

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ACRE - CAMPUS FLORESTA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS

Marllus Rafael Negreiros de Almeida

**EFEITO DOS INCÊNDIOS FLORESTAIS NA MUDANÇA DA ESTRUTURA E  
COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA EM FLORESTAS DE CAMPINARANA NO EXTREMO  
OESTE DO ESTADO DO ACRE**

Cruzeiro do Sul, Acre  
2022

Marllus Rafael Negreiros de Almeida

**EFEITO DOS INCÊNDIOS FLORESTAIS NA MUDANÇA DA ESTRUTURA E  
COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA EM FLORESTAS DE CAMPINARANA NO  
EXTREMO OESTE DO ESTADO DO ACRE**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Universidade Federal do Acre – Campus Floresta, como requisito para a obtenção do grau de Mestre em Ciências Ambientais.

Orientador: Professor Dr. Igor Soares de Oliveira.

Coorientador (a): Professora Dra. Sonaira Souza da Silva.

Cruzeiro do Sul, Acre  
2022

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Setorial de Cruzeiro do Sul - UFAC

---

A498e Almeida, Marllus Rafael Negreiros de, 1983-

Efeito dos incêndios florestais na mudança da estrutura e composição florística em florestas de campinarana no extremo oeste do Estado do Acre / Marllus Rafael Negreiros de Almeida; Orientador: Dr. Igor Soares de Oliveira; Coorientadora: Dra. Sonaira Souza da Silva. - 2022.  
77 f.: il; 30 cm.

Dissertação – Universidade Federal do Acre, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Cruzeiro do Sul - AC, 2022.  
Inclui apêndices e referências bibliográficas.

1. Composição florística. 2. Degradação pelo fogo. 3. Incêndios recorrentes.  
I. Oliveira, Igor Soares de. II. Silva, Sonaira Souza da. III. Título.

CDD: 363.7

---

Bibliotecária: Jéssica Maia Amadio CRB-11º/1009



UNIVERSIDADE FEDERAL DO ACRE  
Prof. Igor Soares de Oliveira

### ATA DE REUNIÃO

ATA DA SESSÃO PÚBLICA DE APRESENTAÇÃO E DEFESA DA DISSERTAÇÃO INTITULADA “IMPACTO DOS INCÊNDIOS FLORESTAIS SOBRE CAMPINARANAS NO SUDOESTE DA AMAZÔNIA” DE **MARLLUS RAFAEL NEGREIROS DE ALMEIDA**, DISCENTE DO CURSO DE MESTRADO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS, REALIZADA NO DIA 23 DE FEVEREIRO DE 2022, ÀS 14:06, NA PLATAFORMA DIGITAL GOOGLE MEET (<https://meet.google.com/nfw-npiy-ybu>).

A BANCA EXAMINADORA FOI PRESIDIDA PELO ORIENTADOR DR. IGOR SOARES DE OLIVEIRA E PELA COORIENTADORA DRA. SONAIRA SOUZA DA SILVA E CONSTITUÍDA PELOS PROFESSORES DOUTOR REINALDO IMBROZIO BARBOSA, DOUTOR ANTONIO WILLIAN FLORES DE MELO E DOUTOR EDSON ALVES DE ARAÚJO. CONCLUÍDOS OS TRABALHOS DE APRESENTAÇÃO E ARGUIÇÃO, OS MEMBROS DA BANCA CONSIDERARAM A DISSERTAÇÃO:

APROVADA SEM RESTRIÇÕES, com a condição de realizar os ajustes solicitados pelos membros da banca.

A SEÇÃO FOI ENCERRADA ÀS 16:56, E PARA CONSTAR EU, IGOR SOARES DE OLIVEIRA, PROFESSOR DO MAGISTÉRIO SUPERIOR, LAVREI A PRESENTE ATA, QUE DEPOIS DE LIDA E APROVADA FOI ASSINADA PELO PRESIDENTE E MEMBROS DA BANCA EXAMINADORA.

#### BANCA EXAMINADORA:

DR REINALDO IMBROZIO BARBOSA ( X ) APROVADO ( )  
REPROVADO

DR ANTONIO WILLIAN FLORES DE MELO ( X ) APROVADO ( )  
REPROVADO

DR EDSON ALVES DE ARAÚJO ( X ) APROVADO ( )  
REPROVADO

DR IGOR SOARES DE OLIVEIRA

Orientador e Presidente da Banca Examinadora

DRA SONAIRA SOUZA DA SILVA  
COORDENADORA DO PPGCA/UFAC CAMPUS FLORESTA

CRUZEIRO DO SUL, ACRE 23 de FEVEREIRO DE 2022.



Documento assinado eletronicamente por **Igor Soares de Oliveira, Professor do Magisterio Superior**, em 23/02/2022, às 19:02, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Sonaira Souza da Silva, Professora do Magisterio Superior**, em 23/02/2022, às 20:43, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Edson Alves de Araujo, Professor do Magisterio Superior**, em 23/02/2022, às 23:31, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Reinaldo Imbroisi Barosa, Usuário Externo**, em 24/02/2022, às 09:28, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Antonio Willian Flores de Melo, Professor do Magisterio Superior**, em 24/02/2022, às 19:00, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



A autenticidade do documento pode ser conferida no site [https://sei.ufac.br/sei/valida\\_documento](https://sei.ufac.br/sei/valida_documento) ou click no link [Verificar Autenticidade](#) informando o código verificador **0453303** e o código CRC **5A8C9F86**.

Rod. BR-364 Km-04 - Bairro Distrito Industrial  
CEP 69920-900 - Rio Branco-AC  
- <http://www.ufac.br>

Referência: Processo nº 23107.001613/2022-95

SEI nº 0453303

## **AGRADECIMENTOS**

A DEUS pela paz e saúde, pela proteção nesta caminhada da vida, no desenvolvimento e finalização desta tarefa.

Aos meus familiares, na mulher especial e companheira Jéssica Costa, pelo amor, incentivo, força, muita paciência e apoio incondicional. E em especial ao meu amado pai Vilmar Prestes, por toda ajuda que proporcionou nos momentos mais necessários.

Aos meus orientadores e amigos Dr. Igor Soares e Dra. Sonaira Silva, pela oportunidade, pelas conversas, orientações e dedicação ao longo dessa trajetória.

Ao amigo Dr. Willian Flores pela disponibilidade e contribuições desde o início dessa empreitada.

Ao Identificador botânico Antônio José Barretos dos Santos seu “Tônico” pelos conhecimentos sobre a floresta e identificação botânica.

Aos amigos Geane Souza e Salatiel Clemente que de forma direta contribuíram para que o desafio do presente estudo fosse concluído.

Aos meus professores pelo conhecimento e interação no decorrer do processo mútuo de aprendizagem.

Para a realização deste estudo contamos com o apoio direto e indireto de muitas pessoas, portanto sou grato a todos que contribuíram para a sua conclusão.

## RESUMO

O número de queimadas ativas tem aumentado na última década, o que tem afetado grandes extensões de floresta. A degradação florestal pelo fogo consiste em uma ameaça à integridade do sistema florestal, uma vez que o fogo facilita a expansão do desmatamento, reduz a biomassa florestal através de combustão e mortalidade de árvores. Vários tipos de formações florestais têm sido afetados pelos incêndios florestais, como as Campinaranas no oeste do estado do Acre. Neste contexto, o objetivo do estudo foi dimensionar os efeitos do fogo antrópico na mudança da estrutura e composição florística em florestas de Campinarana após o impacto do fogo no ano de 2010, e sua reincidência em 2016 e 2018. Foi inventariado 5 ha (realizado em 2019), distribuídos em 20 parcelas (50 m x 50 m) em cada área amostral: Campinarana Florestada não queimada, Campinarana Floresta queimada em 2010, Campinarana Arborizada não queimada e Campinarana Arborizada queimada 2010, 2016 e 2018. Foram medidos todos os indivíduos arbóreos com DAP  $\geq 10$  cm, identificados no nível de espécie ou gênero, e uma categorização das espécies por potencial madeireiro e não madeireiro. Foi identificado um forte efeito do fogo na redução na riqueza e no número de indivíduos arbóreos, após ocorrência do fogo, seguido de um aumento de espécies pioneiras. Essa redução foi bem acentuada nas espécies com potencial madeiro e não madeiro nas Campinaranas queimadas. Observou-se mudanças na composição florística em todas as áreas inventariadas afetadas pelo fogo. Entretanto, a maior mudança foi na área com fogo recorrente. Os repetidos incêndios causaram profundas alterações, reduzindo ou eliminando de forma drástica as espécies arbóreas a ponto de descaracterizá-la totalmente como floresta de Campinarana. Os incêndios causaram degradação substancial das Campinaranas estudadas, com erosão da biodiversidade sobre uma vegetação de baixa resiliência e que abriga espécies endêmicas, raras e disjuntas, transformando as Campinaranas em uma comunidade vegetal semelhante a matagais, demonstrando um vasto processo de "secundarização".

Palavras-chave: composição florística, degradação pelo fogo, incêndios recorrentes, secundarização da floresta.

## **ABSTRACT**

The number of active fires has increased in the last decade, affecting large areas of forest. Forest degradation by fire is a threat to the integrity of the system, since it facilitates the expansion of deforestation, reduces forest biomass through combustion and tree mortality. However, several types of forest formations have been affected by forest fires, such as Campinaranas in western Acre State. In this context, the objective sought to measure the effects of anthropic fire on the change of structure and floristic composition in Campinarana forests after the impact of fire in the year 2010 and its incidence in 2016 and 2018. in 20 plots (50 m × 50 m) in each area (Campinarana Florestada not burned, Campinarana Floresta burned in 2010, Campinarana Arborizada not burned and Campinarana Arborizada burned 2010, 2016 and 2018. All tree individuals with DBH  $\geq$  10 cm were measured, identified at the species or genus level and a categorization of the species by timber and non-timber potential. A strong effect of fire was identified in the reduction in the richness and in the number of arboreal individuals, after the occurrence of fire, followed by an increase in pioneer species. This reduction was very accentuated in species with wood and non-wood potential in the Campinaranas burned. Changes in the floristic composition can be observed in all areas inventories affected by fire. However, the biggest change was in the area with repeated fire. This repeated burning can cause irreversible changes, drastically reducing or eliminating tree species to the point of completely mischaracterizing it as a Campinarana forest. The fires cause a substantial degradation of the Campinaranas, with erosion of the biodiversity on a vegetation of low resilience and that shelters endemic, rare and disjunct species, transforming the Campinaranas to a plant community similar to thickets, demonstrating a vast process of "secondaryization".

Keywords: floristic composition, fire degradation, recurrent fires, forest secondaryization



## LISTA DE FIGURAS

- Figura 1. Visualização de algumas formações vegetais sobre areia branca no município de Mâncio Lima, Acre: **a** e **b** Campinarana Florestada, maior porte e com maior cobertura do dossel; **c** e **d** Campinarana Arborizada, fitofisionomia densa e raquítica com dossel aberto; **e** e **f** Campinarana Lenhosa ou Campina, apresenta formações arbustivas em depressões alagadas periodicamente .....19
- Figura 2. Visualização do terreno Campinarana Lenhosa ou Campina: a camada de raízes finas em acumulações arenosas acinzentadas e areia branca abaixo; b afloramento da camada de impedimento de drenagem, ramal Santa Bárbara, Cruzeiro do Sul, Acre.....20
- Figura 3. Localização das áreas de estudo no extremo norte dos municípios de Cruzeiro do Sul e Mâncio Lima em relação ao estado do Acre.....28
- Figura 4. Imagem temporal de incêndios florestais nas áreas do estudo: **a** 07/2010, antes do primeiro incêndio florestal, **b** 09/2010, durante o incêndio florestal, **c** 09/2013, **d** 09/2015, **e** 09/2016, segundo incêndio florestal, **f** 08/2017, **g** 08/2018, terceiro incêndio florestal, **h** 09/2019 (no ramal São Domingos) e **i** 09/2019 região das parcelas em Campinarana Arborizada (no ramal Santa Bárbara).....30
- Figura 5. Localização do inventário florestal realizado em 2019. **a** ilustração esquemática da parcela utilizada para inventário florestal, **b** Localização das áreas do inventário florestal na região do extremo norte dos municípios de Cruzeiro do Sul e Mâncio Lima, **c** Localização das parcelas controle na Campinarana Arborizada no ramal Santa Bárbara (pontos roxos) e **d** localização das parcelas no ramal São Domingos: Campinarana Arborizada queimada 3x (pontos azuis); Campinarana Florestada controle (pontos pretos); Campinarana Florestada queimada 1x (pontos vermelhos).....31
- Figura 6. Famílias botânicas mais abundantes em cada área amostrada.....35
- Figura 7. Diagrama de ordenação da Análise de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS).....38

Figura 8. Espécies pioneiras mais abundantes em cada área amostrada.....	41
Figura 9. Distribuição da densidade média de árvores vivas <b>a</b> e mortas <b>b</b> por classes diamétrica. A barra de erro é representa pelo desvio padrão da média.....	43
Figura 10. Sinais típicos de cicatrizes e brotação basal visíveis nas espécies vegetais das Campinaranas: <b>a</b> e <b>b</b> cicatriz foi observada com mais frequência na base das árvores lenhosas da CFq1x, <b>c</b> cicatriz observada também na raiz adventícia de palmeiras da CFq1x, <b>d</b> e <b>e</b> evidencia de carbonização e cicatriz na base e ao longo do caule nas árvores lenhosas da CAq3x, <b>f</b> rebrota em árvore com cicatrizes em todo o tronco e raiz na CAq3x.....	44
Figura 11. Número de indivíduos com presença de cicatrizes por classe diamétrica.....	45
Figura 12. Campinaranas deste estudo. <b>a</b> e <b>b</b> Campinarana florestada sem impacto do fogo, <b>c</b> , <b>d</b> , <b>e</b> e Campinarana florestada queimada uma vez, nove anos após o fogo, mudanças visíveis na estrutura e composição: maior densidade de pioneiras, maior abertura do sub-bosque e dossel, <b>f</b> e <b>g</b> Campinarana arborizada sem impacto do fogo (note a alta densidade de árvores de pequeno porte e a alta intensidade de luz no interior dessa floresta).....	49
Figura 13. Campinarana arborizada queimada três vezes, um ano após o último incêndio. Um cemitério de indivíduos carbonizados com drástica eliminação de espécies arbóreas, domínio de pioneiras gramíneas e samambaia agressivas, descaracterizando totalmente a formação floresta de Campinarana.....	50

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Número de indivíduos vivos, mortos, árvores lenhosas, palmeiras, cipós, espécies, gêneros e famílias botânicas nas quatro áreas amostradas. Códigos das siglas são fornecidos no Quadro 1.....	35
Tabela 2. Lista das cinco espécies vegetais com os parâmetros fitossociológicos em ordem decrescente do Valor de Importância (VI) estimado para o componente arbóreo de cada uma das áreas amostradas.....	36
Tabela 3. Matriz do índice de Similaridade de Jaccard estimada para as áreas inventariadas.....	37
Tabela 4. Número de espécies e indivíduos com potencial madeireiro e potencial não madeireiro nas áreas amostradas.....	38
Tabela 5. Relação das espécies nas áreas amostradas [número de árvores e densidade relativa (entre parênteses)] e sua classificação como potencial madeireiro (PM) e potencial não madeireiro (PnM).....	38
Tabela 6. Densidade média de indivíduos vivos e mortos (desvio padrão entre parênteses) dos tipos florestais.....	41

## **LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS**

CFnq	Campinarana Florestada não queimada
CFq1x	Campinarana Florestada queimada uma vez
CAnq	Campinarana Arborizada não queimada
CFq3x	Campinarana Arborizada queimada três vezes
PM	Potencial madeireiro
PnM	Potencial não madeireiro

## S mario

1 Introdu�o .....	13
2 Objetivos .....	16
2.1 Geral .....	16
2.2 Específicos .....	16
3 Referencial Teórico .....	17
3.1 Campinas e campinaranas .....	17
3.2 Uso o fogo e a degrada�o florestal .....	20
3.3 Inventário florestal nas campinaranas - espécies madeireiras e não madeireiras .....	24
4 Métodos.....	28
4.1 �rea de estudo.....	28
4.2 Inventário florestal.....	29
4.3 Categoriza�o: potencial madeireiro e não madeireiro .....	32
4.4 Parâmetros fitossociológicos .....	32
4.5 Análises .....	33
5 Resultados .....	35
5.1 Mudanças na composi�o e diversidade de espécies .....	35
5.2 Efeito do fogo sobre a estrutura da campinarana .....	41
6 Discussão.....	46
7 Conclusão .....	53
Referências .....	54
Apêndice A .....	65
Apêndice B .....	75
Apêndice C .....	77

## 1 Introdução

O fogo desempenha um papel significativo nos ecossistemas tropicais e é uma grande força que molda a estrutura e composição das florestas em todo o mundo (BOND; KEELEY, 2005). A gestão e manejo do uso do fogo na Amazônia ainda é um desafio no século XXI. Mesmo com episódios de queda do desmatamento em anos anteriores, o número de queimadas ativas tem aumentado nos últimos 15 anos afetando grandes extensões de floresta em intervalos de 5 a 6 anos (BROWN et al., 2006; ARAGÃO; SHIMABUKURO, 2010; ARAGÃO et al., 2018; SILVA et al., 2018). Barlow et al. (2016) argumentam que a degradação florestal pelo fogo e a exploração madeireira continuam causando grandes impactos ambientais que podem duplicar o efeito do desmatamento e redução em até 54% do valor de conservação das florestas da Amazônia.

A quantidade e extensão das queimadas pode mudar com a ocorrência de eventos naturais extremos, principalmente as secas extremas que ocorrem na Amazônia. Nos últimos 30 anos os registros de incidência de secas extremas na região amazônica estão associados ao fenômeno El Niño (NOAA, 2017). Essas secas favorecem a ocorrência de grandes incêndios tanto em paisagens agrícolas como também em florestas (SILVA et al., 2018). Essas secas extremas mudam o regime do fogo, fazendo com que as queimadas saiam mais facilmente do controle, aumentando as áreas queimadas e, conseqüentemente, as emissões de gases de efeito estufa (ANDERSON et al., 2015), prejudicando também a saúde humana no período de queimadas (BARLOW; PERES, 2008; SMITH et al., 2014).

Para compreender a magnitude dos impactos dos incêndios em florestas, os inventários florestais se apresentam como fundamentais, para compreender o nível de degradação da flora e fauna, permitindo a determinação da taxa de sobrevivência de espécies, o risco de extinção local e a capacidade de suporte e de resiliência desses habitats após a passagem do fogo antrópico. O uso do fogo consiste em uma ameaça à integridade do sistema, uma vez que o mesmo facilita a expansão do desmatamento, reduz a biomassa florestal através de combustão e mortalidade de árvores (BARLOW; PERES, 2008; ANDERSON et al., 2015;).

Os impactos dessas atividades sobre a fauna e a flora ainda são pouco compreendidos, sendo, portanto, necessários estudos que avaliem a degradação florestal causada pelo fogo. No estado do Acre, em sua maioria, os inventários florestais que avaliaram os impactos de incêndios florestais concentram-se na região leste (e.g., ARAÚJO; VASCONCELOS; CORREIA, 2009; SATO et al., 2016; SILVA, 2020), em florestas tropicais Aberta com Palmeiras, aberta com Bambu e Palmeiras, Submontana Densa e Submontana Aberta com Bambu. Todavia, outros tipos de formações florestais também têm sido afetados pelos incêndios florestais, como as Campinaranas no oeste do estado em 2010 (Silva, 2017).

Ecosistemas de campinas e campinaranas são complexos vegetacionais sobre areia branca que representam uma área de aproximadamente 7% da Amazônia Legal Brasileira (Daly e Prance, 1989). Apesar disso, estudos sobre estes ecossistemas são escassos e concentrados próximos às maiores cidades da bacia do Rio Negro, como São Gabriel da Cachoeira e, sobretudo, Manaus. A área do Estado do Acre coberta por essas formações é de 6.600 ha (ACRE, 2010), representando uma fração pequena em relação a sua extensão total nessa região da bacia. Essas formações vegetacionais representam diferentes fases estruturais dessa vegetação, com solos com alta porcentagem de areia, vegetação esclerófila e baixa (sobrea areia branca) e não esclerófilas (em floresta de terras altas com dossel fechado), embora sejam encontradas em uma variedade maior de substratos do que em solos arenosos (ANDERSON, 1981; ROSSETTI et al., 2019).

O conjunto de fitofisionomias sobre areia branca (campinaranas) é ecologicamente único em razão da composição florística peculiar (varia estruturalmente de vegetação quase aberta a arbustos, bosques ou mesmo florestas densas), das adaptações às condições de pobreza nutricional do solo, da sazonalidade do regime hídrico e, principalmente, da riqueza florística baixa e alto endemismo (ANDERSON, 1981; SILVEIRA, 2003; DALY et al., 2016;). Campinas e campinaranas representam um dos ecossistemas amazônicos mais frágeis e vulneráveis a atividades antrópicas em toda a Amazônia.

No contexto do fator humano, as Campinas e Campinaranas, são formadas por solos arenosos, com drenagem deficiente, sendo impróprio para agricultura. Somado, há ausência de alternativas econômicas, a população local continua a

atividade tradicional de agricultura de corte e queima para roçados de mandioca, feijão, milho, pecuária (SILVEIRA, 2003, 2017) e extração de recursos da floresta para sua sobrevivência, como a extração de madeira para lenha, carvão e outros. As Campinaranas do Acre, apresentam uma cobertura vegetal marcada por manchas de buriti (*Mauritia flexuosa*), ora densas e ora esparsas (SILVEIRA, 2003), presença de patauá (*Oenocarpus bataua*) e bacaba (*Oenocarpus bacaba*), sendo essas importantes palmeiras que fornecem recursos não-madeireiros aos moradores da região.

