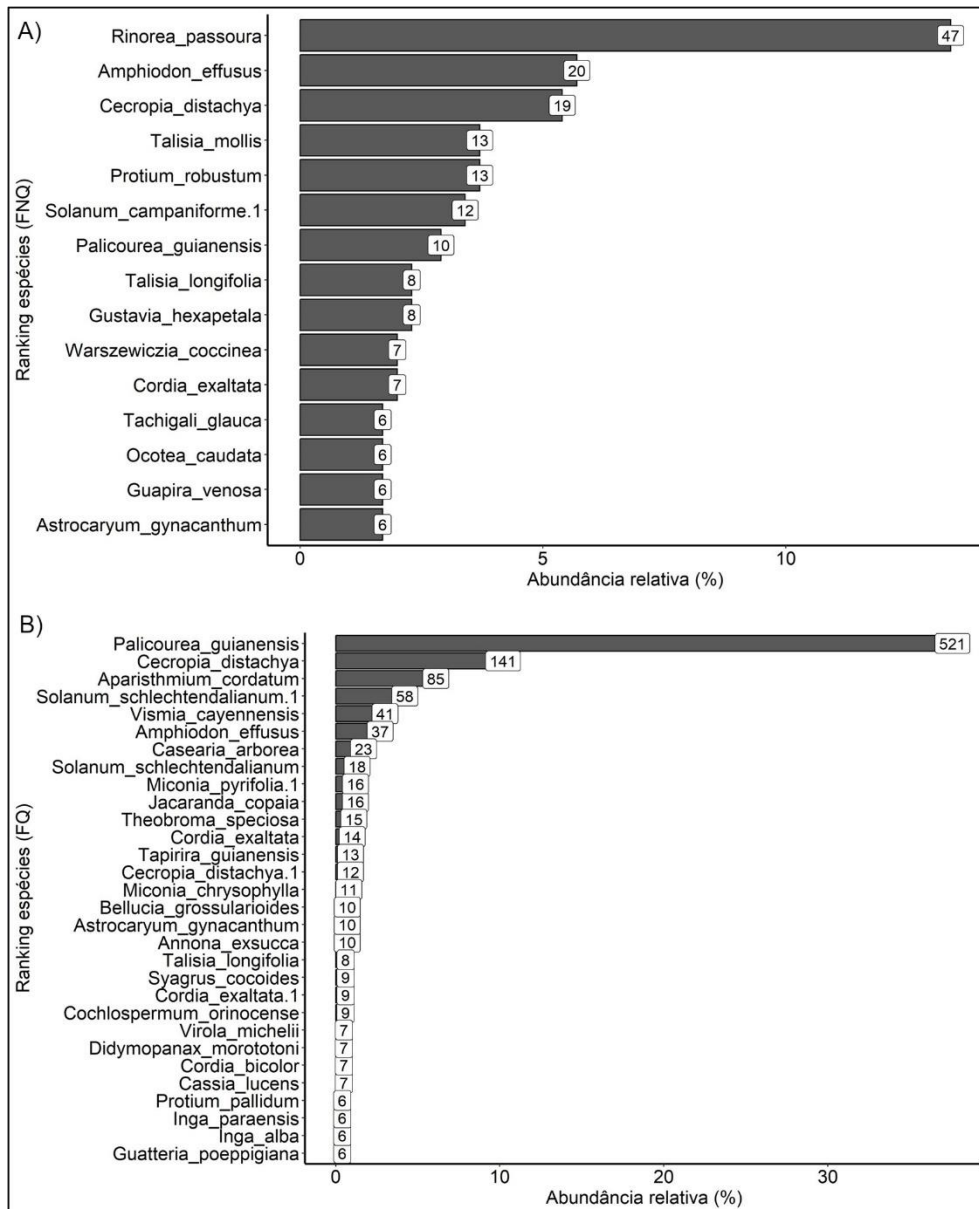
Apêndice 6. Ranking da abundância relativa (%) das espécies do dossel: A) Floresta Não Queimada (FNQ) e B) Floresta Queimada (FQ) da floresta queimada da Resex Tapajós-Arapiuns, Brasil.