Embora seja crescente o número de trabalhos envolvendo complexos vegetacionais de areia branca, abordando a flora (e.g., GARCÍA-VILLACORTA; DEXTER; PENNINGTON, 2016; DALY et al., 2016; SILVEIRA, 2003, 2017), sua ecologia e seu papel na dinâmica de especiação na Amazônia (e.g., FINE et al., 2005; GUIMARÃES; BUENO, 2015), além de trabalhos pontuando desmatamento e incêndios florestais (BARBOSA et al., 2003; BARNI et al., 2015; FLORES; HOLMGREM, 2021), ainda existem grandes lacunas acerca dos padrões de variação estrutural e de composição de espécies dentro das formações de areia branca impactadas por incêndios florestais recorrentes. Predente-se então dimensionar os efeitos do fogo antrópico na mudança da estrutura e composição florística em florestas de Campinarana no extremo oeste do estado do Acre

Estudos sobre o impacto do fogo em florestas tropicais são cada vez mais importantes à medida que os efeitos provocados pelos incêndios passam a ter repercussões negativas na atmosfera e no estoque de biodiversidade (COCHRANE, 2003). E com o aumento do número de queimadas ativas em toda a Amazônia, estudos sobre o impacto dos incêndios florestais sobre Campinaranas são primordiais para entender como o fogo afeta esta fitofisionomia.



## **2 Objetivos**

### **2.1 Geral**

Dimensionar os efeitos dos incêndios florestais na mudança da estrutura e composição florística em florestas de Campinarana no extremo oeste do estado do Acre.

### **2.2 Específicos**

Determinar a estrutura e a composição florística das campinaranas amostradas;

Identificar as espécies com potencial madeireiro e não-madeireiro;

Estimar o efeito do fogo na composição florística das espécies com potencial madeireiro e não-madeireiro.

### 3 Referencial Teórico

#### 3.1 Campinas e campinaranas

O complexo vegetacional sobre areia branca é aplicado a um tipo de vegetação que se desenvolve em solos com acumulações arenosas em planícies de terra firme acima das planícies alagáveis e com ocorrência dispersa, extremamente pobres em nutrientes (oligotróficos), com relevo ondulado, onde se desenvolvem solos mal drenados (hidromórficos), com elevada acidez, sobre Espodosolos e Neossolos Quartzarênicos (DO NASCIMENTO et al., 2004; VALE, 2011 GUIMARÃES; BUENO, 2015; Mendonça et al., 2015; SILVEIRA, 2003; VELOSO; GÓES-FILHO, 1982; VELOSO; RANGEL-FILHO; LIMA, 1991). Na Amazônia brasileira, a região do alto Rio Negro no Amazonas, é conhecida pela ampla distribuição desse tipo de vegetação, porém no sudoeste da Amazônia, mais especificamente na fronteira do Acre com o Amazonas, essas fitofisionomias chamadas de Campinas e Campinaranas, foram relatadas apenas entre as décadas de 70 e 80 (SILVEIRA, 2003). As Campinas e Campinaranas formam um complexo mosaico de formações florestais com ocorrência insular, e hospedam comunidades de árvores que se diferem em sua composição de espécies daquelas encontradas em solos argilosos mais ricos em nutrientes na terra firme (STROPP et al., 2014).

Cerca de 5% do bioma da floresta amazônica possui vegetação de areia branca e no estado do Acre essa formação representa 0,04% dos tipos florestais (ACRE, 2010; ADENEY et al., 2016). No alto Juruá, estas fitofisionomias ocorrem de forma pontual e insular no município de Cruzeiro do Sul, ocorrem manchas menores também nas imediações de Porto Walter e Marechal Thaumaturgo (SILVEIRA, 2017). Também se observa uma mancha descontínua, mas representativa, que se estende pelo município de Guajará (estado do Amazonas), que faz fronteira com Mâncio Lima e Cruzeiro do Sul).

O componente arbóreo das Campinaranas é considerado diferente em relação as florestas de terra firme adjacentes, uma vez que a riqueza de espécies nas Campinaranas é menor, mas ricas em espécies endêmicas, o que lhe confere uma fitofisionomia singular (SILVEIRA, 2003, 2017). Estas formações apresentam uma vegetação com sub-bosque de porte baixo e irregularmente aberto, (DALY et

al., 2016) e com densidade alta de árvores pequenas e finas, geralmente muito próximas, escassez de árvores emergentes, lianas e epífitas, e abundância de elementos com esclerofilia pronunciada (SILVEIRA, 2003). Essa vegetação apresenta uma proporção muito maior de raízes finas na fitomassa (HERRERA; KLINGE; MEDINA, 1978), que aumentam a superfície de contato com o solo para otimizar a absorção de nutrientes e utilizar a própria matéria orgânica que deposita no ambiente, como fonte de nutrientes (GUIMARÃES; BUENO, 2015). Ocorrem no estado do Acre pelo menos sete fitofisionomias, que variam de florestas densas a formações arbustivas, como descrevem detalhadamente Daly et al. (2016).

As Campinaranas se parecem mais com as florestas do que com as Campinas, fisionomicamente. As Campinas ficam em depressões cercadas pelas Campinaranas, a profundidade do lençol freático é a principal causa das diferenças entre as duas paisagens. Para o IBGE (2012), esse complexo vegetacional, também chamado de campina, é formado por três tipos predominantes de cobertura: Campinarana arbustiva ou lenhosa, Campinarana arbórea (arborizada) e Campinarana florestada. Sobre a nomenclatura da vegetação sobre areia branca, optou-se por utilizar a terminologias de campina apresentado por Ferreira, (2009), para designar formações abertas que se enquadram nesta definição. Para as formações de porte florestal foram utilizados os conceitos de Campinarana Florestada e Campinarana Arborizada, apresentados por Veloso, Rangel-Filho e Lima (1991).

Estas estão caracterizadas por Silveira (2017) como: Campinarana Florestada, ocorre ao longo dos cursos d'água e apresenta a vegetação mais densa, de maior porte (Figura 1a e b) e com maior cobertura do dossel a 20 m, emergentes a 30 m, ou uma fisionomia florestal um pouco menos densa e mais baixa, com dossel a 10 m e emergentes a 20 m. Nelas, a espessura da camada de raízes finas chega a 50 cm, abaixo da qual predomina uma camada profunda de solo amarelado. A toposequência entre as florestas densas e as formações arbustivas são chamadas de Campinarana Arborizada (Figura 1c e d), ela pode apresentar dossel a 7 m e emergentes, a 15 m, ou, em locais bem drenados, dossel a 10 m e emergentes, a 30 m. A camada de raízes e serapilheira, nos locais onde ocorre a Campinarana Arborizada, pouco ultrapassa 20 cm, e o solo também é profundo, porém, com tonalidade cinza bem claro, tendendo ao branco. Completando o

gradiente, a Campinarana Lenhosa ou Campina, apresenta formações arbustivas esparsas e densas com até 3 m de altura, com árvores isoladas e de baixo porte, em meio a uma matriz herbácea geralmente em depressões alagadas periodicamente (VELOSO; RANGEL-FILHO; LIMA, 1991; FERREIRA, 2009; SILVEIRA, 2017). Nesses pontos do terreno, a camada de impedimento está a menos de 1 m de da superfície, e as fisionomias arbustivas com uma camada de até 20 cm de raízes finas cobre uma fração preta, húmica e estão sujeitas ao estresse hídrico, abaixo da qual há areia branca bastante úmida (Figura 2), e então, abaixo dela, a camada de impedimento da drenagem.

Figura 1. Visualização de algumas formações vegetais sobre areia branca no município de Mâncio Lima, Acre: **a** e **b** Campinarana Florestada, maior porte e com maior cobertura do dossel; **c** e **d** Campinarana Arborizada, fitofisionomia densa e raquítica com dossel aberto; **e** e **f** Campinarana Lenhosa ou Campina, apresenta formações arbustivas em depressões alagadas periodicamente.



Figura 2. Visualização do terreno Campinarana Lenhosa ou Campina: **a** camada de raízes finas em

acumulações arenosas acinzentadas e areia branca abaixo; **b** afloramento da camada de impedimento de drenagem, ramal Santa Bárbara, Cruzeiro do Sul, Acre.



Outra característica marcante é a presença de uma rede espessa, compacta e flexível de raízes finas sobre o solo, conhecida localmente como “bucha”, que em alguns casos pode apresentar até um metro de espessura. Oliveira et al. (2001) ressaltam que o investimento em raízes é tão grande nestes ambientes que estas podem conter até 60% da biomassa da planta. Durante o período seco, quando as Campinaranas estão sujeitas à escassez hídrica, a presença de biomassa seca (grande parte as raízes finas) e de herbáceas altamente inflamáveis torna esses ecossistemas fortemente suscetíveis a incêndios (PRANCE; SCHUBART, 1978).

### 3.2 Uso do fogo e a degradação florestal

Na Amazônia, incêndios naturais são raros na ausência de seres humanos e sua ocorrência pode servir como um indicador da atividade antrópica (BUSH et al., 2007), tendo em vista que as condições normais do clima amazônico, com alta umidade e chuvas frequentes, não favorecem a ocorrência de incêndios naturais (FERNANDES et al., 2011). No norte do país, o fogo é uma prática agrícola, generalizada para aumentar a produtividade das pastagens, tanto para limpar novas áreas quanto para aumentar a fertilidade do solo em um curto período (SANTÍN; DOERR, 2016; SILVA et al., 2018).

Nos últimos 20 anos, foram registradas secas severas na Amazônia (BRANDO et al., 2014) e grandes incêndios florestais foram associados a eles. Geralmente, as secas severas são causadas por uma combinação de fenômenos climáticos, como a oscilação do El Niño-Sul (ENSO), Oscilação Multidecadal do Atlântico (AMO) e aquecimento do Atlântico Norte Tropical (TNA) (CAMPANHARO et al., 2019; SILVA et al., 2018), onde as condições dos impactos ambientais, caracterizadas por altas temperaturas e baixa umidade do ar, são mais adequadas para a rápida propagação de incêndios (BRANDO et al., 2014; MARENGO; ESPINOZA, 2016). Como consequência, queimadas podem escapar do controle, intensificar-se e converter-se em incêndios florestais, causando várias perdas ambientais e socioeconômicas (BRANDO et al., 2014).

As queimadas e os incêndios florestais têm causado muitos prejuízos à sociedade a cada ano. Por exemplo, durante a seca de 2005, mais de 400 mil pessoas foram afetadas pela poluição do ar relacionada ao fogo e mais de 300 mil hectares de queimadas, com perdas diretas que ultrapassam US\$ 50 milhões e aproximadamente US\$ 100 milhões em perdas econômicas, sociais e ambientais (BROWN et al., 2006; WORLD RESOURCES INSTITUTE, 2011).

Atualmente, as três principais atividades dependentes de fogo no Acre são o desmatamento - são resultantes da derrubada e queima da floresta, realizado por todas as classes de proprietários de terras (GODAR et al., 2015); agricultura de subsistência – associados a pequenos proprietários; e gestão de pastagens - são associadas à manutenção e limpeza de pastagens, lavouras e capoeiras (NEPSTAD et al., 1999; SILVA, 2017). Segundo Campanharo et al. (2019), geralmente, a extensão do impacto dos incêndios é maior nas áreas privadas (98,8%) do que nas terras públicas governamentais (1,2%). Florestas inventariadas que avaliaram os impactos de incêndios no estado do Acre, mostraram que há mudança na composição florística das áreas florestais incendiadas, redução da diversidade, redução do número de indivíduos arbóreos, aumento do número de árvores mortas e exclusão de algumas espécies (ARAÚJO; VASCONCELOS; CORREIA, 2009; SATO et al., 2016; SILVA, 2017).

Campanharo et al. (2019) relatam que além das perdas econômicas mediadas pelo fogo no Acre, as emissões de CO<sub>2</sub> representaram a maior

contribuição para a perda econômica no Estado, variando de 40% a 73%. No período analisado de 2008-2012, em 2010, houve um aumento de 8 pontos percentuais nas emissões de CO<sub>2</sub>, correspondendo a um prejuízo na ordem de US\$ 243,36 ± 85,05 milhões, representando cerca de 72,45% do PIB do Acre naquele ano. De acordo com Barlow et al. (2016) as perdas de biodiversidade pela degradação da floresta podem ser iguais ou maiores que as perdas por desmatamento, assim comprometendo o valor da conservação de florestas, ou seja, manter os objetivos de reduzir o desmatamento não garante manutenção dos serviços dos ecossistemas florestais, visto que as florestas degradadas por exploração madeireira e incêndios, retém apenas 46–61% do seu valor potencial de conservação.

A perturbação da floresta pelo fogo pode reduzir a biomassa acima do solo em 12 a 30% e proporcionar a invasão de gramíneas inflamáveis (BRANDO et al., 2014) e espécies invasoras superabundantes. Um exemplo disto, é a colonização rápida dos roçados em áreas onde existiam Campinaranas (usados durante dois ou três anos, e depois abandonados) por *Pteridium caudatum*, a pluma, uma espécie de samambaia competidora agressiva, que suprime a regeneração das espécies nativas do complexo vegetacional sobre a areia branca (SILVEIRA, 2017). Além disso, a maioria das árvores da floresta tropical são mal adaptadas ao estresse causado pelo fogo (BARLOW; PERES, 2008), este é o principal fator antropogênico que distorce a vegetação natural, reduzindo em mais de 70% plântulas e cipós, comprometendo assim a recuperação da floresta (COCHRANE; SCHULZE, 1999), causando até 40% de perda de árvores com diâmetro à altura do peito (DAP) maior que 10 cm e a mortalidade induzida pelo fogo desses indivíduos pode ser responsável por 23% a 31% de diminuição na cobertura do dossel e 12% a 30% de diminuição na biomassa florestal viva (ANDERSON et al., 2015; BARLOW et al., 2011). No norte da América do Sul, florestas de areia branca destruídas pelo fogo são inicialmente recolonizadas por elementos secundários típicos como *Cecropia*, *Vismia*, *Byrsonima* e *Pteridium* (DUCKE; BLACK, 1953; HEYLIGERS, 1963).

A alta incidência de endemias geográficas das Campinaranas associados aos efeitos do fogo a longo prazo, anos com evento de El Niño que maximiza os efeitos dos incêndios (BARBOSA; FEARNSIDE, 1999) pode determinar uma ameaça as espécies vegetais e um risco de extinção local, levando em consideração que é

desconhecido a capacidade de resiliência desses tipos florestais após a perturbação pelo fogo, tendo em vista que as respostas das plantas aos impactos do fogo variam conforme a intensidade, a frequência e a duração dos incêndios e também com a fitofisionomia atingida (SILVA et al., 2005).

Florestas de Campinarana são mais vulneráveis a incêndios florestais devido a sazonalidade (BARNI et al., 2015). Vale ressaltar que no período de estiagem quando as Campinaranas estão sujeitas à escassez hídrica, além da prática frequente do uso do fogo para limpeza do solo (corte e queima), a presença de biomassa seca, (galhos, folhas, etc.) e principalmente da rede compacta e flexível de raízes finas (SILVEIRA, 2003; DALY et al., 2016), a “bucha” e de herbáceas altamente inflamáveis, não apenas se torna mais seca, mas também tende a se tornar mais abundante devido à seca. Este conjunto de biomassa seca torna esses ecossistemas fortemente suscetíveis a incêndios (BRANDO et al., 2014). Repetidas queimas desta vegetação impedem a sucessão ecológica e a extração de areia reduz as possibilidades de reestabelecimento vegetacional. Barlow e Peres (2008) observaram em Floresta de Terra Firme com algumas manchas de Campinarana, que pulsos repetidos de mortalidade de árvores induzida por incêndios consecutivos, levam a um colapso rápido na abundância de árvores antigas e uma renovação da comunidade que é análoga à 'secundarização' de florestas primárias, com mudanças significativas na composição da floresta.

Esta fragilidade aos incêndios florestais dos complexos vegetacionais sobre areia branca no estado do Acre, foi evidenciado por Silva (2017), que demonstrou que a Campinarana obteve maior peso de evidência na ocorrência de incêndios florestais em comparação com todas as demais florestas do estado do Acre em 2010. No município de Mâncio Lima não é diferente de outros locais na Amazônia, são muitos os produtores que usam da prática do uso do fogo, mesmo tendo conhecimento de que é prejudicial ao meio ambiente e a humanidade.



### **3.3 Inventário florestal nas campinaranas - potencial madeireiro e não madeireiro**

Apesar da tendência de aumento de incêndios florestais, tanto na Amazônia como no Acre, ainda há carência de informações sobre dinâmicas de longo prazo de incêndios florestais quanto à área, frequência, reincidência e potencial de impacto na perda de biomassa (SILVA, 2017). Os inventários florestais desenvolvidos no Acre são em grande parte estudos de levantamento e diagnóstico da arborização urbana (VIEIRA DE PAIVA et al., 2019), dinâmica de ocupação do território por grupos humanos (BALÉE et al., 2014), avanço do desmatamento (OLIVEIRA; SANT'ANNA, 2003), diversidade e composição da flora e fitossociologia (ARAÚJO; SILVA, 2000; SILVEIRA, 2003, 2017), análise estrutural de floresta de terra firme (FIGUEIREDO et al., 2015) e também manejo florestal madeireiro (ARAUJO, 2006). Para a região do Vale do Juruá, parcelas de inventário de árvores são particularmente escassas, e os poucos inventários existentes que possuem foco na avaliação do impacto do fogo estão concentrados na região leste, no entorno da capital Rio Branco (ARAUJO et al., 2013; NUMATA et al., 2018; SATO et al., 2016; SILVA et al., 2020).

Segundo Vicentini (2004), pouco se conhece sobre a composição florística da maioria das Campinas e Campinaranas. Muitos estudos sobre estes ecossistemas são concentrados próximos às maiores cidades da bacia do Rio Negro, como São Gabriel da Cachoeira e, sobretudo, Manaus, Amazonas (GUIMARÃES; BUENO, 2015). Entretanto, sabe-se que há uma grande heterogeneidade estrutural e florística quando se comparam estes ecossistemas situados em diferentes regiões. Algumas espécies são comuns na maioria das campinas pouco dependendo de sua localização, e podem assim ser utilizadas como indicadoras destes ecossistemas.

Existem poucos estudos sobre a distribuição das espécies de Campina e Campinarana ao longo de gradientes edáficos, portanto pouco se sabe sobre como estas espécies estão distribuídas ao longo destes gradientes, sobre como ocorrem as mudanças fisionômicas, estruturais e de composição ou sobre as preferências ecológicas das mesmas (GUIMARÃES; BUENO, 2015; TUOMISTO et al., 1995). Entender como estas espécies ou grupos de espécies estão distribuídos pode ajudar a diagnosticar e compreender melhor as variações ambientais a vulnerabilidade e as ameaças sobre a essa tipologia florestal rara e restrita do Vale do Juruá.

Trabalhos sobre a composição florística das Campinaranas são escassos e fragmentados no estado do Acre, tendo como base somente alguns estudos de forma pontual nas Campinaranas. Um desses estudos (inventários de fauna e flora) foi realizado no sistema de parcelas permanentes do Programa de Pesquisa em Biodiversidade (PPBio), instalado entre os municípios de Cruzeiro do Sul e Mâncio Lima, por Silveira et al. (2017). Silveira et al. (2017) destaca o tipo florestal único com uma biodiversidade singular em contraste com culturas de roçados de mandioca para a produção de farinha e remoção da cobertura vegetal para exploração de areia. Há também o corte seletivo de espécies madeireiras tanto nas Campinaranas, quanto nas florestas circundantes. Sejam espécies boas para iniciar o fogo, ou boas para mantê-lo, o certo é que elas estão cada vez mais escassas.

Em outro trabalho realizado por Silveira (2003) no complexo de formações vegetais sobre areia branca ao longo das margens da BR 307 (próximo à fronteira do Acre com o Amazonas), foi documentado a heterogeneidade ambiental das Campinaranas e uma recomendação apresentada à Associação SOS Amazônia, para criar na região do estudo uma unidade de conservação. Este relatório ressalta ainda a conservação dessas manchas de vegetação sobre areia branca como uma medida estratégica para a garantia da manutenção das populações vegetais.

Outros estudos florísticos foram realizados em vegetação sobre areia branca, por Gentry (1988), Gentry e Ortiz, (1993), Ruokolainen e Tuomisto (1993) e Vásquez Martínez (1997). Nenhum desses estudos, tanto no Acre como no Peru, levou em consideração a dinâmica do complexo vegetacional sobre areia em resposta ao impacto do fogo e seu efeito na estrutura destas florestas. Florestas de Campinaranas são negligenciadas nos estudos envolvendo o impacto do fogo, alguns trabalhos, como o de Barni et al. (2015) e Flores e Holmgren (2021) sobre desmatamento e incêndios florestais em Campinaranas e outros tipos florestais em Roraima e no Amazonas, Anderson (1981 apud ANDERSON, 1978) e Ducke e Black (1953) relataram em seus estudos que onde existe o padrão insular de Campinaranas associados a queima dessa vegetação, muitas espécies e certos elementos característicos da flora original - como líquens, briófitas, bromélias e orquídeas - desaparecem completamente e são substituídos por capoeira.

A flora do sudoeste do Acre apresenta caráter especial no cenário Amazônico, em função dos muitos contrastes, transições, raridades e endemismos. Apesar da baixa biodiversidade das espécies florestais das Campinaranas, os ocupantes, madeireiros e ou pecuaristas atraídos pela ilusão de abundância de tipos florestais e terras devolutas, realizam uma extração predatória de madeira de valor comercial (VERÍSSIMO; PEREIRA, 2015). Perdendo-se o potencial para produzir bens (produtos madeireiros e não-madeireiros) e serviços ambientais.

O Acre é o centro de diversidade para diversos gêneros economicamente importantes (DALY; SILVEIRA, 2008), incluindo a seringueira (*Hevea* spp.); grupos madeireiros valiosos como o amarelão (*Aspidosperma* spp.); grupos medicinais como as copaíbas (*Copaifera* spp.); e diversos gêneros frutíferos incluindo o cacau (*Theobroma*), maracujá (*Passiflora* spp.), ingá (*Inga* spp.), patauá e parentes (*Oenocarpus* spp.), biribá (*Rollinia* spp.), apuruí (*Alibertia*, *Agouticarpa*), bacuri (*Garcinia* spp.).

Um dos fatores que dificultam o aproveitamento das florestas de Campinarana é o grau de heterogeneidade, e o fato das espécies madeireiras – e.g., angelim (*Hymenolobium pulcherrimum*), louros (*Ocotea* spp.), maçaranduba (*Manilkara cavalcantei*), muirapiranga (*Ormosia grossa*) - estarem esporadicamente distribuídas dentro dela (ou área mista de contato e/ou adjacente Campinarana/Floresta Ombrófila) o que levaria ao aumentando do custo de exploração.

Vale ressaltar a ocorrência rara das Campinaranas na Amazônia, é de forma pontual e insular, representando apenas 6.600 ha (0,04%) da vegetação recorrente no Acre (ACRE, 2010), com sua baixa diversidade e alto endemismo, e recursos naturais extremamente vulneráveis e de difícil manejo. Assim as informações obtidas através dos inventários florestais nas Campinaranas fazem-se importantes para obtenção de resultados sobre as atividades do setor florestal e mensurar o valor a exploração madeireira e a extração de produtos não-madeireiros (resinas, gomas, essências, extratos, frutos, sementes, óleos, cipós, borracha, palmitos e cogumelos).

Já é conhecido que produtores locais das Campinaranas de Mâncio Lima usam patauá ou patoá (*Oenocarpus bataua*) para extração e venda do fruto, porém,

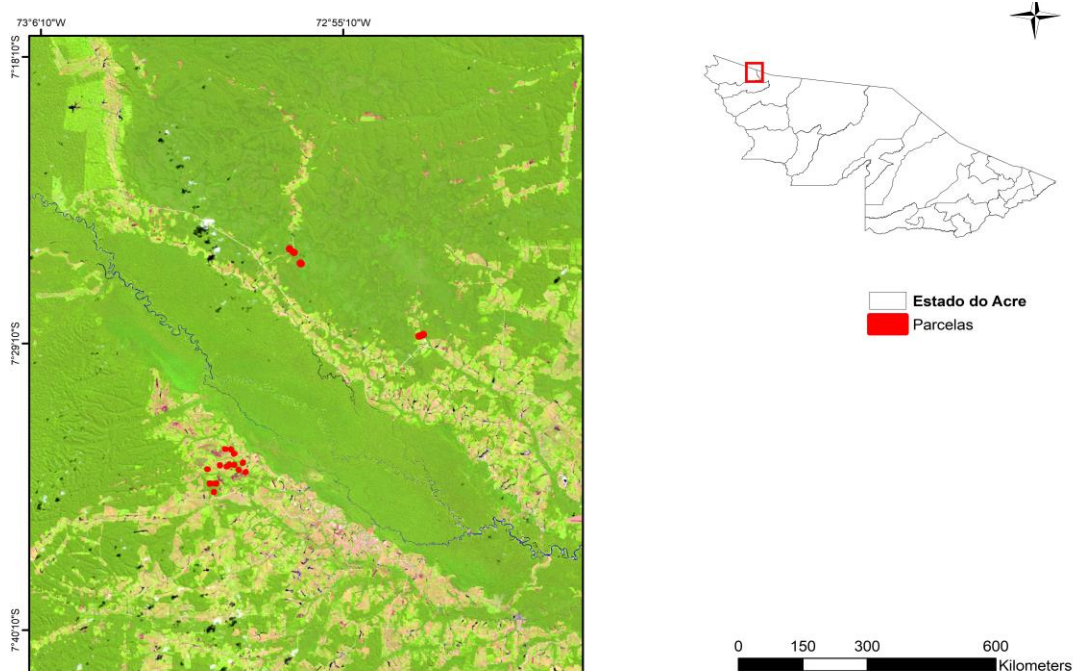
a região apresenta também outras palmeiras (bacaba, buriti, açai, inajá) com potencial de exploração. Além destes, as folhas e estipes de ouricuri, caranaí e paxiúba podem ser utilizadas para a construção de moradias (BALZON; SILVA; SANTOS, 2004) e confecção de coberturas e assoalhos. Neste sentido, o estudo de espécies com maior potencial econômico, altamente exploradas por produtores rurais, pode despertar o interesse pelo manejo e conservação dos recursos florestais tropicais (GUSSON, 2004).

## 4 Métodos

### 4.1 Área de estudo

O estudo foi realizado no extremo norte dos municípios de Cruzeiro do Sul e Mâncio Lima, localizado na parte Ocidental do estado do Acre, Brasil (Figura 3). Foram amostradas duas categorias de formações florestais associadas às Campinaranas: (i) Campinarana Florestada - sem influência fluvial, com fisionomia fechada e densa, e dossel alcançando até 25 m de altura total, e (ii) Campinarana Arborizada - fitofisionomia densa e raquítica, com dossel aberto alcançando 20 m sobre solos arenosos, compreendendo um extenso domínio de Espodosolos e Neossolos Quartzarênico (MENDONÇA et al., 2015). Ambas as áreas possuem distintas categorias de queima: (i) Campinarana Florestada queimada e não queimada (ii) Campinarana Arborizada queimada e não queimada. O clima é do tipo Tropical, com temperatura média do ar de 22-24°C, alta umidade do e elevados índices de precipitação pluviométrica (ACRE, 2010; ALVARES et al., 2013). O uso da terra apresenta-se em processo de conversão da floresta para implantação de lavouras, principalmente culturas anuais (macaxeira e milho) e implantação de pastagem em pequenas propriedades.

Figura 3. Localização das áreas de estudo no extremo norte dos municípios de Cruzeiro do Sul e Mâncio Lima em relação ao estado do Acre.



Para eleger os tipos de Campinaranas, áreas afetadas pelos incêndios florestais e implementação das parcelas foi utilizado o mapa de tipos florestais do Estado do Acre (ACRE, 2010), e a base do mapeamento histórico de incêndios florestais de SILVA et al. (2017) (Figura 4). Foi realizada também uma complementação para confrontar os dados do mapeamento com verificação “in loco” (WIGGERS; RIBEIRO, 2015; SILVA et al., 2017) a fim de reconhecer e determinar às áreas do estudo, com registros de pontos de coordenadas (GPS) e fotografias (Quadro 1) (Figura 5). A Campinarana Lenhosa não foi considerada para o estudo, apesar de ser observado áreas afetadas por incêndios, essa formação ocorre em depressões alagadas e com poucas árvores DAP >10 cm.

Quadro 1 – As quatro áreas do estudo, sua classificação e localização.

Áreas (tipo florestal)	Frequência de queimadas/ano	Sigla	Localização / Coordenadas
Campinarana Florestada	Não queimada	CFnq	ramal São Domingos no município de Mâncio Lima – Acre -7.562392° S, -72.980494°W
Campinarana Florestada	Queimada (1x) / 2010	CFq1x	ramal São Domingos no município de Mâncio Lima – Acre -7.575989° S, -73.000439°W
Campinarana Arborizada	Não queimada	CAnq	municípios de Mâncio Lima e Cruzeiro do Sul – Acre -7.480450° S, -72.871114°W / -7.428150°S, -72.950364°W
Campinarana Arborizada	Queimada (3x) / 2010, 2016 e 2018	CAq3x	ramal São Domingos no município de Mâncio Lima – Acre -7.554826°S, -72.993659°W

## 4.2 Inventário florestal

Para avaliar os impactos do fogo sobre a vegetação, foram implementadas cinco parcelas de 50 m x 50 m (0,25 ha) em cada uma das áreas florestadas, totalizando 20 parcelas (Figura 5). As variáveis dendrométricas foram (i) diâmetro do caule à altura do peito (DAP) maiores ou iguais a 10 cm, altura total de todas as árvores, palmeiras arborescentes e cipós arbóreos, sendo também enumerados e identificados *in situ* por um parataxonomista (Antônio José B. dos Santos, seu “Tônico”) ao menor nível taxonômico possível. Informações adicionais como nome vernacular e altura da cicatriz de fogo dos indivíduos arbóreos também foram registrados. Os nomes científicos e famílias foram confirmados com base lista nacional

brasileira de algas, fungos e plantas do Flora do Brasil 2020 (Flora do Brasil 2020) e no serviço *online* de lista taxonômicas de plantas *The Plant List*.

Figura 4. Imagem temporal dos anos que ocorreram os incêndios florestais nas áreas do estudo: **a** 07/2010, antes do primeiro incêndio florestal, **b** 09/2010, durante o incêndio florestal, **c** 09/2013, **d** 09/2015, **e** 09/2016, segundo incêndio florestal, **f** 08/2017, **g** 08/2018, terceiro incêndio florestal, **h** 09/2019 (no ramal São Domingos) e **i** 09/2019 região das parcelas em Campinarana Arborizada (no ramal Santa Bárbara).

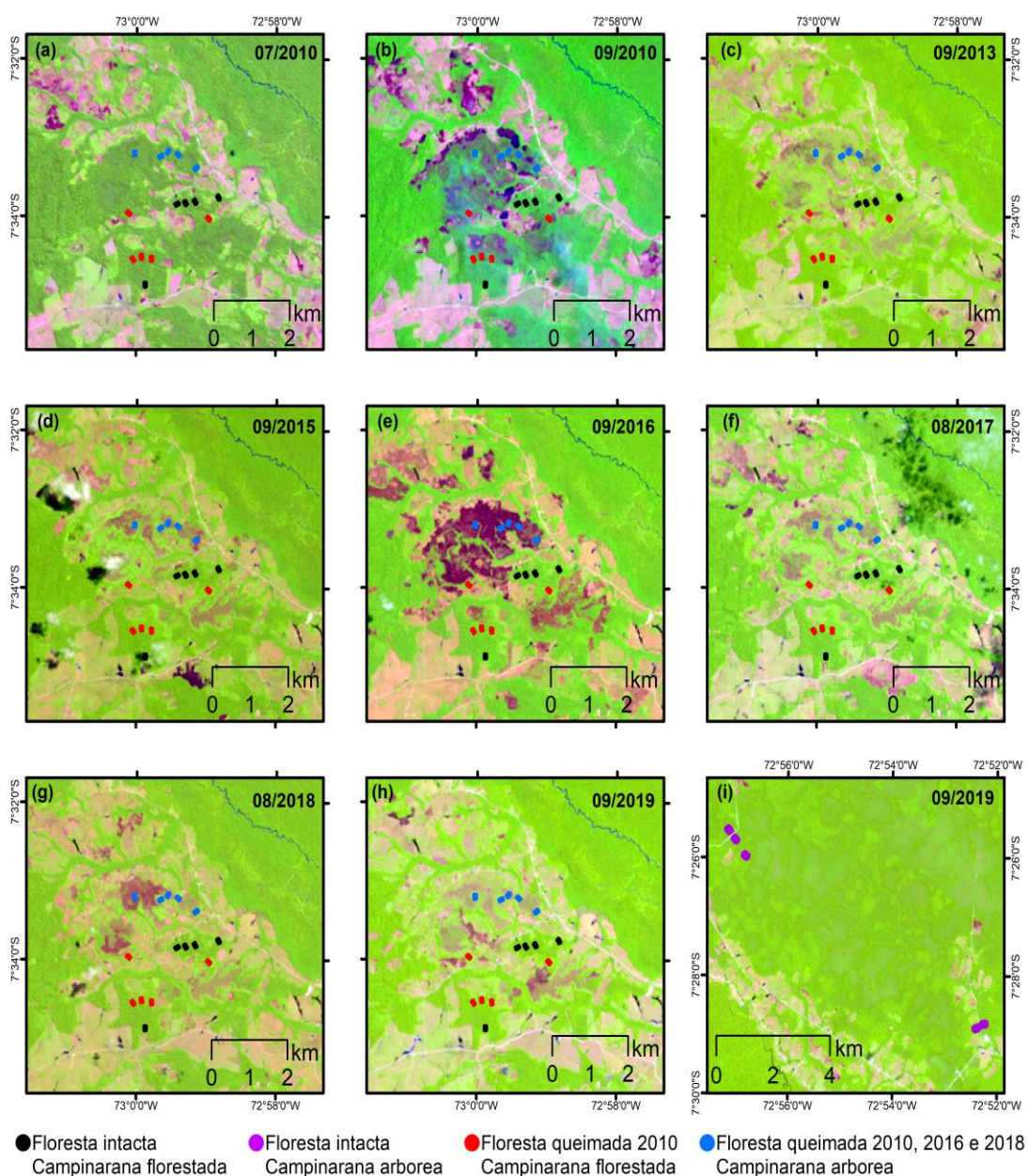
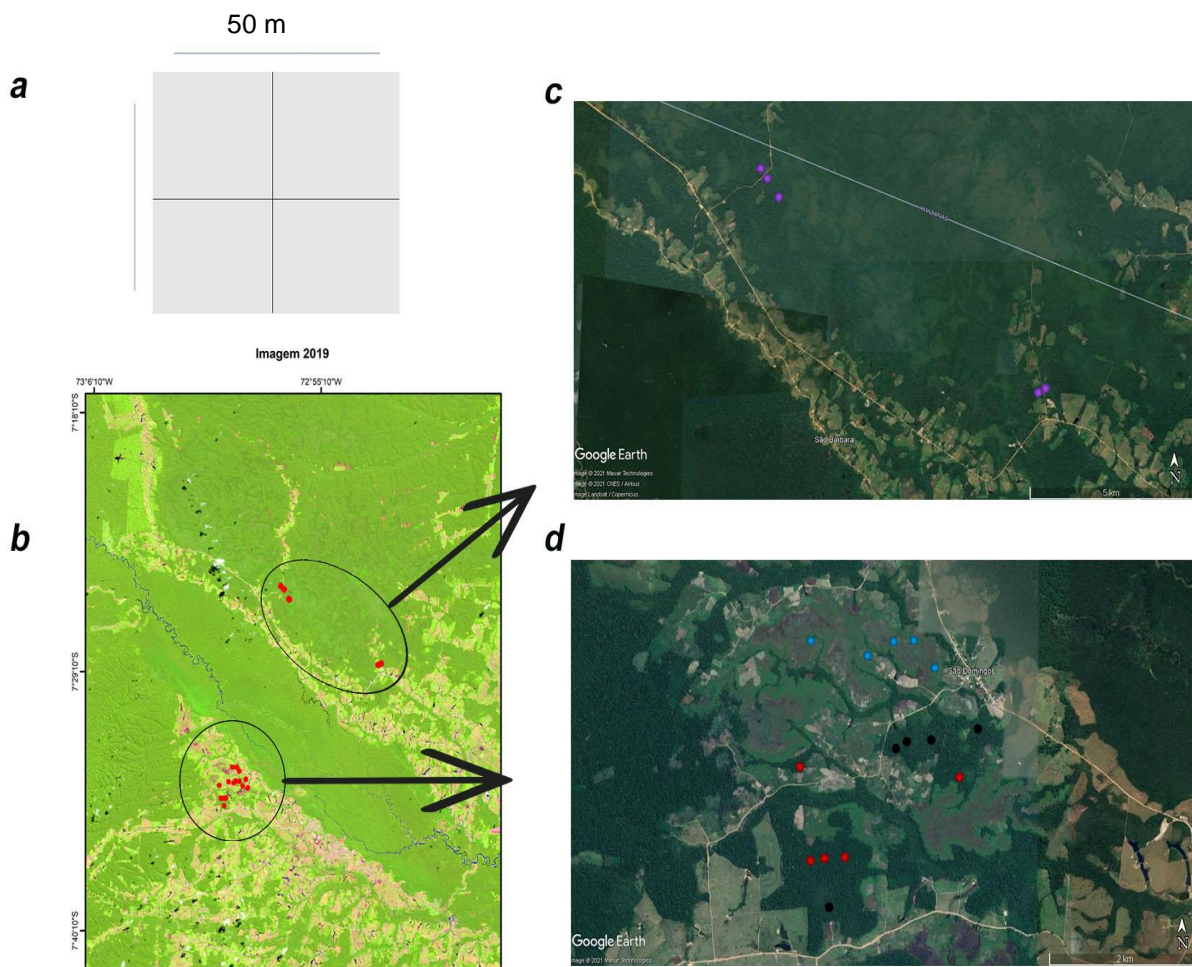


Figura 5. Localização do inventário florestal realizado em 2019. **a** ilustração esquemática da parcela utilizada para inventário florestal, **b** Localização das áreas do inventário florestal na região do extremo norte dos municípios de Cruzeiro do Sul e Mâncio Lima, **c** Localização das parcelas controle na Campinarana Arborizada no ramal Santa Bárbara (pontos roxos) e **d** localização das parcelas no ramal São Domingos: Campinarana Arborizada queimada 3x (pontos azuis); Campinarana Florestada controle (pontos pretos); Campinarana Florestada queimada 1x (pontos vermelhos).





### 4.3 Categorização: potencial madeireiro e não madeireiro

Espécies com potencial madeireiro, são aquelas passíveis de aproveitamento para papel, celulose, carvão vegetal, serraria, estacas, lenha, poste moirão, construção civil, embarcações, entre outros (BRASIL, 2020; VERÍSSIMO; PEREIRA, 2015). As espécies não madeireiras são aquelas proveniente da floresta, mas que seu uso principal não é a madeira, mais sim óleos essenciais, fibras, frutos, sementes, raízes, palmitos, cascas, látex, resinas, gomas, fármacos, plantas ornamentais e medicinais, construção rural (uso do estipe e folhas de algumas palmeiras) e outros (BALSLEV et al., 2008; BRASIL, 2020; LIMA et al., 2003; MÉTRAUX, 1985; VERÍSSIMO; PEREIRA, 2015). Assim, para compreender os recursos florestais que são perdidos devido às queimadas e, considerando as potenciais implicações para as populações locais que dependem dessas espécies e para a fauna florestal como um todo, foi feita a categorização das espécies por potencial madeireiro e não madeireiro, com base em revisão bibliográfica.

### 4.4 Parâmetros fitossociológicos

A fim de comparar a estrutura da floresta e retratar o comportamento estrutural do maciço florestal diante da incidência do fogo, foi realizada uma análise fitossociológica por meio da caracterização da estrutura horizontal das áreas de Campinarana incluídas neste estudo. Os principais parâmetros fitossociológicos que utilizados para descrever a estrutura horizontal são os propostos por Mueller-Dombois; Ellenberg (1974) e são apresentados a seguir:

- Riqueza de espécie: contagem do número de espécies diferentes nas parcelas para cada área;
- Distribuição diamétrica: categorização em cinco classes diamétricas (10-19,9 cm, 20-29,9 cm, 30-39,9 cm, 40-49,9 cm e >50 cm), para avaliar qual classe sofre maior impacto do fogo;
- Área basal: área seccional transversal das árvores, comumente medida à altura do peito por parcela ( $\text{ha}^{-1}$ );

- Altura dominante: definida com base na média aritmética da altura total das árvores 20% mais altas em cada parcela;
- Densidade: participação das diferentes espécies dentro da comunidade vegetal:
  - Densidade absoluta (DA): número de indivíduos de uma espécie por unidade de área (hectare);
  - Densidade relativa (DR): indica a participação de cada espécie em relação ao número total de árvores/indivíduos;
- Frequência: expressa o número de ocorrências de uma determinada espécie nas diferentes parcelas alocadas. Pode ser:
  - Frequência absoluta (FA): porcentagem de ocorrência de uma espécie em uma determinada área;
  - Frequência Relativa (FR): relação entre a frequência absoluta de determinada espécie com a soma das frequências absolutas de todas as espécies;
- Dominância: taxa de ocupação do ambiente pelos indivíduos de uma dada espécie por unidade de área, geralmente por hectare:
  - Dominância Absoluta (DoA): soma das áreas basais (AB) dos indivíduos de uma mesma espécie, por hectare;
  - Dominância Relativa (DoR): porcentagem da área basal de uma determinada espécie em relação a área basal de todas as espécies amostradas;
- Valor de importância: importância ecológica de espécies da amostragem, estimada pela soma dos valores relativos de densidade, dominância e frequência.

#### **4.5 Análises**

Para realizar a análise fitossociológica utilizou-se o software R. Para avaliar a proporção de espécies compartilhadas entre as diferentes áreas, foi

realizado o índice de Similaridade de Jaccard (valores mais próximos de um, indicam maior similaridade (MAGURRAN, 1988).

A fim de verificar a similaridade entre as áreas amostradas com base na ocorrência de espécies, foi usando um Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) baseado no índice de similaridade de Bray-Curtis de presença-ausência das espécies em cada parcela (MAGURRAN, 2003), para minimizar os efeitos de abundância elevada foi criada uma matriz de proporção com os dados de abundância. Em seguida, o padrão encontrado foi avaliado por meio de uma análise de variância permutativa multivariada (PERMANOVA) (ANDERSON, 2001), com 1.000 aleatorizações. Para realização dessas análises utilizou-se o software RStudio Core Team, versão 3.6.2.

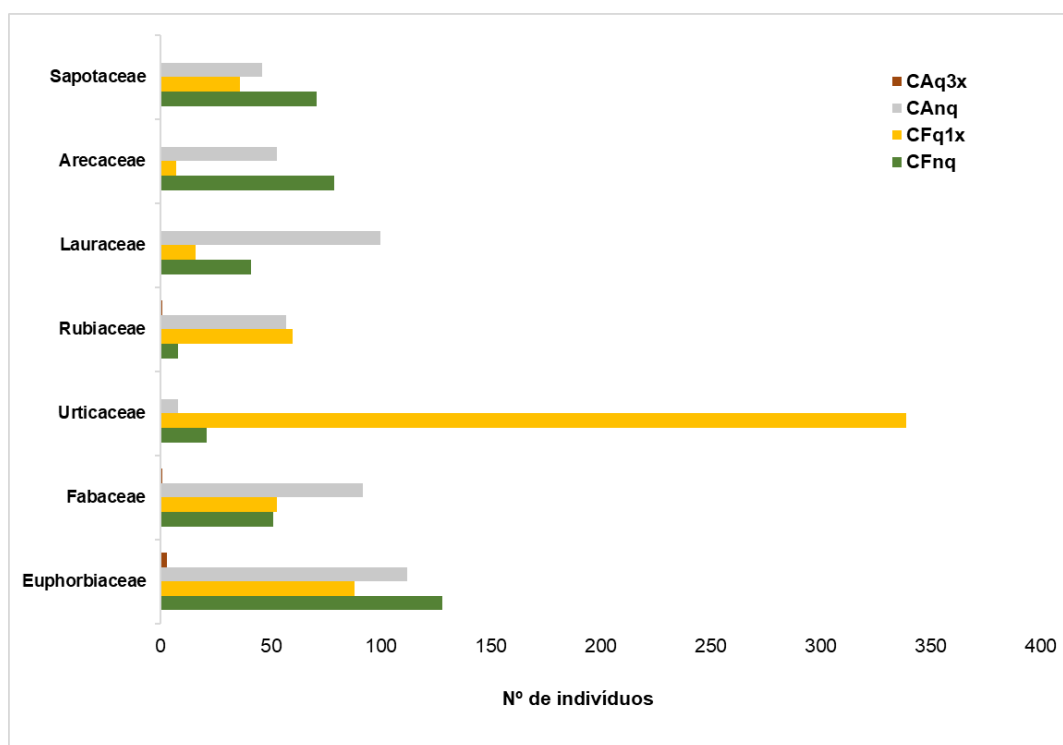
A normalidade das variáveis densidade de indivíduos (vivos e mortos) e altura dominante foi verificada por meio do teste de Shapiro-Wilk. Havendo normalidade, foi aplicado o teste paramétrico ANOVA para verificar se houve diferença entre as médias na densidade de indivíduos e na altura dominante nas áreas. Havendo diferença, aplicou-se um teste de post hoc Tukey para determinar onde as diferenças residem. Essas análises foram realizadas com software Excel (suplemento Real Statistics).