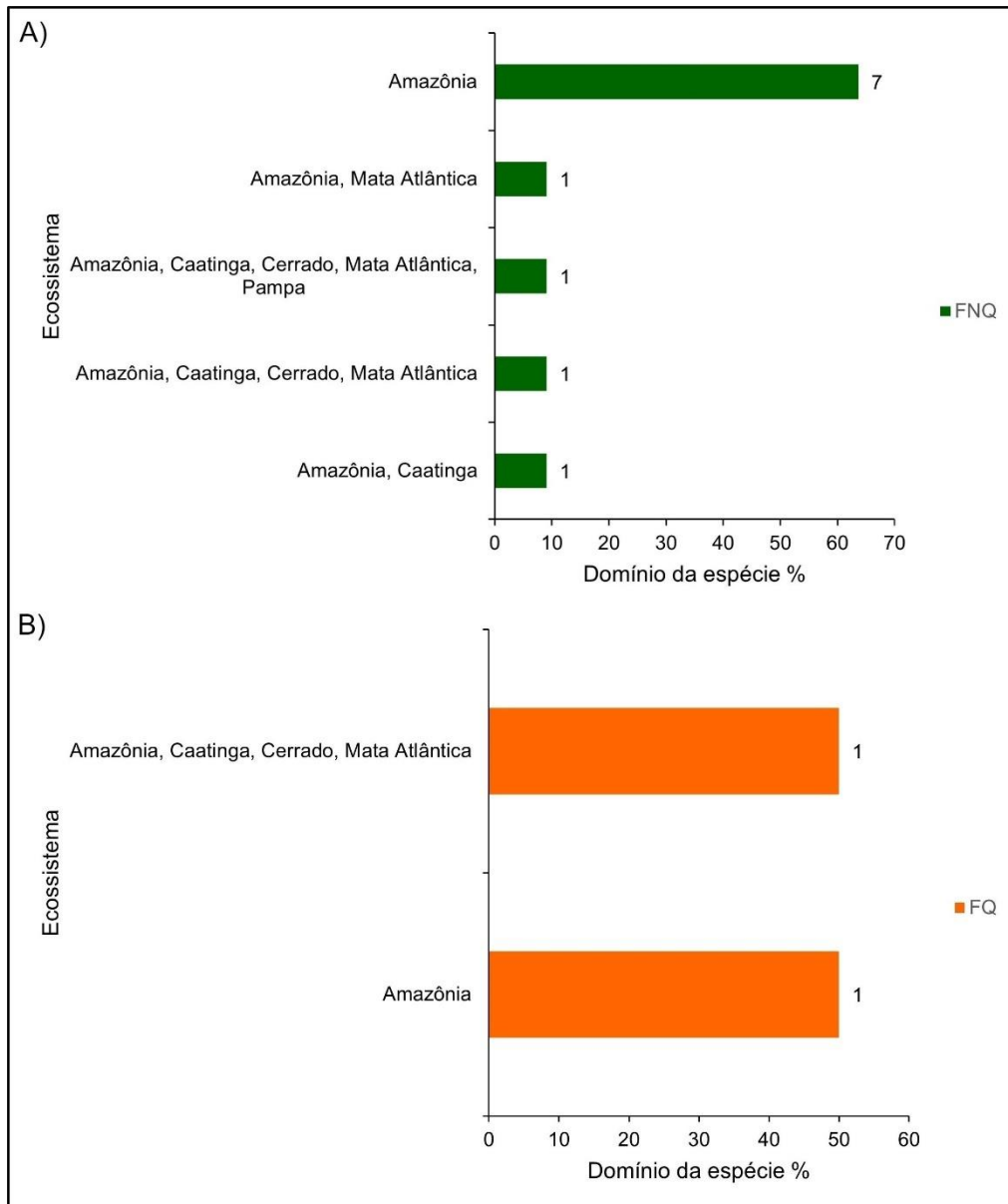
Apêndice 7. Distribuição geográfica por domínio de espécies do dossel: A) floresta não queimada e B) floresta queimada da Resex Tapajós-Arapiuns, Brasil.