## 5 Resultados

### 5.1 Mudanças na composição e diversidade de espécies

No total, foram registrados 2.833 indivíduos, destes, 333 eram árvores mortas e 2500 vivas, distribuídos em 57 famílias botânicas, 161 gêneros e 306 espécies (apêndice A). As famílias mais abundantes foram Urticaceae (368 indivíduos), seguida por Euphorbiaceae (331) e Fabaceae (197). Nas parcelas da CFnq as famílias mais abundantes foram Euphorbiaceae (128 indivíduos), Arecaceae (79) e Sapotaceae (71), enquanto em CANq as famílias mais abundantes foram Euphorbiaceae (112), Lauraceae (100) e Fabaceae (92). Já nas parcelas da CFq1x, as famílias mais abundantes foram Urticaceae com 339 indivíduos, Euphorbiaceae 88 com e Rubiaceae com 60 (Figura 6).

Figura 6 - Famílias botânicas mais abundantes em cada área amostrada.



As áreas amostradas com maior riqueza foram as Campinaranas não queimadas (Tabela 1). Comparando a CFq1x com a CFnq, houve uma redução de 23% na riqueza. A área amostrada com a menor riqueza foi a CAq3x (área que sofreu requeima), que apresentou uma drástica redução de até 96% no número de espécies quando comparada com CANq. Este resultado evidencia modificações na composição florística em direção a uma redução de espécies devido à incidência do fogo.

Tabela 1 - Número de indivíduos vivos, mortos, árvores lenhosas, palmeiras, cipós, espécies, gêneros e famílias botânicas nas quatro áreas amostradas. Códigos das siglas são fornecidos no Quadro 1.

Áreas	Indivíduos vivos	Indivíduos mortos	Árvores lenhosas	Palmeiras	Cipós	Espécies nº	Gêneros nº	Famílias nº
CFnq	749	45	661	79	9	188	107	45
CFq1x	850	129	843	4	2	145	87	43
CAnq	888	65	834	51	3	171	110	41
CAq3x	13	94	13	0	0	7	6	5
<b>Total</b>	2500	333						

A espécie mais abundante nas parcelas de CFnq foi *Hevea* sp. 1 (seringa-vermelha) com 99 árvores, seguida por *Oenocarpus bataua* (patoá) com 74 estipes e *Micropholis rugosa* (bacubixá) com 20 árvores. *Sextonia rubra* (louro-vermelho) foi a espécie mais abundante nas parcelas CANq com 73 árvores, seguida por *Emmotum acuminatum* com 65 árvores e *Hevea* sp. 1 (seringa-vermelha) com 64 árvores. Já nas parcelas de CAq1x as espécies mais abundantes foram *Cecropia distachya* (embaúba-branca) com 181 árvores, *Cecropia sciadophylla* (embaúba-gigante) com 128 árvores, seguida *Alchornea triplinervia* (tapiá) com 57 árvores (Tabela 2). A partir do valor de importância (VI) foram identificadas as espécies com maior contribuição para a floresta. Para esta caracterização foram elencadas as cinco espécies com maior valor de importância em cada área amostrada (Tabela 2). As espécies com os maiores VI na CFnq e CANq foram, respectivamente, *Hevea* sp. 1 e *S. rubra* (louro-vermelho). Na CFq1x todas as espécies com maiores VI são pioneiras (*Miconia poeppigii* pioneira tardia), o gênero mais comum em todas as parcelas dessa área foi *Cecropia spp.* NA CAq3x uma única espécie é pioneira com VI 39,4, sendo que,

*Sacoglottis* sp. foi a espécie com maior VI.

Tabela 2 - Lista das cinco espécies vegetais com os parâmetros fitossociológicos em ordem decrescente do Valor de Importância (VI) estimado para o componente arbóreo de cada uma das áreas amostradas.

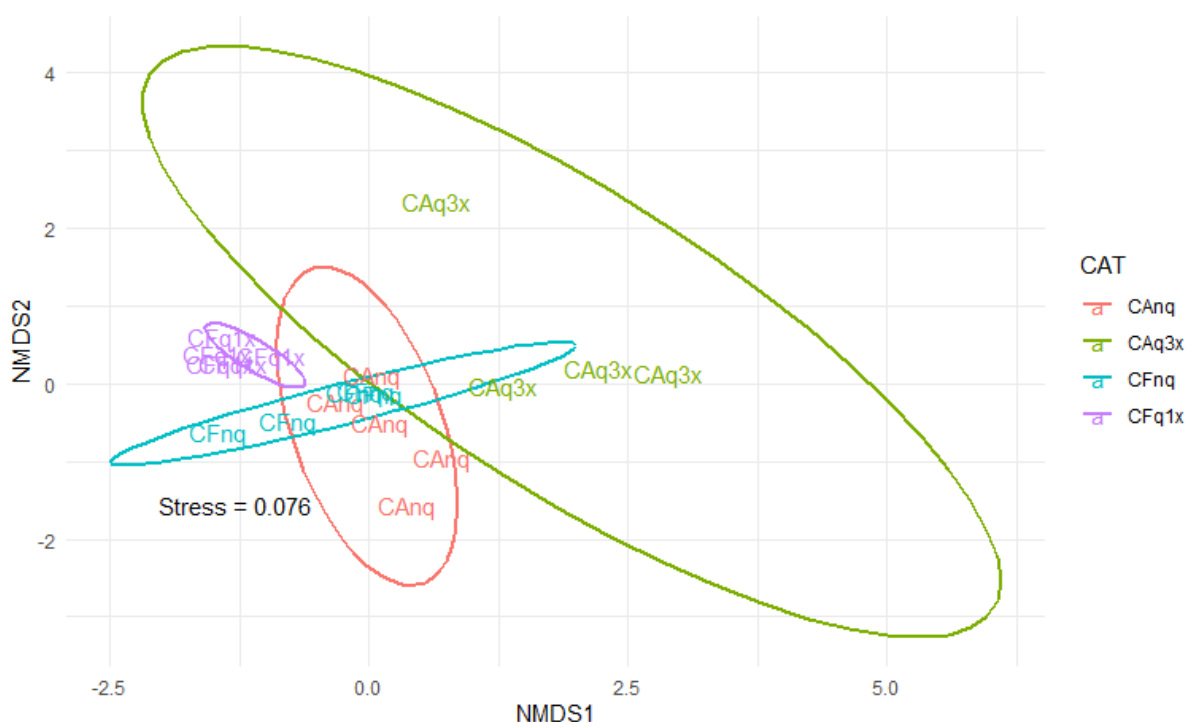
	Espécies	N	DR	DoR	FR	VI
CFnq	<i>Hevea</i> sp. 1	99	13.3	6.1	1	20.4
	<i>Oenocarpus bataua</i> Mart.	74	9.9	6.9	1.3	18.1
	<i>Brosimum rubescens</i> Taub.	18	2.4	4.8	1	8.2
	<i>Parkia nitida</i> Miq.	4	05	4.8	0.7	6
	<i>Micropholis rugosa</i> (Sw.) Pierre	20	2.7	1.4	1.6	5.7
CFq1x	<i>Cecropia distachya</i> Huber.	181	21.3	14.6	1.9	37.9
	<i>Cecropia sciadophylla</i> Mart.	128	15.1	20.7	1.9	37.7
	<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.	57	6.7	5.3	1.9	13.9
	<i>Palicourea guianensis</i> Aubl.	54	6.4	2.6	1.9	10.9
	<i>Miconia poeppigii</i> Triana.	33	3.9	2.6	1.9	8.4
CANq	<i>Sextonia rubra</i> (Mez) van der Werff	73	8.2	30.2	1.1	39.5
	<i>Emmotum acuminatum</i> (Benth.) Miers	65	7.3	6.7	1.4	15.4
	<i>Hevea</i> sp. 1	64	7.2	3.3	1.8	12.3
	<i>Oenocarpus bataua</i> Mart.	43	4.8	3.2	1.1	9.1
	<i>Macrolobium microcalyx</i> Ducke	44	5	3.2	0.7	8.9
CAq3x	<i>Sacoglottis</i> sp.	6	36.1	33.6	25	95
	<i>Hevea</i> sp. 1	2	18.2	14.8	12.5	45.5
	<i>Abarema jupunba</i> (Willd.) Britton & Killip	1	9.1	17.8	12.5	39.4
	<i>Brosimum</i> sp.	1	9.1	17.5	12.5	39
	Rubiaceae (indeterminada)	1	9.1	6.4	12.5	28

Pode-se dizer que as áreas inventariadas possuem similaridade muito baixa (Tabela 3), mesmo entre nas áreas não queimadas. Este resultado indica que o impacto do fogo e o tempo decorrido após a incidência do fogo modificam a composição florística, acarretando poucas espécies em comum entre as áreas. O NMDS seguido por PERMANOVA confirma a baixa similaridade (PERMANOVA, PseudoF = 3.50;  $p = 0.001$ ) e composições de espécies distintas entre as quatro áreas amostradas, seguido de um compartilhamento parcial de espécies entre CFnq e CANq (Figura 7).

Tabela 3. Matriz do índice de Similaridade de Jaccard estimada para as áreas inventariadas.

Áreas	CFnq	CFq1x	CAnq
CFnq			
CFq1x	0,21		
CAnq	0,20	0,18	
CAq3x	0,02	0,01	0,02

Figura 7. Diagrama de ordenação da Análise de Escalonamento Multidimensional Não-Métrica (NMDS) das parcelas do inventário florestal realizada com dados da densidade relativa.



As espécies vegetais foram classificadas com potencial madeireiro (PM) e/ou com potencial não madeireiro (PnM) (Apêndice B). Nas parcelas inventariadas, as Campinaranas não queimadas obtiveram maior número de indivíduos com PM e PnM (Tabela 4). Comparando a CFq1x com a CFnq, houve uma redução nas espécies com PM (26%) e PnM (93%). Essa redução é mais acentuada na densidade de *O. bataua* (patoá) e *B. rubescens* (Tabela 5). Houve também um aumento na densidade em *Laetia procera* (pau-jacaré) e *Tapirira guianensis*, ambas com PM e pioneiras. Nas parcelas da CAq3x não foi registrado nenhuma espécie com PM e PnM. Somente *Aspidosperma nitidum* (carapanaúba) foi listada nas duas categorias.

Tabela 4 – Número de espécies e indivíduos com potencial madeireiro e potencial não madeireiro nas áreas amostradas.

Áreas	Potencial madeireiro		Potencial não-madeireiro	
	Espécies	nº indivíduos	Espécies	nº indivíduos
CFnq	26	90	7	84
CFq1x	20	67	4	6
CAnq	14	109	4	49
CAq3x	0	0	0	0
<b>Total</b>		266		139

Tabela 5 - Relação das espécies nas áreas amostradas [número de árvores e densidade relativa (entre parênteses)] e sua classificação como potencial madeireiro (PM) e potencial não madeireiro (PnM).

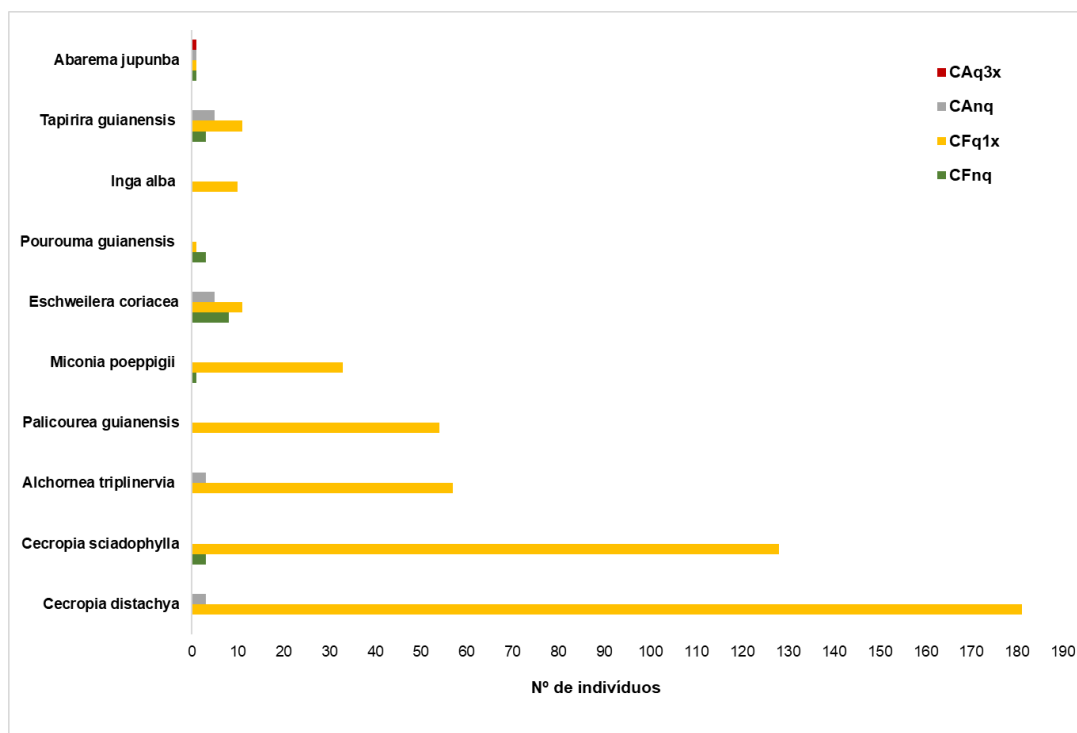
Espécies	PM	PnM	CFnq	CFq1x	CAnq	CAq3x
<i>Allantoma lineata</i> (Mart.ex O. Berg) Miers	x		6 (0.8)	2 (0.2)		-
<i>Anacardium spruceanum</i> Benth. ex Engl.	x		2 (0.3)	1 (0.1)	1 (0.1)	-
<i>Aspidosperma nitidum</i> Benth. ex Müll.Arg.	x	x	2 (0.3)	1 (0.1)	3 (0.3)	-
<i>Astrocaryum aculeatum</i> G. Mey.		x	1 (0.1)	1 (0.1)		-
<i>Astronium lecointei</i> Ducke	x		1 (0.1)			-
<i>Brosimum acutifolium</i> Huber	x		1 (0.1)	1 (0.1)		-
<i>Brosimum rubescens</i> Taub.	x		18 (2.4)	1 (0.1)	3 (0.3)	-
<i>Buchenavia grandis</i> Ducke.	x		1 (0.1)			-
<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	x		1 (0.1)	1 (0.1)	2 (0.2)	-
<i>Calycophyllum megistocaulum</i> (K. Krause) C. M. Taylor	x		2 (0.2)			-
<i>Caryocar glabrum</i> (Aubl.) Pers	x			1 (0.1)	1 (0.1)	-
<i>Caryocar villosum</i> (Aubl.) Pers.	x			1 (0.1)		-
<i>Clarisia racemosa</i> Ruiz & Pav.	x		4 (0.5)	3 (0.4)		-
<i>Couratari longipedicellata</i> W.A. Rodrigues.	x		3 (0.4)			-
<i>Eschweilera coriacea</i> (DC.) S.A. Mori.	x		8 (1.1)	11 (1.3)	5 (0.6)	-
<i>Euterpe precatória</i> Mart.		x	2 (0.3)			-
<i>Hymenaea oblongifolia</i> Huber	x		1 (0.1)			-
<i>Hymenolobium pulcherrimum</i> Ducke.	x		3 (0.4)	1 (0.1)	3 (0.4)	-
<i>Jacaranda copaia</i> (Aubl.) D.Don	x			3 (0.4)		-
<i>Laetia procera</i> (Poepp.) Eichler	x			11 (1.3)		-
<i>Manilkara bidentata</i> (A.DC.) A. Chev.	x		6 (0.8)			-
<i>Maquira sclerophylla</i> (Ducke)	x		2 (0.3)			-
<i>Mauritia flexuosa</i> L.f.		x	1 (0.1)		1 (0.1)	-
<i>Mezilaurus itauba</i> (Meisn.) Taub. ex Mez.	x				3 (0.3)	-
<i>Ocotea aciphylla</i> (Nees & Mart.) Mez.	x		2 (0.3)	1 (0.1)		-
<i>Oenocarpus bataua</i> Mart.		x	74 (9.9)	3 (0.4)	43 (4.8)	-



<i>Osteophloeum platyspermum</i> (Spruce ex A.DC.) Warb.	x	7 (0.9)	7 (0.8)	4 (0.5)	-
<i>Parkia multijuga</i> Benth	x	2 (0.3)			-
<i>Parkia nitida</i> Miq.	x	4 (0.5)	1 (0.1)		-
<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	x	6 (0.8)	2 (0.2)	4 (0.5)	-
<i>Pterocarpus rohrii</i> Vahl.	x	2 (1.6)	3 (0.4)	1 (0.1)	-
<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire, Steyerl. & Frodin.	x	1 (0.1)			-
<i>Sextonia rubra</i> (Mez) van der Werff	x			73 (8.2)	-
<i>Simarouba amara</i> Aubl.	x			2 (0.1)	-
<i>Socratea exorrhiza</i> (Mart.) H. Wendl.	x	1 (0.1)			-
<i>Symphonia globulifera</i> L.f.	x	1 (0.1)			-
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	x	3 (0.4)	11 (1.3)	5 (0.6)	-
<i>Theobroma subincanum</i> Mart.	x	3 (0.4)	1 (0.1)	2 (0.2)	-
<i>Vatairea sericea</i> (Ducke) Ducke	x		4 (0.5)		-

Neste estudo foram identificadas 15 espécies classificadas como pioneiras nas áreas amostradas (Apêndice C). A proporção de espécies pioneiras com relação a todas as espécies identificadas, é maior nas parcelas da CFq1x. Na CFnq e CAnq, o número de pioneiras foi, respectivamente de 3% e 2%, aumentando para 62% na CFq1x. Na CAq3x, apenas um indivíduo foi registrado como pioneira. Na Figura 8 estão demonstradas as cinco espécies pioneiras mais frequentes para cada área. *Cecropia distachya* (embaúba-branca), *C. sciadophylla* (embaúba-gigante) e *Alchornea triplinervia* (tapiá) foram as pioneiras mais numerosas na CFq1x. *Palicourea guianensis* e *Inga alba* (ingá-ferro) ocorreram somente na CFq1x. A única espécie comum em todas as áreas foi *Abarema jupunba*. *Tapirira guianensis* e *Eschwellera coriacea* foram registradas nas CFnq, CFq1x e CAnq.

Figura 8 – Espécies pioneiras mais abundantes em cada área amostrada.



## 5.2 Efeito do fogo sobre a estrutura da campinarana

Houve diferenças entre as médias de densidade de indivíduos vivos e mortos entre as áreas amostradas (ANOVA,  $F=67,3$ ;  $p < 0,05$ ). O post-hoc Tukey mostrou que há diferença entre a densidade da CFq3x com todas as outras áreas, mas não entre as demais áreas (CFnq, CFq1x e CAnq).

Na CFnq a densidade média foi de 599 indivíduos vivos, com um aumento de 12% na CFq1x e 16% na CAnq (Tabela 6). A densidade em áreas queimadas uma vez, eram principalmente de pioneiras que chegaram após os incêndios, e não árvores remanescentes. Na CAq3x a densidade foi menor que todas as outras áreas amostradas, essa redução é de 97% quando comparada com as Campinaranas não queimadas e com Campinarana queimada uma vez. A densidade de indivíduos mortos foi menor nas Campinaranas não queimadas e maior nas Campinaranas queimadas. A densidade de árvores mortas na CFq1x e CAq3x foram, respectivamente, 39% e 29% do total de indivíduos mortos.

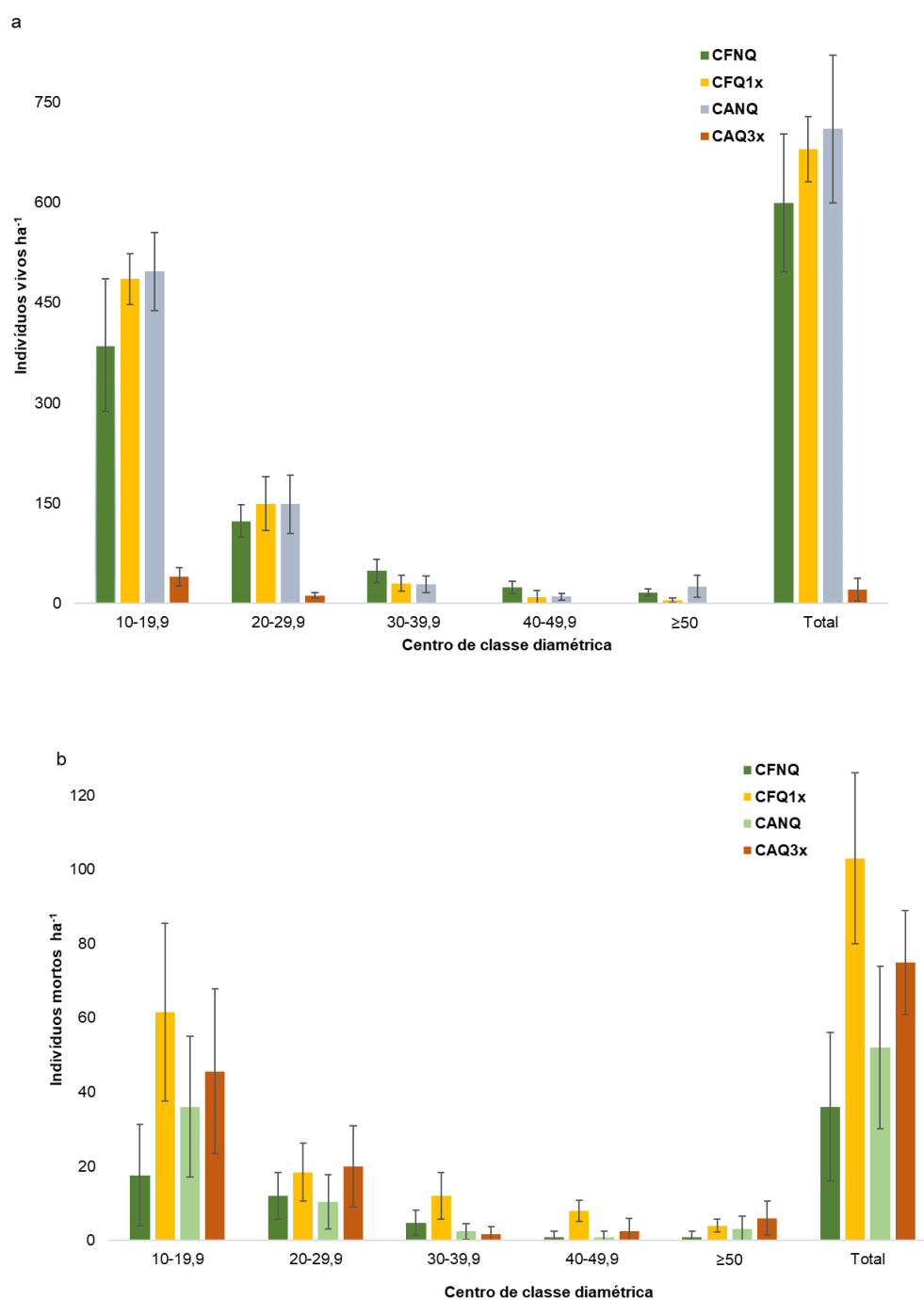
Tabela 6 – Densidade média de indivíduos vivos e mortos (desvio padrão entre parênteses) dos tipos florestais.

Áreas	Indivíduos vivos ha <sup>-1</sup>	Indivíduos mortos ha <sup>-1</sup>
CFnq	599 (±103)	36 (±20)
CFq1x	680 (±49)	103 (± 23)
CAnq	710 (±111)	52 (±22)
CAq3x	21 (±17)	75 (± 45)

A distribuição dos indivíduos da CFnq, CFq1x e CAnq nos cinco estratos das classes diamétricas apresentou um padrão típico de J-invertido, mesmo a CFq1x aproximou-se dos números registrados em florestas primárias, ou seja, alta concentração de indivíduos nas classes de menor diâmetro e redução acentuada no sentido das classes maiores. A principal mudança na densidade arbórea ocorreu nas classes diamétricas de 10-19,9 cm e 20-29,9 cm (Figura 9). Esta mudança deve-se ao aumento da densidade entre os indivíduos vivos na CFq1x, 71% (10-19,9) e 22% (20-29,9) e uma maior contribuição de indivíduos mortos na CFq1x, 60% (10-19,9) e 18% (20-29,9) e na CAq3x 63% (10-19,9) e 28% (20-29,9).

Houve evidências também na diferença da altura dominante somente na CFq3x (ANOVA, F= 9.6; p < 0,05). Os indivíduos dessa área apresentaram uma redução significativa na altura. O post-hoc Tukey mostrou que há diferença na altura dominante da CFq3x com todas as outras áreas.

Figura 9. Distribuição da densidade média de árvores vivas **a** e mortas **b** por classes diamétrica. A barra de erro é representada pelo desvio padrão da média.



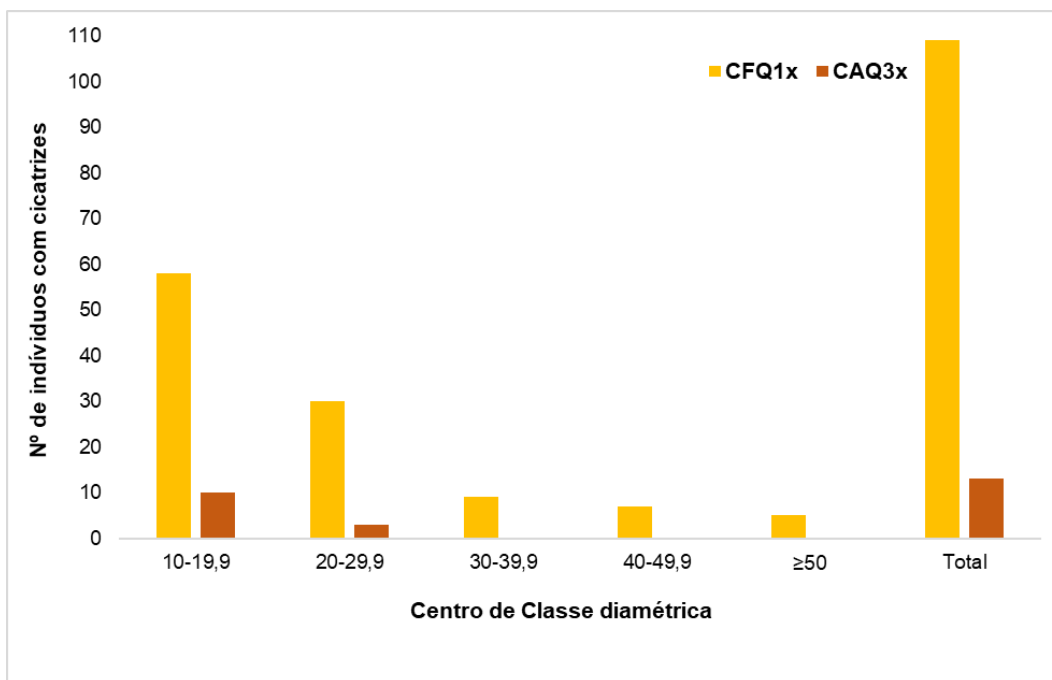
Cicatrizes na base das espécies vegetais (Figura 10a e b) eram comuns nas parcelas das CFQ1x e CAQ3x. Árvores que foram fortemente danificadas ocasionalmente mostraram alguma evidência de rebrota (Figura 10f). Um total de 122 indivíduos apresentaram cicatrizes provavelmente ligadas ao fogo. Deste total,

109 foram nas parcelas da CFq1x e 13 na CAq3x. Na CFq1x, 92% dos indivíduos apresentaram altura da cicatriz de 10 a 94 cm, o restante dos 8% apresentaram altura da cicatriz de 100 a 200 cm. Na CAq3x a altura da cicatriz dos indivíduos variou entre 60 e 500 cm, e 77% apresentaram altura entre 110 a 500 cm. No geral, uma proporção maior de cicatrizes foi observada nas classes de 10-19,9 cm e 20-29,9 cm (Figura 11).

Figura 10. Sinais típicos de cicatrizes e brotação basal visíveis nas espécies vegetais das Campinaranas: **a** e **b** cicatriz foi observada com mais frequência na base das árvores lenhosas da CFq1x, **c** cicatriz observada também na raiz adventícia de palmeiras da CFq1x, **d** e **e** evidencia de carbonização e cicatriz na base e ao longo do caule nas árvores lenhosas da CAq3x, **f** rebrota em árvore com cicatrizes em todo o tronco e raiz na CAq3x.



Figura 11. Número de indivíduos com presença de cicatrizes por classe diamétrica.



## 6 Discussão

A riqueza de espécies arbóreas difere quando comparada a outros estudos em Campinaranas amazônicas. Vicentini (2004), em um estudo no Parque Nacional do Jaú, encontrou 68 espécies (oito parcelas de 0,01 ha) em uma Campinarana Alta e 67 em Campinarana Baixa (nove parcelas de 0,01 ha). Boubli (2002) relatou 63 espécies (0,5 ha) no Parque Nacional do Pico da Neblina e Stroopp et al. (2011) encontraram 290 espécies (quatro parcelas de 1 ha) na região do alto Rio Negro. Muitas das espécies associadas às formações de areia branca são restritas a uma determinada extensão de habitat, não ocorrendo em outros ambientes, e suas distribuições aderem fortemente a diferentes partes da distribuição desse complexo de tipos de vegetação na Amazônia (VICENTINI 2004; DALY et al., 2016).

A baixa similaridade florística entre as formações sobre areia branca também foi evidenciada por Daly et al. (2016) em estudo sobre Campinas e Campinaranas no Acre. A causa da baixa similaridade florística entre as Campinaranas não queimadas, considerando que são formações sobre areia branca 'Florestada' e 'Arborizada' e que diferem em fisionomia e estrutura, provavelmente está diretamente correlacionada com a variação sazonal na altura do lençol freático (inundação) e a diversos fatores edáficos: variação no nível e no período de inundação, variação na disponibilidade de nitrogênio nesses solos, variação na quantidade de húmus acumulado na superfície, variação na capacidade do solo em reter água durante períodos secos e variação na aeração das raízes no solo, que é menor em solos com pouco húmus acumulado (FRANCO; DEZZEO, 1994; COOMES, 1997; DUIVENVOORDEN, 1995; DALY; MITCHELL, 2000; SILVEIRA, 2003; VICENTINI, 2004). Esses fatores têm sido relacionados com a variação em estrutura, composição e diversidade florística, resultando em distintas fisionomias e padrões de dominância na vegetação. Como sugerido por Daly et al. (2016), cada região abriga uma flora distinta ocorrendo em formações sobre areia branca, o que explica o padrão da baixa similaridade encontrado neste estudo.

Nas Campinaranas analisadas, as consequências dos incêndios podem ser notadas na alteração da composição florística e na estrutura fitofisionômica. Os resultados apresentados fornecem dados sobre as consequências ecológicas causadas por repetidos incêndios, ressaltando um colapso na abundância e

densidade de indivíduos alcançando quase sua totalidade, redução drástica no número de espécies, modificação da comunidade e perda de estrutura vertical, que é semelhante a 'secundarização' de florestas primárias como descrito por Barlow e Peres (2008). Os efeitos da degradação florestal pelo fogo são evidentes, mesmo na Campinarana impactada pelo fogo uma única vez (Figura 12), corroborando os resultados encontrados em outras Campinaranas e outros tipos florestais na Amazônia (BARLOW; PERES, 2008; ARAÚJO; VASCONCELOS; CORREIA, 2012; SILVA et al., 2020; FLORES; HOLMGREN, 2021).

Nas Campinaranas não queimadas, as densidades de árvores assemelham-se a outras Campinaranas na Amazônia (BOUBLI, 2002), bem como a tendência pronunciada de dominância por poucas espécies arbóreas (ANDERSON, 1981; VICENTINI, 2004), mas com diferenças nas espécies dominantes entre as áreas. Daly et al. (2016) relatam que existem diferenças marcantes tanto na composição quanto no domínio relativo de táxons entre as formações de areia branca, mesmo em uma ampla área regional.

O regime do fogo influenciou, a alta densidade e dominância relativa de árvores na Campinarana queimada em 2010. Este aumento é notável nas primeiras classes diamétricas e está atrelado ao incremento de espécies pioneiras, principalmente *Cecropia* spp., pioneira conhecida pelo rápido crescimento e indicador de áreas em processo de recuperação (BARLOW; PERES, 2008; ARAUJO et al., 2009; SILVA et al., 2020), e que teve uma elevada contribuição nesta área, evidenciado pelo seu alto valor de importância. Da mesma forma, a alta abundância de *Alchornea triplinervia*, *P. guianensis* e *I. alba*, pioneiras que surgem após o fogo, pois suas sementes e plântulas tem maior êxito na presença de luz intensa, pois em matas fechadas só sobrevivem com a abertura de clareiras, representando mais uma evidência da influência das queimadas sobre a estrutura das Campinaranas (FELFILI et al., 1999; HIRAI et al., 2012).

Altas taxas de mortalidade de árvores pós-fogo já são conhecidas em outros estudos (WILLIAMS et al., 1999; BARLOW; PERES, 2006a), essa maior densidade de indivíduos mortos encontrada na CFq1x, muito provavelmente, deve-se a indivíduos vegetais que morreram após o incêndio florestal, já que a maioria das árvores da floresta tropical são mal adaptadas ao estresse do fogo, mesmo de



incêndios florestais de baixa intensidade, podendo levar à mortalidade de mais de 40% dos indivíduos com DAP  $\geq 10$  cm (BARLOW; PERES, 2006a).

Figura 12. Campinaranas deste estudo. **a** e **b** Campinarana Florestada sem impacto do fogo, **c**, **d**, e **e** Campinarana Florestada queimada uma vez, nove anos após o fogo, mudanças visíveis na estrutura e composição: maior densidade de pioneiras, maior abertura do sub-bosque e dossel, **f** e **g** Campinarana Arborizada sem impacto do fogo (note a alta densidade de árvores de pequeno porte e a alta intensidade de luz no interior dessa floresta).



Observa-se mudanças na composição florística em todas as áreas inventariadas afetadas pelo fogo. Entretanto, a maior mudança foi na área com fogo recorrente. Considerando que pioneiras que eram comuns CAq1x (como *Cecropia* spp. e *A. triplinervia*) foram totalmente ausentes na Campinarana que sucumbiu a repetidos incêndios, pioneiras são altamente vulneráveis a qualquer fogo (BARLOW; PERES, 2008). A morte de 99% da comunidade arborea na CAq3x, deve-se muito provavelmente aos incêndios recorrentes. É importante notar que altura reduzida dos indivíduos sobreviventes na CAq3x, é outro fator determinante para eliminação dos mesmos nas áreas, tendo em vista que uma altura menor está negativamente relacionada com a vulnerabilidade do caule em morrer (HIGGINS et al., 2000; CIRNE; MIRANDA, 2008).

Ainda assim, outros elementos florísticos são beneficiados com os espaços deixados pelo fogo, como pioneiras não lenhosas, gramíneas agressivas e ervas daninhas, que iniciam e dominam a regeneração pós-incêndio (Figura 13). Embora não tenham avaliado a composição de espécies herbáceas, notou-se melastomatáceas e principalmente superabundância da pteridófita invasora *Pteridium caudatum* na CAq3x, cuja sua colonização foge do controle, constituindo uma ameaça à diversidade biológica (PAKEMAN; MARRS; JACOB, 1994). Esta samambaia estava ausente nas áreas não queimadas. É bem conhecido o potencial de espécies do gênero *Pteridium* para formar manchas monodominantes, especialmente em áreas com solos arenosos de baixa fertilidade e com passado de queima (SUAZO-ORTUÑO et al., 2015). Essas plantas, mesmo verdes, favorecem a ocorrência de incêndios futuros (COCHRANE; SCHULZE, 1999; SILVÉRIO et al., 2017), podendo matar 100% das árvores, plântulas, mudas e banco de sementes que chegam de florestas próximas, impedindo o restabelecimento da vegetação florestal, mantendo a dominância de espécies inflamáveis, comprometendo assim a recuperação da floresta, como mostrado por estudos em florestas de areia branca queimada mais de uma vez (BARLOW; PERES, 2006b; FLORES et al., 2016; FLORES; HOLMGREN, 2021).

Essa queima repetida pode causar alterações irreversíveis, reduzindo ou eliminando de forma drástica as espécies arbóreas a ponto de descaracterizá-la totalmente como floresta de Campinarana (Figura 13), como evidenciado por Heyligers (1963) em Campinaranas no Suriname. Isso demonstra que quando um

único incêndio afeta a estrutura da floresta, incêndios consecutivos aprisionam a vegetação em estado aberto, alterando a composição de árvores e a dinâmica natural do sistema de recuperação vegetal após a ocorrência de eventos estocásticos de fogo.

Figura 13. Campinarana arborizada queimada três vezes, um ano após o último incêndio. Um cemitério de indivíduos carbonizados com drástica eliminação de espécies arbóreas, domínio de pioneiras gramíneas e samambaia agressiva, descaracterizando totalmente a fitofisionomia floresta de Campinarana.



As cicatrizes causadas pelo incêndio no sub-bosque da CFq1x são semelhantes às observações realizadas por Barlow e Silveira (2010), encontradas principalmente na base e apenas em um lado dos caules. A falta de carbonização nos caules vivos sugere que a floresta não queimou novamente desde que as cicatrizes foram formadas. A alta densidade de indivíduos vivos com cicatrizes nas primeiras classes diamétricas, indica que nove anos após do incêndio florestal de 2010, muitas árvores lenhosas ainda permaneceram vivas, enquanto as palmeiras, como o patóá e o açai, foram praticamente extintas das parcelas. Isso se deve a

maior mortalidade em resposta ao fogo em palmeiras de caule aéreo (LIESENFELD; VIEIRA, 2018).

Os resultados confirmam a deterioração das Campinaranas pelo regime dos incêndios florestais, com a diminuição ou exclusão de espécies e número de indivíduos com PM e PnM nas florestas onde houve fogo. Essa diminuição é notória principalmente em espécies com alto VI (*O. bataua* e *S. rubra*) e que tem importância ecológica, nos processos básicos de equilíbrio da flora e manutenção da fauna, fornecendo abrigo e alimentação (OLIVEIRA; AMARAL, 2003). Observa-se que estas espécies não são devidamente valorizadas quanto ao seu potencial de uso, talvez pelo desconhecimento das suas propriedades, sendo perdidas através da degradação causada pelo fogo. Poderiam essas espécies serem usadas informalmente para manutenção das estruturas/equipamentos comunitários, pelas pessoas que vivem em meio a essas formações de Campinarana.

Na CFq1x, mesmo depois de 9 anos após um incêndio, é demonstrada a baixa densidade de indivíduos com PM e PnM, evidenciando a lenta recuperação da floresta, com apenas algumas exceções de aumento em espécies pioneiras com PM (*L. procera* e *T. guianensis*). Este declínio também foi evidenciado por Barlow e Peres (2006b) em árvores frutíferas impactadas por um ou repetidos incêndios em florestas de terra firme e enclaves de Campinarana.

Muitas das espécies inventariadas já agregam valor de interesse econômico. Essas espécies, devido ao seu efeito sobre o potencial da floresta para exploração de PM e PnM, podem modificar a percepção dos proprietários quanto ao valor e uso dessas florestas, podendo ser um fator decisivo na escolha entre o manejo florestal (causa menor impacto no solo e árvores, matendo o valor futuro da floresta) e o desmatamento (SILVA et al., 2021). Essas espécies podem ser um “motor de benefícios sociais e econômicos”, despertando o interesse e proporcionando uma alternativa de desenvolvimento antagônica às atividades tradicionais, como o desmatamento e agricultura de corte e queima, todos os quais causam perda de cobertura vegetal e são praticados de forma insustentável e improdutiva em habitats que possuem recuperação extremamente lenta.

A exemplo do manejo e geração de renda com açaí no Projeto de Assentamento Dirigido Peixoto (MENEZES et al., 2005), o manejo dessas Campinaranas implicaria em conservar a biodiversidade das espécies vegetais desta fitofisionomia ecologicamente única e tão singular, levando em consideração diferentes fatores como: história de uso, taxa de recuperação e valor econômico da regeneração estabelecida (MESQUITA, et al., 2000). Essas florestas podem ter um potencial para exploração não madeireira, como óleos, fibras, frutos, resinas e outros insumos, iniciativa que alia desenvolvimento econômico e preservação ambiental, contribuindo para diminuição de atividades ilegais e predatórias, deixando a floresta em pé, rentável e valorizada. Um potencial recurso não madeireiro com grande evidência nas áreas não queimadas e com um bom potencial para exploração, seria o patoá, conhecido por seu “vinho” comestível, óleo e qualidades cosméticos e propriedades medicinais (GOMES-SILVA, 2004).

As modificações na composição florística original, e os dados de redução da diversidade observados são preocupantes, pois, embora restritos às áreas das parcelas amostrais, o fogo não só reduz a riqueza e densidade arbórea, como também facilita o crescimento de espécies de árvores que eram menos abundantes antes do fogo. A mortalidade relacionada ao fogo é fator importante que afeta a estrutura e a composição da vegetação em escala local. Nas Campinaranas com reincidência de queima, as árvores foram praticamente todas destruídas, uma expressiva degradação de uma fitofisionomia, outrora já comentado, com composição florística pouco conhecida, baixa diversidade, raridades e alto endemismo. Se Incêndios florestais repetidos continuarem a atuar na comunidade vegetal dessas Campinaranas, a mudança abrupta para uma formação de “matagal” que foi observada, provavelmente será persistente e irreversível.

## 7 Conclusão

Os incêndios causam degradação substancial nas Campinaranas Florestada e Arborizada estudadas no Acre. As Campinaranas afetadas pelos incêndios diferem em estrutura e composição florística, com simplificação da comunidade arbórea, redução de indivíduos vivos e aumento de indivíduos mortos, em função tanto do tempo decorrido após os eventos de incêndio quanto da recorrência desses eventos, sendo o regime do fogo uma ameaça à integridade dessa fitofisionomia. As Campinaranas não afetadas pelo fogo apresentam características florísticas distintas entre as diferentes formações (Florestada e Arborizada).

Em síntese, os resultados mostram que eventos repetidos de incêndio retardam a capacidade de recuperação das florestas de Campinarana. Após um primeiro incêndio, as florestas apresentam sinais de recuperação devido à alta densidade espécies pioneiras. Essas espécies são importantes indicadoras da alteração da composição florística após o fogo, evidenciado pelo alto valor de importância, demonstrando o impacto do fogo na degradação florestal. Essa degradação é mais explícita quando mensurada a perda de populações vegetais viáveis a produtos florestais não madeireiros com potencial econômico. No entanto, após incêndios recorrentes, pouquíssimas árvores ainda sobrevivem, um estado não florestal persiste e o recrutamento de árvores aparentemente não consegue suprimir as plantas herbáceas.

O impacto do fogo causou erosão da biodiversidade sobre uma vegetação de baixa resiliência e que abriga espécies endêmicas, raras e disjuntas, podendo levar a extinção local, comprometendo os serviços ambientais promovidos por esses tipos florestais. A degradação causada por recorrência de incêndios na área de estudo, levou a transformação das Campinaranas a uma comunidade vegetal semelhante a matagais, demonstrando um vasto processo de "secundarização".