Apêndice 8. Ranking da abundância relativa (%) das famílias botânicas do sub-bosque: A) Floresta Não Queimada (FNQ) e B) Floresta Queimada (FQ) da floresta queimada da Resex Tapajós-Arapiuns, Brasil.



Apêndice 9. Ranking da abundância relativa (%) das espécies do sub-bosque: A) Floresta Não Queimada (FNQ) e B) Floresta Queimada (FQ) da floresta queimada da Resex Tapajós-Arapiuns, Brasil.



Apêndice 10. Distribuição geográfica por domínio de espécies do sub-bosque: A) floresta não queimada e B) floresta queimada da Resex Tapajós-Arapiuns, Brasil.

Apêndice 11. Média (\bar{x}), desvio padrão (SD) e significância do Qui-quadrado (X^2) dos tipos de floresta por atributo funcional entre a floresta não queimada (FNQ) e floresta queimada (FQ) do dossel, apresentaram resultados estatisticamente significativos para: Capacidade de Rebrotar (CR): Sim ou Não; Exsudato (EX): Ausência (Aus) ou Presença (Pre), Sucessão Ecológica (SE): Pioneira (Pio) ou Tolerante a sombra (Tas); Síndrome de dispersão (SD): Anemocórica (Anc) Barocórica (Bar) e Zoocórica (Zoo); Síndrome de polinização (SP): Anemofilia (Anf), Cantarofilia (Can), Entomofilia (Ent), Falenofilia (Fal), Melitofilia (Mel), Miofilia (Mio) e Zoofilia (Zof); Tamanho da Semente (TS): Médio (Med), Grande (Gra) e Muito Grande (Mgr); Tamanho do Fruto (TF): Pequeno (Peq), Médio (Med), Grande (Gra) e Muito grande (Mgr). Em negrito estão os resultados estatisticamente significativos.

Tipo de floresta		FNQ	FQ	X²
		$\bar{X} \pm SD$	$\bar{X} \pm SD$	
CR	Sim	162 ± 42	124,75 ± 100,44	<0,001
	Não	153 ± 87,50	83 ± 24,09	<0,001
EX	Aus	108,50 ± 30,41	83,67 ± 38,73	<0,001
	Pre	242,67 ± 82,95	132,80 ± 86,67	<0,001
SE	Pio	185 ± 89,07	129,44 ± 99,75	<0,001
	Tas	130 ± 8,54	82,80 ± 44,82	<0,001
SD	Anc	49,50 ± 47,38	58,67 ± 41,05	>0,838
	Bar	74 ± 74	49 ± 49	<0,001
	Zoo	231,33 ± 130,52	150,44 ± 94,61	<0,001
SP	Anf	16,50 ± 10,61	346 ± 346	<0,001
	Can	27 ± 27	62 ± 62	>0,157
	Ent	67,50 ± 9,19	75,50 ± 30,09	<0,001
	Mel	104 ± 44,23	57,40 ± 33,92	>0,185
	Mio	43 ± 43	66 ± 66	<0,001
	Fal	0 ± 0	48 ± 48	<0,001
	Zoo	43 ± 43	50,50 ± 14,85	>0,90

TS	Gra	90 ± 43,55	72,40 ± 27,08	<0,004
	Med	110 ± 110	67,67 ± 47,35	>0,542
	Mgr	64,50 ± 13,44	70,50 ± 30,41	<0,026
TF	Peq	32 ± 32	42,50 ± 17,68	>0,088
	Med	56,33 ± 47,50	57 ± 0	<0,001
	Gra	45 ± 25,53	77,17 ± 48,30	<0,001
	Mgr	109 ± 64,49	118 ± 129,96	>0,359