## Referências

- ABANTO, Victor Augusto Araujo; DE LA CRUZ, Fernando Velasquez; BELTRÁN, Santiago Hamiltón. **Estudio taxonómico y morfológico de 20 especies forestales en el bosque cicfor–macuya, pucallpa–perú**. *Investigación Universitaria*, v. 8, n. 2, p. 40-57, 2019.
- ACRE. **Zoneamento Ecológico-Econômico do Estado do Acre, Fase II (Escala 1:250.000): Documento Síntese**. 2 edição ed. Rio Branco:SEMA, v. 53, 2010.
- ADENEY, J. Marion; CHRISTENSEN, Norman L.; VICENTINI, Alberto; COHN-HAFT, Mario. White-sand Ecosystems in Amazonia. *Biotropica*, [S. l.], v. 48, n. 1, p. 7–23, 2016. DOI: 10.1111/btp.12293.
- ALVARES, Clayton Alcarde et al. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.
- AMARAL, D. D. do; et al. Checklist da flora arbórea de remanescentes florestais da região metropolitana de Belém e valor histórico dos fragmentos, Pará, Brasil. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi Ciências Naturais*, v. 4, n. 3, p. 231–289, dez. 2009.
- ANDERSON, Marti J. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology*, v. 26, n. 1, p. 32-46, 2001.
- ANDERSON, Anthony B. White-Sand Vegetation of Brazilian Amazonia. *Biotropica*, [S. l.], v. 13, n. 3, p. 199, 1981. DOI: 10.2307/2388125. Disponível em: <https://www.jstor.org/stable/2388125?origin=crossref>. Acesso em: 19/01/2020
- ANDERSON, Liana Oighenstein et al. Disentangling the contribution of multiple land covers to fire-mediated carbon emissions in Amazonia during the 2010 drought. *Global Biogeochemical Cycles*, v. 29, n. 10, p. 1739–1753, 2015. DOI: 10.1002/2014GB005008.
- ARAGÃO, Luiz 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. 1–12, 2018. DOI: 10.1038/s41467-017-02771-y.
- ARAGÃO, Luiz E. O. C.; SHIMABUKURO, Yosio E. The incidence of fire in amazonian forests with implications for REDD. *Science*, v. 328, n. 5983, p. 1275–1278, 2010. DOI: 10.1126/science.1186925.
- ARAÚJO, Henrique José Borges De; SILVA, Idelfonso Generôso Da. Lista de espécies florestais do acre: ocorrência com base em inventários florestais. *Embrapa Acre*, p. 77, 2000.
- ARAÚJO, Henrique José Borges. Inventário florestal a 100% em pequenas áreas sob manejo florestal madeireiro. *Acta Amazonica*, v. 36, n. 4, p. 447–464, 2006. DOI: 10.1590/S0044-59672006000400007.
- ARAÚJO, Henrique José Borges; DE VASCONCELOS, Sumaia Saldanha;

CORREIA, Manoel Freire. Impactos de incêndio florestal sobre a composição de espécies de uma floresta primária no Estado do Acre. In: Embrapa Acre-Artigo em anais de congresso (ALICE). In: CONGRESSO FLORESTAL PARANAENSE, 4., 2012, Curitiba. **Anais**. [Curitiba]: Malinovski Florestal, 2012., 2012.

ARAÚJO, Henrique José et al. Danos provocados pelo fogo sobre a vegetação natural em uma floresta primária no estado do acre, Amazônia Brasileira. **Ciencia Florestal**, v. 23, n. 2, p. 297–308, 2013. DOI: 10.5902/198050989276.

ARAÚJO, H. J. B. **Crescimento de espécies madeireiras comerciais em florestas no Acre**. Embrapa Acre-Documentos (INFOTECA-E), 2018.

ARAÚJO, Rosalia de Aguiar et al. Florística e estrutura de fragmento florestal em área de transição na Amazônia Matogrossense no município de Sinop. **Acta Amazonica**, v. 39, p. 865-877, 2009.

ARENAS-DE-SOUZA, MAICON DOUGLAS et al. RECEPTIVIDADE ESTIGMÁTICA E VIABILIDADE POLÍNICA EM *Theobroma subincanum* Mart.: ESPÉCIE FRUTÍFERA DA REGIÃO AMAZÔNICA. **Revista Brasileira de Fruticultura**, v. 38, n. 4, 2016.

BALÉE, William; SCHAAN, Denise P.; WHITAKER, James Andrew; HOLANDA, Rosângela. Florestas antrópicas no Acre: inventário florestal no geoglifo Três Vertentes, Acrelândia. **Amazônica-Revista de Antropologia**, v. 6, p. 140–169, 2014.

BALSLEV, Henrik; GRANDEZ, César; ZAMBRANA, Narel Y. Paniagu.; MØLLER, Anne Louise; HANSEN, Sandie Lykke. Palmas (Arecaceae) útiles en los alrededores de iquitos, amazonía peruana. **Revista Peruana de Biología**, [S. l.], v. 15, n. 3, p. 121–132, 2008. DOI: 10.15381/rpb.v15i3.3343.

BALZON, Dalvo Ramires; DA SILVA, João Carlos Garzel Leodoro; DOS SANTOS, Anadalvo Juazeiro. Aspectos Mercadológicos De Produtos Florestais Não Madeireiros – Análise Retrospectiva. **Floresta**, [S. l.], v. 34, n. 3, p. 363–371, 2004. DOI: 10.5380/rf.v34i3.2422.

BARBOSA, Reinaldo Imbrozio; FEARNSIDE, Philip Martin. Incêndios na Amazônia Brasileira: estimativa da emissão de gases do efeito estufa pela queima de diferentes ecossistemas de Roraima na passagem do evento “El Niño” (1997/98). **Acta Amazonica**, INPA, v. 29, n. 4, p. 513–534, 1999. DOI: 10.1590/1809-43921999294534.

BARBOSA, Reinaldo Imbrozio et al. Forest Fires in Roraima, Brazilian Amazonia. **INPA**, v 28, Pags. 51-56, 2003.

BARLOW, J.; PERES, C. A. Consequences of cryptic and recurring fire disturbances for ecosystem structure and biodiversity in Amazonian forests. In **Emerging threats to tropical forests** (eds W. F. Laurance & C. A. Peres), pp. 225–240, 2006a. Disponível em: <https://books.google.com.br/books?hl=pt-BR&lr=&id=rVPTbEycT-oC&oi=fnd&pg=PR5&dq=ln+Emerging+threats+to+tropical+forests+&ots=QoGuQuFkO1&sig=ql6fsne5AzD9yPITzlr1yftv3Pg#v=onepage&q=ln%20Emerging%20threats%20to%20tropical%20forests&f=false>. Acesso em: 02 fev 2020.



BARLOW, Jos; PERES, Carlos A. Effects of single and recurrent wildfires on fruit production and large vertebrate abundance in a central Amazonian forest. **Biodiversity & Conservation**, v. 15, n. 3, p. 985-1012, 2006b.

BARLOW, Jos; SILVEIRA, Juliana M.; COCHRANE, Mark A. Fire scars on Amazonian trees: exploring the cryptic fire history of the Ilha de Maracá. **Biotropica**, v. 42, n. 4, p. 405-409, 2010.

BARLOW, Jos et al. Using learning networks to understand complex systems: A case study of biological, geophysical and social research in the Amazon. **Biological Reviews**, v. 86, n. 2, p. 457–474, 2011. DOI: 10.1111/j.1469-185X.2010.00155.x.

BARLOW, Jos et al. Anthropogenic disturbance in tropical forests can double biodiversity loss from deforestation. **Nature**, v. 535, n. 7610, p. 144–147, 2016. DOI: 10.1038/nature18326.

BARLOW, Jos; PERES, Carlos A. Fire-mediated dieback and compositional cascade in an Amazonian forest. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 363, n. 1498, p. 1787–1794, 2008. DOI: 10.1098/rstb.2007.0013.

BARNI, Paulo Eduardo et al. Deforestation and Forest Fires in Roraima and Their Relationship with Phytoclimatic Regions in the Northern Brazilian Amazon. **Environmental Management**, v. 55, n. 5, p. 1124–1138, 2015. DOI: 10.1007/s00267-015-0447-7.

BOND, William J.; KEELEY, Jon E. Fire as a global “herbivore”: The ecology and evolution of flammable ecosystems. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 20, n. 7, p. 387–394, 2005. DOI: 10.1016/j.tree.2005.04.025.

BOUBLI, Jean Philippe. Lowland floristic assessment of Pico da Neblina National Park, Brazil. **Plant Ecology**, v. 160, n. 2, p. 149–167, 2002. DOI: 10.1023/A:1015832811209.

BRANDO, Paulo Monteiro et al. Abrupt increases in Amazonian tree mortality due to drought-fire interactions. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, [S. l.], v. 111, n. 17, p. 6347–6352, 2014. DOI: 10.1073/pnas.1305499111.

BRASIL. **Estimativas anuais de emissões de gases de efeito estufa no Brasil 2020**. 5. ed. Ministério da Ciência Tecnologia Inovações e Comunicações. Secretaria de Políticas para a Formação e Ações Estratégicas. Coordenação-Geral do Clima, 2019.

BRASIL. **Ministério do Meio Ambiente. Produtos Madeireiros e Não Madeireiros**. 2020. Disponível em: <https://www.mma.gov.br/florestas/manejo-florestal-sustentavel/produtos-madeireiros-e-nao-madeireiros.html>. Acesso em: 19 fev. 2021.

BROWN, Foster I.; SCHROEDER, Wilfrid; SETZER, Alberto; DE LOS RIOS, Monica Maldonado; PANTOJA, Nara; DUARTE, Alejandro; MARENGO, Jose. Monitoring fires in southwestern Amazonia rain forests. **Eos**, [S. l.], v. 87, n. 26, p. 253–259, 2006. DOI: 10.1029/2006EO260001.

BUSH, Mark B.; SILMAN, Miles R.; DE TOLEDO, Mauro B.; LISTOPAD, Claudia; GOSLING, William D.; WILLIAMS, Christopher; DE OLIVEIRA, Paulo E.; KRISSEL, Carolyn. Holocene fire and occupation in Amazonia: Records from two lake districts. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, [S. l.], v. 362, n. 1478, p. 209–218, 2007. DOI: 10.1098/rstb.2006.1980.

CAMPANHARO, Wesley A.; LOPES, Aline P.; ANDERSON, Liana O.; DA SILVA, Thiago F. M. R.; ARAGÃO, Luiz E. O. C. Translating fire impacts in Southwestern Amazonia into economic costs. **Remote Sensing**, v. 11, n. 7, 2019. DOI: 10.3390/rs11070764.

CIRNE, Paulo; MIRANDA, Heloisa Sinátora. Effects of prescribed fires on the survival and release of seeds of *Kielmeyera coriacea* (Spr.) Mart. (Clusiaceae) in savannas of Central Brazil. **Brazilian Journal of Plant Physiology**, v. 20, p. 197–204, 2008.

COCHRANE, Mark A.; SCHULZE, Mark D. Fire as a Recurrent Event in Tropical Forests of the Eastern Amazon: Effects on Forest Structure, Biomass, and Species Composition. **Biotropica**, v. 31, n. 1, p. 2, 1999. a. DOI: 10.2307/2663955.

COCHRANE, Mark A. Fire science for rainforests. **Nature**, v. 421, n. 6926, p. 913–919, 2003.

COOMES, David A. Nutrient status of Amazonian caatinga forests in a seasonally dry area: nutrient fluxes in litter fall and analyses of soils. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 27, n. 6, p. 831–839, 1997.

DALY, Douglas C.; PRANCE, Ghilleen T. Brazilian Amazon. In: CAMPBELL, D. G.; HAMMOND, H. D. (org.). **Floristic Inventory of Tropical Countries**. NY: New York Botanical Garden, 1989. p. 401–426.

DALY, Douglas C.; MITCHELL, John D. 14. Lowland Vegetation of Tropical South America: An Overview. **Imperfect balance**, p. 391–454, 2000.

DALY, Douglas C.; SILVEIRA, Marcos. **Primeiro Catálogo da Flora do Acre, Brasil / First Catalogue of the Flora of Acre, Brazil**. Rio Branco: Edufac, 2008.

DALY, Douglas C.; SILVEIRA, Marcos; MEDEIROS, Herison; CASTRO, Wendeson; OBERMÜLLER, Flávio A. The White-sand Vegetation of Acre, Brazil. **Biotropica**, v. 48, n. 1, p. 81–89, 2016. DOI: 10.1111/btp.12307.

DIDONET, Adriano Amir; FERRAZ, Isolde Dorothea Kossmann. O comércio de frutos de tucumã (*Astrocaryum aculeatum* G. Mey-Arecaceae) nas feiras de Manaus (Amazonas, Brasil). **Revista Brasileira de Fruticultura**, v. 36, n. 2, p. 353–362, 2014.

DO NASCIMENTO, N. R. et al. Podzolization as a deferralitization process: A study of an Acrisol-Podzol sequence derived from Palaeozoic sandstones in the northern upper Amazon Basin. **European Journal of Soil Science**, v. 55, n. 3, p. 523–538, 2004. DOI: 10.1111/j.1365-2389.2004.00616.x.

D'OLIVEIRA, M. V. N. **Sustainable forest management for small farmers in Acre**

**State in the Brazilian Amazon.** 2000. University of Aberdeen, Scotland, 2000.

DUCKE, A.; BLACK, G. NOTAS SOBRE A FITOGEOGRAFIA DA AMAZONIA BRASILEIRA. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 25, p. 1–46, 1953.

DUIVENVOORDEN, Joost E. Tree species composition and rain forest-environment relationships in the middle Caquetá area, Colombia, NW Amazonia. **Vegetatio**, v. 120, n. 2, p. 91-113, 1995.

FELFILI, JEANINE et al. Comportamento de plântulas de *Sclerolobium paniculatum* Vog. var. *rubiginosum* (Tul.) Benth. sob diferentes níveis de sombreamento, em viveiro. **Brazilian Journal of Botany**, v. 22, p. 297-301, 1999.

FERNANDES, Katia et al. North Tropical Atlantic influence on western Amazon fire season variability. **Geophysical Research Letters**, v. 38, n. 12, p. 1–5, 2011. DOI: 10.1029/2011GL047392.

FERNANDES, Marília Moreira; VENTURIERI, Giorgio Cristino; JARDIM, Mário Augusto Gonçalves. Biologia, visitantes florais e potencial melífero de *Tapirira guianensis* (Anacardiaceae) na Amazônia Oriental. **Revista de Ciências Agrárias Amazonian Journal of Agricultural and Environmental Sciences**, v. 55, n. 3, p. 167-175, 2012.

FERREIRA, Carlos Alberto Cid. **ANÁLISE COMPARATIVA DE VEGETAÇÃO LENHOSA DO ECOSISTEMA CAMPINA NA AMAZONIA BRASILEIRA.** 2009. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, 2009.

FIEDLER, Nilton Cesar et al. Efeito de incêndios florestais na estrutura e composição florística de uma área de cerrado sensu stricto na fazenda Água Limpa-DF. **Revista Árvore**, v. 28, p. 129-138, 2004.

FIGUEIREDO, Symone Maria de Melo et al. Predicting the distribution of forest tree species using topographic variables and vegetation index in eastern Acre, Brazil. **Acta Amazonica**, [S. l.], v. 45, n. 2, p. 167–174, 2015. DOI: 10.1590/1809-4392201402834.

FINE, Paul V. A. et al. the Contribution of Edaphic Heterogeneity To the Evolution and Diversity of Burseraceae Trees in the Western Amazon. **Evolution**, v. 59, n. 7, p. 1464, 2005. DOI: 10.1554/04-745.

FLORES, Bernardo M. et al. Repeated fires trap Amazonian blackwater floodplains in an open vegetation state. **Journal of Applied Ecology**, v. 53, n. 5, p. 1597-1603, 2016.

FLORES, Bernardo M.; HOLMGREN, Milena. White-Sand Savannas Expand at the Core of the Amazon After Forest Wildfires. **Ecosystems**, p. 1-14, 2021.

FRANCO, Wilfredo; DEZZEO, Nelda. Soils and soil water regime in the terra firme-caatinga forest complex near San Carlos de Río Negro, state of Amazonas, Venezuela. **INTERCIENCIA-CARACAS-**, v. 19, p. 305-305, 1994.

GARCÍA-VILLACORTA, Roosevelt; DEXTER, Kyle G.; PENNINGTON, Toby.

Amazonian White-Sand Forests Show Strong Floristic Links with Surrounding Oligotrophic Habitats and the Guiana Shield. **Biotropica**, v. 48, n. 1, p. 47–57, 2016. DOI: 10.1111/btp.12302.

GENTRY, Alwyn. Volume 75 Annals Number 1 of the Botanical Garden. **Annals of the Missouri Botanical Garden**, v. 75, n. 1, p. 1–34, 1988.

GENTRY, Alwyn Howard; ORTIZ, Rosa. Patrones de composición florística en la Amazonía peruana. In: KALLIOLA, R.; PUHAKKA, M.; DANJOY, W. (org.). **Amazonía Peruana: Vegetación húmeda tropical en el Ilo subandino**. Jyväskylä, Finlandia: Proyecto Amazonía de la Universidad de Turku & Oficina Nacional de Evaluación de Recursos Naturales, p. 155–166, 1993.

GODAR, Javier; GARDNER, Toby A.; TIZADO, E. Jorge; PACHECO, Pablo. Correction: Sustainability science, environmental sciences (Proc Natl Acad Sci USA 111:15591-15596(2014)). **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 112, n. 23, p. E3089, 2015. DOI: 10.1073/pnas.1508418112.

GOMES-SILVA, D. A. P.; WADT, LH de O.; EHRINGHAUS, C. Ecologia e manejo de patauá (*Oenocarpus bataua* Mart.) para produção de frutos e óleo. **Embrapa Acre-Documentos (INFOTECA-E)**, 2004.

GUIMARÃES, Felipe Silva; BUENO, Guilherme Taitson. As campinas e campinaranas amazônicas / The amazonian campinas and campinaranas. **Caderno de Geografia**, v. 26, n. 45, p. 113, 2015. DOI: 10.5752/p.2318-2962.2016v26n45p113.

GUSSON, Eduardo. **Uso e diversidade genética em populações naturais de biriba (*Eschweilera ovata* [Cambess.] Miers): subsídios ao manejo e conservação da espécie**. 2004. Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2004. DOI: 10.11606/D.91.2004.tde-29072004-161407

HERRERA, R.; KLINGE, H.; MEDINA, E. Amazon ecosystems: their structure and functioning with particular emphasis on nutrients. **Interciencia**, v. 3, n. 4, p. 223–231, 1978.

HEYLIGERS, Petrus Cornelis. **Vegetation and soil of a white-sand savanna in Suriname**. Amsterdam: NV Noord-Hollandsche Uitgevers Maatschappij, 1963.

HIGGINS, Steven I.; BOND, William J.; TROLLOPE, Winston SW. Fire, resprouting and variability: a recipe for grass–tree coexistence in savanna. **Journal of Ecology**, v. 88, n. 2, p. 213–229, 2000.

HIRAI, Eliana Harumi et al. Efeito de exploração florestal de impacto reduzido sobre a regeneração natural em uma floresta densa de terra firme no município de Paragominas na Amazônia brasileira. **Embrapa Amazônia Oriental-Artigo em periódico indexado (ALICE)**, 2012.

HOFFMANN, William A.; SCHROEDER, Wilfrid; JACKSON, Robert B. Regional feedbacks among fire, climate, and tropical deforestation. **Journal of Geophysical Research: Atmospheres**, v. 108, 2003.

IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira : sistema fitogeográfico : inventário das formações florestais e campestres : técnicas e manejo de coleções botânicas : procedimentos para mapeamentos**. Rio de Janeiro: IBGE, v 60, 2012.

LEWIS, Simon L. et al. The 2010 Amazon drought. **Science**, v. 331, n. 6017, p. 554, 2011. DOI: 10.1126/science.1200807.

LIMA, Edson S.; FELFILI, Jeanine M.; MARIMON, Beatriz S.; SCARIOT, Aldicir. Diversidade, estrutura e distribuição espacial de palmeiras em um cerrado sensu stricto no Brasil Central - DF. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 26, n. 3, p. 361–370, 2003. DOI: 10.1590/s0100-84042003000300009.

LIESENFELD, Marcus Vinicius Athaydes; VIEIRA, Gil. Postfire Palm Resprouting in the Amazonian Forest: are Underground Stems an Advantage?. **Perspectivas Rurales Nueva Época**, v. 16, n. 31, p. 11-23, 2018.

MARENGO, J. A.; ESPINOZA, J. C. Extreme seasonal droughts and floods in Amazonia: Causes, trends and impacts. **International Journal of Climatology**, v. 36, n. 3, p. 1033–1050, 2016. DOI: 10.1002/joc.4420.

MAGURRAN, Anne E. **Ecological diversity and its measurement**. Princeton University Press, New Jersey. 179 p, 1988.

MAGURRAN, Anne E. **Measuring Biological Diversity**. Oxford: Blackwell, 2003, 256 p.

MENEZES, Gustavo Souza Cruz; CAZETTA, Eliana; DODONOV, Pavel. Vegetation structure across fire edges in a Neotropical rain forest. **Forest Ecology and Management**, v. 453, n. September, p. 117587, 2019. DOI: 10.1016/j.foreco.2019.117587.

MENEZES, R. S. de, SANTOS, A. J. dos, BERGER, R. **A importância da Reserva Legal na geração de renda dos pequenos produtores rurais: estudo de caso no estado do Acre**, Amazônia. Floresta, Curitiba, PR, v.35, n. 1, jan./abr. 2005.

MESQUITA, R. C. G.; et al. Management of advanced regeneration in secondary forests of the Brazilian Amazon. **Forest Ecology and Management**, Institute of Ecology, University of Georgia, Athens, USA, v. 130, p. 131-140. 2000.

MENDONÇA, Bruno Araujo Furtado; FILHO, Elpídio Inácio Fernandes; SCHAEFER, Carlos Ernesto Gonçalves Reynaud; SIMAS, Felipe Nogueira Bello; PAULA, Mayara Daher. Os Solos Das Campinaranas Na Amazônia Brasileira: Ecossistemas Arenícolas Oligotróficos. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 25, n. 4, p. 827–839, 2015.

MÈTRAUX, ALFRED. Borracha. Entrecasca de Árvore. **Ribeiro, D. Suma Etnológica Brasileira; I Etnobiologia**, 1997.

MOUSSAI, Farana; KAHN, Francis. Uso y potencial econômico de dos palmas, *Astrocaryum aculeatum* Meyer y *A. vulgare* Martius, en la Amazonia brasileria. 1997.

MUELLER-DOMBOIS, Dombois; ELLENBERG, Heinz. **Aims and Methods of Vegetation Ecology**. New York: John Wiley & Sons, p. 546, 1974.

NEPSTAD, Daniel C. et al. Large-scale impoverishment of amazonian forests by logging and fire. **Nature**, v. 398, n. 6727, p. 505–508, 1999. DOI: 10.1038/19066.

NOAA. **El Niño and La Niña years and intensities, Based on Oceanic Niño Index (ONI)**. 2017.

NUMATA, Izaya et al. Fire and edge effects in a fragmented tropical forest landscape in the southwestern Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 401, p. 135-146, 2017.

OBERMÜLLER, F. A. et al. **Guia Ilustrado e manual de arquitetura foliar para espécies madeireiras da Amazônia Ocidental**. Rio Branco, AC: GKNoronha, 2011.