Apêndice 12. Média (\bar{x}), desvio padrão (SD) e significância do CWM (p-valor) dos tipos de floresta por atributo funcional entre a floresta não queimada (FNQ) e floresta queimada (FQ) do dossel, apresentaram resultados estatisticamente não significativos para: Altura máxima (AM); Capacidade de Rebrotar (CR): Sim ou Não; Densidade da madeira (DM); Espessura da casca (EC); Estrato Florestal (EF): Dossel (Dos) e Subdossel (Sub); Exsudato (EX): Ausência (Aus) ou Presença (Pre), Sucessão Ecológica (SE): Pioneira (Pio) ou Tolerante a sombra (Tas); Síndrome de dispersão (SD): Anemocórica (Anc) Barocórica (Bar) e Zoocórica (Zoo); Síndrome de polinização (SP): Anemofilia (Anf), Cantarofilia (Can), Entomofilia (Ent), Falenofilia (Fal), Melitofilia (Mel), Miofilia (Mio) e Zoofilia (Zof); Tamanho da Semente (TS): Médio (Med), Grande (Gra) e Muito Grande (Mgr); Tamanho do Fruto (TF): Pequeno (Peq), Médio (Med), Grande (Gra) e Muito grande (Mgr).

Atributos		FNQ	FQ	p-valor
		$\bar{X} \pm SD$	$\bar{X} \pm SD$	
AM		22,14 ± 2,21	21,73 ± 4,73	> 0,88
CR	Sim	162 ± 42	124,75 ± 100,44	> 0,09
	Não	153 ± 87,50	83 ± 24,09	> 0,09
DM		0,62 ± 0,06	0,64 ± 0,06	> 0,75
EC		6,25 ± 0,92	5,44 ± 1,42	> 0,38

EF	Dos	301 ± 60	151,80 ± 96,71	> 0,88
	Sub	42 ± 42	61 ± 61	> 0,88
EX	Aus	108,50 ± 30,41	83,67 ± 38,73	> 0,58
	Pre	242,67 ± 82,95	132,80 ± 86,67	> 0,58
SE	Pio	185 ± 89,07	129,44 ± 99,75	> 0,45
	Tas	130 ± 8,54	82,80 ± 44,82	> 0,45
SD	Anc	49,50 ± 47,38	58,67 ± 41,05	> 0,77
	Bar	74 ± 74	49 ± 49	> 0,87
	Zoo	231,33 ± 130,52	150,44 ± 94,61	> 0,97
SP	Anf	16,50 ± 10,61	346 ± 346	> 0,83
	Can	27 ± 27	62 ± 62	> 0,83
	Ent	67,50 ± 9,19	75,50 ± 30,09	> 0,67
	Fal	0 ± 0	48 ± 48	> 0,46
	Mel	104 ± 44,23	57,40 ± 33,92	> 0,70
	Mio	43 ± 43	66 ± 66	> 0,62
	Zof	43 ± 43	50,50 ± 14,85	> 0,78
TS	Med	110 ± 110	67,67 ± 47,35	> 0,71
	Gra	90 ± 43,55	72,40 ± 27,08	> 0,18
	Mgr	64,50 ± 13,44	70,50 ± 30,41	> 0,06
TF	Peq	32 ± 32	42,50 ± 17,68	> 0,79
	Med	56,33 ± 47,50	57 ± 0	> 0,63
	Gra	45 ± 25,53	77,17 ± 48,30	> 0,16
	Mgr	109 ± 64,49	118 ± 129,96	> 0,99

Apêndice 13. Média (\bar{X}), desvio padrão (SD) e significância do Qui-quadrado (X^2) dos tipos de floresta por atributo funcional entre a floresta não queimada (FNQ) e floresta queimada (FQ) do sub-bosque apresentaram resultados estatisticamente significativos para: Capacidade de Rebrotar (CR): Sim ou Não; Estrato Florestal (EF): Dossel (Dos) ou Subdossel (Sub), Sucessão Ecológica (SE): Pioneira (Pio) ou Tolerante a sombra (Tas); Síndrome de dispersão (SD): Anemocórica (Ane), Barocórica (Bar) e Zoocórica (Zoo); Síndrome de polinização (SP): Anemofilia (Anf), Melitofilia (Mel) e Zoofilia (Zof); Tamanho do Fruto (TF): Pequeno (Peq), Médio (Med), Grande (Gra) e Muito Grande (Mgr).