OLIVEIRA, A. N. de; AMARAL, I. L. do. Aspectos florísticos, fitossociológicos e ecológicos de um sub-bosque de terra firme na Amazônia Central, Amazonas, Brasil. **Acta Amazonica**, v. 35, n. 1, p. 1 – 16, 2005.

OLIVEIRA, Marcus Vinicio Neves; SANT'ANNA, Henrique. Inventário florestal e avaliação do avanço do desmatamento no projeto de colonização Pedro Peixoto. **Embrapa Acre. Documentos**, Rio Branco, Acre, 2003.

OLIVEIRA, Alexandre Adalardo De; DALY, Douglas C.; VICENTINI, Alberto; COHN-HAFT, Mario. Florestas sobre Areia : Campinaranas e Igapós. *In*: OLIVEIRA, Alexandre Adalardo De; DALY, Douglas (org.). **Florestas do Rio Negro**. Niterói: Companhia das Letras, Universidade Paulista e The New York Botanical Garden, 2001. p. 181–219.

PAGE, C. N. The taxonomy and phytogeography of bracken—a review. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 73, n. 1–3, p. 1–34, 1976. DOI: 10.1111/j.1095-8339.1976.tb02010.x.

PAIXÃO, Késid Rafael Cavalcante; DA SILVEIRA, Antônio Laffayette Pires. O Componente Arbóreo de 1, 0 ha de Floresta de Várzea no Sudoeste da Amazônia, Rondônia, Brasil. 2020.

PAKEMAN, R. J.; MARRS, R. H.; JACOB, P. J. A model of bracken (*Pteridium aquilinum*) growth and the effects of control strategies and changing climate. **Journal of applied ecology**, p. 145-154, 1994.

PARRON, Lucília Maria; RIBEIRO, José Felipe.; Revegetação de uma área degradada no Corrego Sarandi, Planaltina, DF. *in*: RIBEIRO, José Felipe; MARTINEZ, Luciano Lamper. Revegetação de uma área degradada no Córrego Sarandi, Planaltina, DF. **Boletim do Herbário Ezechias Paulo Heringer**, v. 5, 2000.

PRANCE, Ghilleen T.; SCHUBART, Herbert O. R. Notes on the Vegetation of Amazonia I. A Preliminary Note on the Origin of the Open White Sand Campinas of the Lower Rio Negro. **Brittonia**, v. 30, n. 1, p. 60, 1978. DOI: 10.2307/2806458.

PROCÓPIO, Lilian Costa et al. As espécies de tauari (Lecythidaceae) em florestas

de terra firme da Amazônia: padrões de distribuição geográfica, abundâncias e implicações para a conservação. **Acta Botanica Brasilica**, v. 24, n. 4, p. 883-897, 2010.

ROSSETTI, Dilce F. et al. White sand vegetation in an Amazonian lowland under the perspective of a young geological history. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 91, n. 4, p. 1–21, 2019. DOI: 10.1590/0001-3765201920181337.

ROYO, Alejandro A.; CARSON, Walter P. On the formation of dense understory layers in forests worldwide: Consequences and implications for forest dynamics, biodiversity, and succession. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 36, n. 6, p. 1345–1362, 2006. DOI: 10.1139/X06-025.

RUOKOLAINEN, Kalle; TUOMISTO, Hanna. La vegetación de terrenos no inundables (tierra firme) en la selva baja de la Amazonía peruana. In: KALLIOLA, R.; PUHAKKA, M.; DANJOY, W. (org.). **Amazonía Peruana: Vegetación húmeda tropical en el llao subandino**. Jyväskylä, Finlandia: Proyecto Amazonía de la Universidad de Turku & Oficina Nacional de Evaluación de Recursos Naturales, 1993. p. 139–153.

SALES, Maiara Lopes Ferreira et al. **Estudo fitoquímico de *Aspidosperma nitidum* (Benth)**. 2019.

SAMBUICHI, R. H. R. **Efeitos de longo prazo do fogo periódico sobre a fitossociologia da camada lenhosa de um cerrado em Brasília, DF. 1991**. Universidade de Brasília, 1991.

SANTÍN, Cristina; DOERR, Stefan H. Fire effects on soils: The human dimension. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 371, n. 1696, p. 28–34, 2016. DOI: 10.1098/rstb.2015.0171.

SANTOS, Naiara Marta Conceição; DO VALE JUNIOR, José Frutuoso; BARBOSA, Reinaldo Imbrozio. Florística e estrutura arbórea de ilhas de mata em áreas de savana do norte da Amazônia brasileira. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi-Ciências Naturais**, v. 8, n. 2, p. 205-221, 2013.

SATO, Luciane Yumie et al. Post-fire changes in forest biomass retrieved by airborne LiDAR in Amazonia. **Remote Sensing**, v. 8, n. 10, p. 1–15, 2016. DOI: 10.3390/rs8100839.

SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO (SFB). Sistema Nacional de Informações Florestais – SNIF. Brasília, 2019. Disponível em: < <http://snif.florestal.gov.br/pt-br/>>. Acesso em: 04 mai 2021.

SCHNEIDER, Laura C. Invasive species and land-use: the effect of land management practices on bracken fern invasion in the region of Calakmul, Mexico. **Journal of Latin American Geography**, p. 91-107, 2006.

SILVA, Vagner Fernandes da et al. Impacto do fogo no componente arbóreo de uma floresta estacional semidecídua no município de Ibituruna, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 19, p. 701-716, 2005.

SILVA, C.E.M. et al. Eficiência no uso dos nutrientes por espécies pioneiras crescidas em pastagens degradadas na Amazônia central. **Acta Amazonica**, v. 36, p. 503-512, 2006.

SILVA, Sonaira Souza. **Dinâmica Dos Incêndios Florestais No Estado Do Acre**. 2017. DOI: 10.13140/RG.2.2.29675.23840.

SILVA, Sonaira Souza et al. Dynamics of forest fires in the southwestern Amazon. *Forest Ecology and Management*, v. 424, p. 312-322, 2018.

SILVA, Sonaira Souza et al. Impact of fires on an open bamboo forest in years of extreme drought in southwestern Amazonia. **Regional Environmental Change**, v. 20, n. 4, 2020. DOI: 10.1007/s10113-020-01707-5.

SILVEIRA, Marcos. **Vegetação e flora das campinaranas do sudoeste amazônico (ju-008)**. Departamento De Ciências Da Natureza. Rio Branco, 2003.

SILVEIRA, Marcos. O complexo vegetacional sobre areia branca no Alto Juruá. *In*: BRITO, Thaline de Freitas; SILVA, Richarly da Costa; OLIVEIRA, Sérgio Augusto Vidal De; SILVEIRA, Marcos (org.). **Complexo vegetacional sobre areia branca: campinaranas do sudoeste da Amazônia**. Rio Branco: Edufac, p 93, 2017.

SILVÉRIO, Divino V. et al. Testing the Amazon savannization hypothesis: fire effects on invasion of a neotropical forest by native cerrado and exotic pasture grasses. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 368, n. 1619, p. 20120427, 2013.

SIMPSON, Daniel Cardoso et al. Desenvolvimento e validação de metodologia analítica por clae em fase reversa para a determinação do perfil cromatográfico do extrato etanólico das cascas do caule de *aspidosperma nitidum* benth (apocynaceae). 2013.

SMITH, Lauren T.; ARAGÃO, Luiz E. O. C.; SABEL, Clive E.; NAKAYA, Tomoki. Drought impacts on children's respiratory health in the Brazilian Amazon. **Scientific Reports**, v. 4, p. 1–8, 2014. DOI: 10.1038/srep03726.

STROPP, Juliana; SLEEN, Peter Van der; ASSUNÇÃO, Paulo Apóstolo; SILVA, Adeilson Lopes Da; STEEGE, Hans Ter. Tree communities of white-sand and terra-firme forests of the upper Rio Negro. **Acta Amazonica**, v. 41, n. 4, p. 521–544, 2011. DOI: 10.1590/s0044-59672011000400010.

STROPP, Juliana; VAN DER SLEEN, Peter; QUESADA, Carlos A.; TER STEEGE, Hans. Herbivory and habitat association of tree seedlings in lowland evergreen rainforest on white-sand and terra-firme in the upper Rio Negro. **Plant Ecology and Diversity**, v. 7, n. 1–2, p. 255–265, 2014. DOI: 10.1080/17550874.2013.773103.

SUAZO-ORTUÑO, Ireri et al. Land-use Change Dynamics, Soil Type and Species Forming Mono-dominant Patches: The Case of *Pteridium aquilinum* in a Neotropical Rain Forest Region. **Biotropica**, v. 47, n. 1, p. 18–26, 2015. DOI: 10.1111/btp.12181.

TABARELLI, Marcelo; MANTOVANI, Waldir. Clareiras naturais e a riqueza de



espécies pioneiras em uma Floresta Atlântica Montana. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 59, p. 251-261, 1999.

TUOMISTO, Hanna et al. Dissecting amazonian biodiversity. **Science**, v. 269, n. 5220, p. 63–66, 1995. DOI: 10.1126/science.269.5220.63.

VALE, Gabriel Damasco Do. **O Efeito do solo, inundação e topografia sobre campinaranas inundáveis na Amazônia**. 2011.

VÁSQUEZ MARTÍNEZ, Rodolfo. **Flórula de las reservas biológicas de Iquitos, Perú: Allpahuayo Mishana, Explornapo Camp, Explorama Lodge**. St. Louis: Missouri Botanical Garden, 1997.

VELOSO, H. P.; GÓES-FILHO, Luiz. **Fitogeografia brasileira : classificação fisionômico - ecológica da vegetação neotropical**. 1. ed. Salvador: RADAMBRASIL IBGE, 1982.

VELOSO, H. P.; RANGEL-FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. A. **CLASSIFICAÇÃO DA VEGETAÇÃO BRASILEIRA, ADAPTADA A UM SISTEMA UNIVERSAL**. Rio de Janeiro: IBGE, 1991.

VERÍSSIMO, Adalberto; PEREIRA, Denys. Produção na Amazônia Florestal: características, desafios e oportunidades. **Parcerias Estratégicas**, v. 19, n. 38, p. 13-44, 2015.

VIEIRA DE PAIVA, Ary et al. Inventário e Diagnóstico da Arborização Urbana Viária de Rio Branco, Ac. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, v. 5, n. 1, p. 144, 2019. DOI: 10.5380/revsbau.v5i1.66256.

VICENTINI, Alberto. A vegetação ao longo de um gradiente edáfico no Parque Nacional do Jaú. **Janelas para a biodiversidade no Parque Nacional do Jaú: uma estratégia par ao estudo da biodiversidade na Amazônia (SH Borges, S. Iwanaga, CC Durigan & MR Pinheiro, eds.)**. Fundação Vitória Amazônica/WWF/IBAMA, Manaus, p. 117-143, 2004.

WILLIAMS, R. J. et al. Fire regime, fire intensity and tree survival in a tropical savanna in northern Australia. **Australian Journal of Ecology**, v. 24, n. 1, p. 50-59, 1999.

WIGGERS, Kelly Lais; RIBEIRO, Selma Regina Aranha. **Validação da classificação do uso e cobertura da terra mediante visita “in loco” e imagem de VANT1**, 2015.

WORLD RESOURCES INSTITUTE. **World Resources Report: Decision Making in A Challenging Climate - Adaptation Challenges and Choices**. Washington: World Resources Institute, 2011.

## Apêndice A

### Análise fitossociológica da Campinarana Florestada não queimada

Espécie	N	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	IVI
<i>Hevea sp</i>	99	79.2	13.3	60	1.0	1.5	6.1	20.4
<i>Oenocarpus bataua</i>	74	59.2	9.9	80	1.3	1.7	6.9	18.1
<i>Brosimum rubescens</i>	18	14.4	2.4	60	1.0	1.2	4.8	8.2
<i>Parkia nitida</i>	4	3.2	0.5	40	0.7	1.2	4.8	6.0
<i>Micropholis rugosa</i>	20	16.0	2.7	100	1.6	0.4	1.4	5.7
<i>Pouteria reticulata</i>	8	6.4	1.1	60	1.0	0.7	3.0	5.0
<i>Protium apiculatum</i>	13	10.4	1.7	100	1.6	0.4	1.5	4.9
<i>Chrysophyllum sp</i>	9	7.2	1.2	100	1.6	0.4	1.5	4.3
<i>Aniba sp</i>	10	8.0	1.3	60	1.0	0.4	1.5	3.8
<i>Iryanthera juruensis</i>	16	12.8	2.1	40	0.7	0.2	1.0	3.8
<i>Protium polybotryum</i>	5	4.0	0.7	40	0.7	0.6	2.4	3.7
<i>Dodecastigma uleanum</i>	17	13.6	2.3	40	0.7	0.1	0.6	3.5
<i>Osteophloeum platyspermum</i>	7	5.6	0.9	60	1.0	0.4	1.6	3.5
<i>Ocotea splendens</i>	9	7.2	1.2	60	1.0	0.3	1.2	3.4
<i>Pouteria laevigataa</i>	10	8.0	1.3	80	1.3	0.2	0.7	3.4
<i>Protium paniculatum</i>	11	8.8	1.5	80	1.3	0.1	0.5	3.3
<i>Iryanthera coriacea</i>	8	6.4	1.1	80	1.3	0.2	0.8	3.2
<i>Ocotea rhodophylla</i>	9	7.2	1.2	20	0.3	0.4	1.5	3.1
<i>Virola venosa</i>	8	6.4	1.1	40	0.7	0.3	1.3	3.1
<i>Allantoma lineata</i>	6	4.8	0.8	40	0.7	0.4	1.6	3.0
<i>Byrsonima garcibarrigae</i>	5	4.0	0.7	40	0.7	0.4	1.7	3.0
<i>Eschweilera coriacea</i>	8	6.4	1.1	40	0.7	0.3	1.2	3.0
<i>Parkia multijuga</i>	2	1.6	0.3	20	0.3	0.6	2.3	2.9
<i>Protium spruceanum</i>	12	9.6	1.6	40	0.7	0.2	0.7	2.9
<i>Emmotum acuminatum</i>	6	4.8	0.8	60	1.0	0.2	1.0	2.8
<i>Eschweilera rodriguesiana</i>	8	6.4	1.1	40	0.7	0.2	0.9	2.7
<i>Manilkara bidentata</i>	6	4.8	0.8	20	0.3	0.4	1.5	2.6
<i>Pouteria cuspidata</i>	6	4.8	0.8	20	0.3	0.4	1.5	2.6
<i>Casearia negrensis</i>	7	5.6	0.9	60	1.0	0.1	0.6	2.5
<i>Pouteria minima</i>	5	4.0	0.7	80	1.3	0.1	0.6	2.5
<i>Aspidosperma spruceanum</i>	4	3.2	0.5	60	1.0	0.2	0.9	2.4
<i>Mezilaurus mahuba</i>	3	2.4	0.4	60	1.0	0.3	1.0	2.4
<i>Couratari longipedicellata</i>	3	2.4	0.4	40	0.7	0.3	1.2	2.3
<i>Guatteria discolor</i>	4	3.2	0.5	60	1.0	0.2	0.8	2.3
<i>Pseudolmedia laevis</i>	7	5.6	0.9	60	1.0	0.1	0.4	2.3
<i>Pagamea sp</i>	5	4.0	0.7	60	1.0	0.1	0.6	2.2
<i>Virola sebifera</i>	6	4.8	0.8	40	0.7	0.2	0.7	2.2
<i>Hebepetalum humiriifolia</i>	5	4.0	0.7	60	1.0	0.1	0.4	2.1
<i>Clarisia racemosa</i>	4	3.2	0.5	60	1.0	0.1	0.4	2.0
<i>Erismia sp</i>	4	3.2	0.5	40	0.7	0.2	0.8	2.0
<i>Hevea guianensis</i>	5	4.0	0.7	40	0.7	0.2	0.7	2.0
<i>Hymenolobium pulcherrimum</i>	3	2.4	0.4	40	0.7	0.2	1.0	2.0
<i>Pseudolmedia laevigata</i>	5	4.0	0.7	40	0.7	0.2	0.6	2.0
<i>Sloanea synandra</i>	3	2.4	0.4	60	1.0	0.1	0.6	2.0
<i>Guarea trunciflora</i>	3	2.4	0.4	60	1.0	0.1	0.5	1.9
<i>Helicostylis scabra</i>	4	3.2	0.5	40	0.7	0.2	0.7	1.9
<i>Inga paraensis</i>	4	3.2	0.5	60	1.0	0.1	0.3	1.9
<i>Protium heptaphyllum</i>	6	4.8	0.8	40	0.7	0.1	0.4	1.9
<i>Rinorea guianensis</i>	5	4.0	0.7	40	0.7	0.1	0.6	1.9
<i>Bocoa viridiflora</i>	3	2.4	0.4	40	0.7	0.2	0.7	1.8
<i>Pourouma minor</i>	5	4.0	0.7	40	0.7	0.1	0.5	1.8
<i>Pouteria manaosensis</i>	2	1.6	0.3	40	0.7	0.2	0.9	1.8

<i>Tapirira guianensis</i>	3	2.4	0.4	20	0.3	0.3	1.1	1.8
<i>Pseudopiptadenia psilostachya</i>	3	2.4	0.4	40	0.7	0.2	0.6	1.7
<i>Tachigali multijuga</i>	4	3.2	0.5	40	0.7	0.1	0.5	1.7
<i>Xylopia calophylla</i>	3	2.4	0.4	60	1.0	0.1	0.3	1.7
<i>Brosimum longifolium</i>	4	3.2	0.5	20	0.3	0.2	0.7	1.6
<i>Brosimum sp</i>	3	2.4	0.4	40	0.7	0.1	0.5	1.6
<i>Cecropia sciadophylla</i>	3	2.4	0.4	40	0.7	0.1	0.5	1.6
<i>Protium aracouchini</i>	3	2.4	0.4	60	1.0	0.0	0.2	1.6
<i>Theobroma subincanum</i>	3	2.4	0.4	60	1.0	0.0	0.2	1.6
<i>Dimorphandra ignea</i>	3	2.4	0.4	40	0.7	0.1	0.4	1.5
<i>Vatairea sp</i>	2	1.6	0.3	40	0.7	0.1	0.6	1.5
<i>Couma utilis</i>	2	1.6	0.3	40	0.7	0.1	0.5	1.4
<i>Licania pallida</i>	3	2.4	0.4	40	0.7	0.1	0.3	1.4
<i>Pourouma guianensis</i>	3	2.4	0.4	40	0.7	0.1	0.3	1.4
<i>Alchornea floribunda</i>	2	1.6	0.3	40	0.7	0.1	0.4	1.3
<i>Andira sp</i>	1	0.8	0.1	20	0.3	0.2	0.8	1.3
<i>Aspidosperma nitidum</i>	2	1.6	0.3	40	0.7	0.1	0.4	1.3
<i>Buchenavia tetraphylla</i>	2	1.6	0.3	20	0.3	0.2	0.7	1.3
<i>Ephedranthus amazonicus</i>	6	4.8	0.8	20	0.3	0.0	0.2	1.3
<i>Licania heteromorpha</i>	3	2.4	0.4	40	0.7	0.1	0.2	1.3
<i>Nectandra cuspidata</i>	3	2.4	0.4	40	0.7	0.1	0.2	1.3
<i>Pourouma villosa</i>	3	2.4	0.4	40	0.7	0.1	0.2	1.3
<i>Couepia longipendula</i>	4	3.2	0.5	20	0.3	0.1	0.3	1.2
<i>Doliocarpus sp</i>	3	2.4	0.4	40	0.7	0.0	0.1	1.2
<i>Eugenia sp</i>	2	1.6	0.3	40	0.7	0.1	0.3	1.2
<i>Iryanthera hostmannii</i>	3	2.4	0.4	40	0.7	0.0	0.1	1.2
<i>Pourouma tomentosa</i>	1	0.8	0.1	20	0.3	0.2	0.7	1.2
<i>Sacoglottis guianensis</i>	3	2.4	0.4	40	0.7	0.0	0.2	1.2
<i>Anacardium spruceanum</i>	2	1.6	0.3	20	0.3	0.1	0.6	1.1
<i>Eschweilera cyathiformis</i>	2	1.6	0.3	20	0.3	0.1	0.5	1.1
<i>Lacmellea gracilis</i>	2	1.6	0.3	40	0.7	0.1	0.2	1.1
<i>Maquira sclerophylla</i>	2	1.6	0.3	40	0.7	0.0	0.2	1.1
<i>Rhamnidium sp</i>	1	0.8	0.1	20	0.3	0.2	0.6	1.1
<i>Siparuna sarmentosa</i>	2	1.6	0.3	40	0.7	0.0	0.1	1.1
<i>Virola multinervia</i>	2	1.6	0.3	40	0.7	0.0	0.1	1.1
<i>Calycophyllum megistocaulum</i>	2	1.6	0.3	20	0.3	0.1	0.4	1.0
<i>Eschweilera rhododendrifolia</i>	2	1.6	0.3	40	0.7	0.0	0.1	1.0
<i>Hymenaea oblongifolia</i>	1	0.8	0.1	20	0.3	0.1	0.5	1.0
<i>Licania lata</i>	1	0.8	0.1	20	0.3	0.1	0.6	1.0
<i>Licania sothersiae</i>	2	1.6	0.3	20	0.3	0.1	0.4	1.0
<i>Ocotea aciphylla</i>	2	1.6	0.3	40	0.7	0.0	0.1	1.0
<i>Perebea mollis</i>	2	1.6	0.3	20	0.3	0.1	0.4	1.0
<i>Pterocarpus rohrii</i>	2	1.6	0.3	40	0.7	0.0	0.1	1.0
<i>Rinorea amapensis</i>	2	1.6	0.3	40	0.7	0.0	0.1	1.0
<i>Sloanea laurifolia</i>	1	0.8	0.1	20	0.3	0.1	0.6	1.0
<i>Allantoma sp</i>	3	2.4	0.4	20	0.3	0.0	0.2	0.9
<i>Brosimum lactescens</i>	1	0.8	0.1	20	0.3	0.1	0.5	0.9
<i>Cecropia sp</i>	2	1.6	0.3	20	0.3	0.1	0.3	0.9
<i>Mabea sp</i>	3	2.4	0.4	20	0.3	0.0	0.2	0.9
<i>Mouriri duckeana</i>	1	0.8	0.1	20	0.3	0.1	0.4	0.9
<i>Pradosia sp</i>	2	1.6	0.3	20	0.3	0.1	0.3	0.9
<i>Roucheria columbiana</i>	3	2.4	0.4	20	0.3	0.0	0.1	0.9
<i>Virola calophylla</i>	3	2.4	0.4	20	0.3	0.0	0.1	0.9
<i>Abarema jupunba</i>	1	0.8	0.1	20	0.3	0.1	0.4	0.8
<i>Couepia guianensis</i>	2	1.6	0.3	20	0.3	0.0	0.2	0.8
<i>Eschweilera ovata</i>	1	0.8	0.1	20	0.3	0.1	0.3	0.8
<i>Guarea sp</i>	1	0.8	0.1	20	0.3	0.1	0.4	0.8
<i>Guatteria citriodora</i>	2	1.6	0.3	20	0.3	0.1	0.2	0.8