Tipo de floresta		FNQ	FQ	
		$\bar{X} \pm SD$	$\bar{X} \pm SD$	X^2
CR	Sim	45,33 ± 23,01	338,50 ± 262,34	<0,001
	Não	17 ± 12,73	0 ± 0	<0,001
EF	Dos	36 ± 14,14	153 ± 153	<0,001
	Sub	49 ± 26,87	524 ± 524	<0,001
SE	Pio	41,33 ± 23,18	338,50 ± 262,34	<0,001
	Tas	23 ± 4,24	0 ± 0	<0,001
SD	Ane	7 ± 7	0 ± 0	<0,001
	Bar	29,50 ± 24,75	0 ± 0	<0,001
	Zoo	28 ± 11,14	338,50 ± 262,34	<0,001
SP	Anf	19 ± 19	153 ± 153	<0,010
	Mel	10 ± 4,24	0 ± 0	<0,001
	Zof	10 ± 10	524 ± 524	<0,001
TF	Peq	36,50 ± 34,65	0 ± 0	<0,001
	Med	7 ± 7	0 ± 0	<0,001
	Gra	13 ± 13	0 ± 0	<0,001
	Mgr	19 ± 19	153 ± 153	<0,001

Apêndice 14. Média (\bar{x}), desvio padrão (SD) e significância do CWM (p-valor) dos tipos de floresta por atributo funcional entre a floresta não queimada (FNQ) e floresta queimada (FQ) do sub-bosque, apresentaram resultados estatisticamente não significativos para: Altura máxima (AM); Capacidade de Rebrotar (CR): Sim ou Não; Espessura da casca (EC); Estrato Florestal (EF): Dossel (Dos) e Subdossel (Sub); Exsudato (EX): Ausência (Aus) ou Presença (Pre), Sucessão Ecológica (SE): Pioneira (Pio) ou Tolerante a sombra (Tas); Síndrome de dispersão (SD): Anemocórica (Anc) e Barocórica (Bar); Síndrome de polinização (SP): Anemofilia (Anf), Cantarofilia (Can), Entomofilia (Ent), Falenofilia (Fal), Melitofilia (Mel), Miofilia (Mio) e Zoofilia (Zof); Tamanho da Semente (TS): Médio (Med) e Muito Grande; Tamanho do Fruto (TF): Pequeno (Peq), Médio (Med), Grande (Gra) e Muito grande (Mgr).

Atributos	FNQ $\bar{X} \pm SD$	FQ $\bar{X} \pm SD$	p-valor
AM	8,14 ± 1,27	7,80 ± 0,71	> 0,75
CR	Sim	45,33 ± 23,01	> 0,09
	Não	17 ± 12,73	> 0,09
EC	5,37 ± 1,74	3,30 ± 0,63	> 0,21
DM	0,63 ± 0,09	0,47 ± 0,03	> 0,08
EF	Dos	36 ± 14,14	> 0,68
	Sub	49 ± 26,87	> 0,68
EX	-	-	-
SE	Pio	41,33 ± 23,18	> 0,15
	Tas	23 ± 4,24	> 0,15
SD	Anc	7 ± 7	> 0,99
	Bar	29,50 ± 24,75	> 0,33
SP	Anf	19 ± 19	> 0,06
	Mel	10 ± 4,24	> 0,78
	Zof	10 ± 10	> 0,21
TS	Peq	-	-
	Med	-	-

	Peq	-	-	-
TF	Med	-	-	-
	Gra	-	-	-
	Mgr	-	-	-