<i>Iryanthera tricornis</i>	2	1.6	0.3	20	0.3	0.1	0.2	0.8
<i>Licania guianensis</i>	2	1.6	0.3	20	0.3	0.0	0.2	0.8
<i>Maclobium microcalyx</i>	3	2.4	0.4	20	0.3	0.0	0.1	0.8
<i>Pourouma ferruginea</i>	1	0.8	0.1	20	0.3	0.1	0.3	0.8
<i>Sloanea sp</i>	2	1.6	0.3	20	0.3	0.0	0.2	0.8
<i>Virola pavonis</i>	1	0.8	0.1	20	0.3	0.1	0.4	0.8
<i>Acacia sp</i>	2	1.6	0.3	20	0.3	0.0	0.1	0.7
<i>Calophyllum brasiliense</i>	1	0.8	0.1	20	0.3	0.1	0.3	0.7
<i>Cupania scrobiculata</i>	1	0.8	0.1	20	0.3	0.1	0.3	0.7
<i>Eschweilera sp</i>	2	1.6	0.3	20	0.3	0.0	0.1	0.7
<i>Euterpe precatorea</i>	2	1.6	0.3	20	0.3	0.0	0.1	0.7
<i>Lacunaria sp</i>	1	0.8	0.1	20	0.3	0.1	0.2	0.7
<i>Maclobium limbatum</i>	2	1.6	0.3	20	0.3	0.0	0.1	0.7
<i>Matayba arborescens</i>	2	1.6	0.3	20	0.3	0.0	0.1	0.7
<i>Mauritia flexuosa</i>	1	0.8	0.1	20	0.3	0.0	0.2	0.7
<i>Mezilaurus duckei</i>	2	1.6	0.3	20	0.3	0.0	0.1	0.7
<i>Micropholis cylindrocarpa</i>	1	0.8	0.1	20	0.3	0.1	0.2	0.7
<i>Micropholis sp</i>	1	0.8	0.1	20	0.3	0.1	0.2	0.7
<i>Neea sp</i>	2	1.6	0.3	20	0.3	0.0	0.1	0.7
<i>Pourouma cecropiifolia</i>	2	1.6	0.3	20	0.3	0.0	0.1	0.7
<i>protium sp</i>	2	1.6	0.3	20	0.3	0.0	0.2	0.7
<i>Protium sp</i>	1	0.8	0.1	20	0.3	0.1	0.2	0.7
<i>Sterigmapetalum sp</i>	1	0.8	0.1	20	0.3	0.0	0.2	0.7
<i>Buchenavia grandis</i>	1	0.8	0.1	20	0.3	0.0	0.2	0.6
<i>Byrsonima sp</i>	1	0.8	0.1	20	0.3	0.0	0.1	0.6
<i>Cariniana sp</i>	1	0.8	0.1	20	0.3	0.0	0.1	0.6
<i>Citharexylum myrianthum</i>	1	0.8	0.1	20	0.3	0.0	0.1	0.6
<i>Couepia ulei</i>	1	0.8	0.1	20	0.3	0.0	0.2	0.6
<i>Dimorphandra pennigera</i>	1	0.8	0.1	20	0.3	0.0	0.2	0.6
<i>Heisteria ovata</i>	1	0.8	0.1	20	0.3	0.0	0.1	0.6
<i>Mimosa sp</i>	2	1.6	0.3	20	0.3	0.0	0.1	0.6
<i>Ormosia paraensis</i>	1	0.8	0.1	20	0.3	0.0	0.1	0.6
<i>Pourouma sp</i>	1	0.8	0.1	20	0.3	0.0	0.1	0.6
<i>Pouteria coriacea</i>	1	0.8	0.1	20	0.3	0.0	0.1	0.6
<i>Prunus myrtifolia</i>	1	0.8	0.1	20	0.3	0.0	0.1	0.6
<i>Sacoglottis sp</i>	2	1.6	0.3	20	0.3	0.0	0.1	0.6
<i>Schefflera morototoni</i>	1	0.8	0.1	20	0.3	0.0	0.1	0.6
<i>Unonopsis sp</i>	1	0.8	0.1	20	0.3	0.0	0.1	0.6
<i>Abarema sp</i>	1	0.8	0.1	20	0.3	0.0	0.0	0.5
<i>Astrocaryum aculeatum</i>	1	0.8	0.1	20	0.3	0.0	0.0	0.5
<i>Astronium lecointei</i>	1	0.8	0.1	20	0.3	0.0	0.0	0.5
<i>Brosimum acutifolium</i>	1	0.8	0.1	20	0.3	0.0	0.0	0.5
<i>Casearia sp</i>	1	0.8	0.1	20	0.3	0.0	0.0	0.5
<i>Cespedesia spathulata</i>	1	0.8	0.1	20	0.3	0.0	0.1	0.5
<i>Conceveiba guianensis</i>	1	0.8	0.1	20	0.3	0.0	0.1	0.5
<i>Conceveiba martiana</i>	1	0.8	0.1	20	0.3	0.0	0.0	0.5
<i>Cordia sp</i>	1	0.8	0.1	20	0.3	0.0	0.0	0.5
<i>Eugenia pseudopsidium</i>	1	0.8	0.1	20	0.3	0.0	0.0	0.5
<i>Faramea sp</i>	1	0.8	0.1	20	0.3	0.0	0.0	0.5
<i>Guatteria punctata</i>	1	0.8	0.1	20	0.3	0.0	0.1	0.5
<i>Heisteria barbata</i>	1	0.8	0.1	20	0.3	0.0	0.1	0.5
<i>Inga capitata</i>	1	0.8	0.1	20	0.3	0.0	0.1	0.5
<i>Inga leiocalycina</i>	1	0.8	0.1	20	0.3	0.0	0.0	0.5
<i>Inga pezifera</i>	1	0.8	0.1	20	0.3	0.0	0.0	0.5
<i>Licania sp</i>	1	0.8	0.1	20	0.3	0.0	0.1	0.5
<i>Maytenus sp</i>	1	0.8	0.1	20	0.3	0.0	0.1	0.5
<i>Mezilaurus sp</i>	1	0.8	0.1	20	0.3	0.0	0.1	0.5
<i>Miconia poeppigii</i>	1	0.8	0.1	20	0.3	0.0	0.1	0.5

<i>Moutabea guianensis</i>	1	0.8	0.1	20	0.3	0.0	0.0	0.5
<i>Naucleopsis sp</i>	1	0.8	0.1	20	0.3	0.0	0.1	0.5
<i>Naucleopsis stipularis</i>	1	0.8	0.1	20	0.3	0.0	0.1	0.5
<i>Ocotea nigrescens</i>	1	0.8	0.1	20	0.3	0.0	0.0	0.5
<i>Ocotea sp</i>	1	0.8	0.1	20	0.3	0.0	0.0	0.5
<i>Ouratea discophora</i>	1	0.8	0.1	20	0.3	0.0	0.1	0.5
<i>Ouratea sp</i>	1	0.8	0.1	20	0.3	0.0	0.1	0.5
<i>Rinorea macrocarpa</i>	1	0.8	0.1	20	0.3	0.0	0.1	0.5
<i>Rinorea sp</i>	1	0.8	0.1	20	0.3	0.0	0.1	0.5
<i>Rinoreocarpus sp</i>	1	0.8	0.1	20	0.3	0.0	0.1	0.5
<i>Rollinia sp</i>	1	0.8	0.1	20	0.3	0.0	0.1	0.5
<i>Salacia sp</i>	1	0.8	0.1	20	0.3	0.0	0.0	0.5
<i>Socratea exorrhiza</i>	1	0.8	0.1	20	0.3	0.0	0.0	0.5
<i>Swartzia acuminata</i>	1	0.8	0.1	20	0.3	0.0	0.1	0.5
<i>Swartzia arborescens</i>	1	0.8	0.1	20	0.3	0.0	0.0	0.5
<i>Symphonia globulifera</i>	1	0.8	0.1	20	0.3	0.0	0.0	0.5
<i>Tovomita umbellata</i>	1	0.8	0.1	20	0.3	0.0	0.0	0.5
<i>Xylopia polyantha</i>	1	0.8	0.1	20	0.3	0.0	0.1	0.5
<i>Zygia racemosa</i>	1	0.8	0.1	20	0.3	0.0	0.0	0.5

### Análise fitossociológica da Campinarana Florestada queimada 1x

<b>Espécie</b>	<b>N</b>	<b>DA</b>	<b>DR</b>	<b>FA</b>	<b>FR</b>	<b>DoA</b>	<b>DoR</b>	<b>IVI</b>
<i>Cecropia distachya</i>	181	144.8	21.3	100	1.9	2.9	14.6	37.9
<i>Cecropia sciadophylla</i>	128	102.4	15.1	100	1.9	4.1	20.7	37.7
<i>Alchornea triplinervia</i>	57	45.6	6.7	100	1.9	1.0	5.3	13.9
<i>Palicourea guianensis</i>	54	43.2	6.4	100	1.9	0.5	2.6	10.9
<i>Miconia poeppigii</i>	33	26.4	3.9	100	1.9	0.5	2.6	8.4
<i>Eschweilera coriacea</i>	11	8.8	1.3	80	1.5	0.7	3.4	6.2
<i>Aparisthium cordatum</i>	25	20.0	2.9	60	1.2	0.2	1.1	5.2
<i>Cecropia sp</i>	17	13.6	2.0	40	0.8	0.4	2.2	5.0
<i>Guatteria punctata</i>	12	9.6	1.4	100	1.9	0.2	1.1	4.5
<i>Erisma sp</i>	8	6.4	0.9	60	1.2	0.5	2.3	4.4
<i>Micropholis rugosa</i>	10	8.0	1.2	60	1.2	0.4	2.1	4.4
<i>Licania caudata</i>	7	5.6	0.8	80	1.5	0.3	1.5	3.9
<i>Inga paraensis</i>	8	6.4	0.9	80	1.5	0.3	1.4	3.8
<i>Tapirira guianensis</i>	11	8.8	1.3	80	1.5	0.2	0.8	3.6
<i>Eschweilera sp</i>	7	5.6	0.8	80	1.5	0.2	1.2	3.5
<i>Inga alba</i>	10	8.0	1.2	60	1.2	0.2	1.2	3.5
<i>Osteophloeum platyspermum</i>	7	5.6	0.8	100	1.9	0.1	0.8	3.5
<i>Eschweilera cyathiformis</i>	7	5.6	0.8	80	1.5	0.2	1.0	3.4
<i>Inga pezizifera</i>	8	6.4	0.9	100	1.9	0.1	0.5	3.3
<i>Laetia procera</i>	11	8.8	1.3	60	1.2	0.1	0.7	3.1
<i>Vismia guianensis</i>	10	8.0	1.2	60	1.2	0.1	0.7	3.1
<i>Licania pallida</i>	4	3.2	0.5	80	1.5	0.2	0.8	2.8
<i>Pouteria minima</i>	5	4.0	0.6	60	1.2	0.2	1.0	2.8
<i>Ocotea splendens</i>	6	4.8	0.7	60	1.2	0.1	0.7	2.6
<i>Pouteria reticulata</i>	4	3.2	0.5	60	1.2	0.2	0.8	2.4
<i>Vatairea sericea</i>	4	3.2	0.5	60	1.2	0.2	0.8	2.4
<i>Chrysophyllum sp</i>	5	4.0	0.6	60	1.2	0.1	0.5	2.3
<i>Eschweilera rodriguesiana</i>	3	2.4	0.4	40	0.8	0.2	1.2	2.3
<i>Guarea trunciflora</i>	6	4.8	0.7	60	1.2	0.1	0.5	2.3

<i>Pourouma ferruginea</i>	5	4.0	0.6	40	0.8	0.2	0.8	2.2
<i>Pseudopiptadenia psilostachya</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.3	1.7	2.2
<i>Iryanthera coriacea</i>	5	4.0	0.6	60	1.2	0.1	0.3	2.1
<i>Neea sp</i>	3	2.4	0.4	60	1.2	0.1	0.5	2.1
<i>Allantoma lineata</i>	2	1.6	0.2	40	0.8	0.2	0.9	2.0
<i>Cariniana sp</i>	2	1.6	0.2	20	0.4	0.3	1.4	2.0
<i>Pourouma villosa</i>	5	4.0	0.6	60	1.2	0.0	0.2	2.0
<i>Jacaranda copaia</i>	3	2.4	0.4	60	1.2	0.1	0.4	1.9
<i>Sacoglottis guianensis</i>	4	3.2	0.5	60	1.2	0.0	0.2	1.9
<i>Pouteria manausensis</i>	2	1.6	0.2	20	0.4	0.2	1.1	1.7
<i>Zygia racemosa</i>	3	2.4	0.4	40	0.8	0.1	0.6	1.7
<i>Buchenavia tetraphylla</i>	4	3.2	0.5	40	0.8	0.1	0.3	1.6
<i>Clarisia racemosa</i>	3	2.4	0.4	40	0.8	0.1	0.5	1.6
<i>Hebepetalum humiriifolia</i>	3	2.4	0.4	40	0.8	0.1	0.3	1.5
<i>Hevea sp</i>	4	3.2	0.5	40	0.8	0.1	0.3	1.5
<i>Oenocarpus bataua</i>	3	2.4	0.4	40	0.8	0.1	0.4	1.5
<i>Guatteria discolor</i>	4	3.2	0.5	40	0.8	0.0	0.2	1.4
<i>Hevea guianensis</i>	2	1.6	0.2	40	0.8	0.1	0.4	1.4
<i>Inga capitata</i>	4	3.2	0.5	40	0.8	0.0	0.2	1.4
<i>Miconia cuspidata</i>	4	3.2	0.5	40	0.8	0.0	0.2	1.4
<i>Miconia minutiflora</i>	3	2.4	0.4	40	0.8	0.1	0.3	1.4
<i>Micropholis williamii</i>	2	1.6	0.2	40	0.8	0.1	0.4	1.4
<i>Ocotea sp</i>	3	2.4	0.4	40	0.8	0.0	0.2	1.4
<i>Protium heptaphyllum</i>	2	1.6	0.2	40	0.8	0.1	0.4	1.4
<i>Protium sp</i>	2	1.6	0.2	20	0.4	0.1	0.7	1.4
<i>Pterocarpus rohrii</i>	3	2.4	0.4	40	0.8	0.0	0.2	1.4
<i>Sloanea synandra</i>	2	1.6	0.2	40	0.8	0.1	0.4	1.4
<i>Protium aracouchini</i>	2	1.6	0.2	40	0.8	0.1	0.3	1.3
<i>Virola sebifera</i>	3	2.4	0.4	20	0.4	0.1	0.6	1.3
<i>Chrysophyllum peruvianum</i>	2	1.6	0.2	40	0.8	0.0	0.2	1.2
<i>Pouteria laevigataa</i>	2	1.6	0.2	40	0.8	0.0	0.2	1.2
<i>Stylosanthes guianensis</i>	2	1.6	0.2	40	0.8	0.0	0.2	1.2
<i>Virola venosa</i>	2	1.6	0.2	40	0.8	0.0	0.2	1.2
<i>Diospyros manausensis</i>	2	1.6	0.2	40	0.8	0.0	0.1	1.1
<i>Stipularia africana</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.1	0.6	1.1
<i>Tachigali multijuga</i>	2	1.6	0.2	20	0.4	0.1	0.5	1.1
<i>Virola calophylla</i>	2	1.6	0.2	40	0.8	0.0	0.1	1.1
<i>Warszewiczia schwackei</i>	2	1.6	0.2	40	0.8	0.0	0.1	1.1
<i>Caryocar villosum</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.1	0.5	1.0
<i>Licania guianensis</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.1	0.5	1.0
<i>Randia sp</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.1	0.5	1.0
<i>Anacardium spruceanum</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.1	0.4	0.9
<i>Couepia longipendula</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.1	0.4	0.9
<i>Dalbergia brasiliensis</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.1	0.4	0.9
<i>Vochysia sp</i>	2	1.6	0.2	20	0.4	0.1	0.3	0.9
<i>Brosimum sp</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.1	0.3	0.8
<i>Fuchsia sp</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.2	0.8
<i>Guarea sp</i>	2	1.6	0.2	20	0.4	0.0	0.1	0.8
<i>Iriartella sp</i>	3	2.4	0.4	20	0.4	0.0	0.1	0.8
<i>Pouteria sp</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.1	0.3	0.8
<i>Rollinia sp</i>	2	1.6	0.2	20	0.4	0.0	0.1	0.8
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	2	1.6	0.2	20	0.4	0.0	0.2	0.8
<i>Astrocaryum aculeatum</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.2	0.7
<i>Caryocar glabrum</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.2	0.7
<i>Eschweilera rhododendrifolia</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.2	0.7
<i>Licania apetala</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.2	0.7
<i>Remijia sp</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.2	0.7
<i>Vismia sandwithii</i>	2	1.6	0.2	20	0.4	0.0	0.1	0.7

<i>Abarema jupunba</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.1	0.6
<i>Agonandra sp</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.0	0.6
<i>Aniba sp</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.1	0.6
<i>Aspidosperma nitidum</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.1	0.6
<i>Aspidosperma spruceanum</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.1	0.6
<i>Bocoa viridiflora</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.1	0.6
<i>Brosimum acutifolium</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.1	0.6
<i>Brosimum guianense</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.1	0.6
<i>Brosimum rubescens</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.1	0.6
<i>Byrsonima crassifolia</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.1	0.6
<i>Calophyllum brasiliense</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.1	0.6
<i>Casearia guianensis</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.1	0.6
<i>Centaurea sp</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.1	0.6
<i>Colubrina sp</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.1	0.6
<i>Couma utilis</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.1	0.6
<i>Eriotheca sp</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.0	0.6
<i>Heisteria barbata</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.1	0.6
<i>Heisteria ovata</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.1	0.6
<i>Hymenolobium pulcherrimum</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.1	0.6
<i>Inga leiocalycina</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.1	0.6
<i>Lacmellea gracilis</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.1	0.6
<i>Leonia glycycarpa</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.1	0.6
<i>Margaritaria nobilis</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.1	0.6
<i>Miconia sp</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.1	0.6
<i>Micropholis sp</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.1	0.6
<i>Naucleopsis caloneura</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.1	0.6
<i>Nectandra cuspidata</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.0	0.6
<i>Nyctanthes sp</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.1	0.6
<i>Ocotea minor</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.1	0.6
<i>Pourouma cecropiifolia</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.1	0.6
<i>Pourouma guianensis</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.1	0.6
<i>Pourouma tomentosa</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.1	0.6
<i>Pradosia sp</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.1	0.6
<i>Protium amazonicum</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.1	0.6
<i>Protium hebetatum</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.1	0.6
<i>Theobroma subincanum</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.1	0.6
<i>Virola michelii</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.0	0.6
<i>Virola mollissima</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.0	0.6
<i>Virola multinervia</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.1	0.6
<i>Acacia sp</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.0	0.5
<i>Bauhinia sp</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.0	0.5
<i>Casearia pitumba</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.0	0.5
<i>Ephedranthus amazonicus</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.0	0.5
<i>Ficus sp</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.0	0.5
<i>Guatteria citriodora</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.0	0.5
<i>Ocotea aciphylla</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.0	0.5
<i>Ocotea cuspidata</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.0	0.5
<i>Ocotea nigrescens</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.0	0.5
<i>Ocotea rhodophylla</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.0	0.5
<i>Pagamea sp</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.0	0.5
<i>Parkia nitida</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.0	0.5
<i>Platonia insignis</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.0	0.5
<i>pouteria sp</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.0	0.5
<i>Protium apiculatum</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.0	0.5
<i>Protium paniculatum</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.0	0.5
<i>Protium spruceanum</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.0	0.5
<i>Rinorea amapensis</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.0	0.5
<i>Schefflera sp</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.0	0.5

## Análise fitossociológica da Campinarana Arborizada não queimada

Espécie	N	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	IVI
<i>Sextonia rubra</i>	73	58.4	8.2	60	1.1	8.6	30.2	39.5
<i>Emmotum acuminatum</i>	65	52.0	7.3	80	1.4	1.9	6.7	15.4
<i>Hevea sp</i>	64	51.2	7.2	100	1.8	0.9	3.3	12.3
<i>Oenocarpus bataua</i>	43	34.4	4.8	60	1.1	0.9	3.2	9.1
<i>Macrolobium microcalyx</i>	44	35.2	5.0	40	0.7	0.9	3.2	8.9
<i>Hevea guianensis</i>	29	23.2	3.3	80	1.4	0.7	2.3	7.0
<i>Amaioua sp</i>	31	24.8	3.5	40	0.7	0.3	1.0	5.2
<i>Micropholis rugosa</i>	19	15.2	2.1	80	1.4	0.2	0.8	4.3
<i>Sacoglottis guianensis</i>	12	9.6	1.4	80	1.4	0.4	1.3	4.0
<i>Protium aracouchini</i>	13	10.4	1.5	80	1.4	0.2	0.7	3.6
<i>Ambelania duckei</i>	11	8.8	1.2	60	1.1	0.3	1.2	3.5
<i>Ephedranthus amazonicus</i>	15	12.0	1.7	80	1.4	0.1	0.4	3.5
<i>Dimorphandra pennigera</i>	6	4.8	0.7	40	0.7	0.6	2.0	3.4
<i>Protium apiculatum</i>	12	9.6	1.4	60	1.1	0.3	1.0	3.4
<i>Aspidosperma spruceanum</i>	8	6.4	0.9	80	1.4	0.3	1.0	3.3
<i>Hymenobium pulcherrimum</i>	3	2.4	0.3	40	0.7	0.6	2.2	3.3
<i>Bocageopsis multiflora</i>	11	8.8	1.2	80	1.4	0.1	0.4	3.1
<i>Protium paniculatum</i>	11	8.8	1.2	60	1.1	0.2	0.7	3.0
<i>Licania pallida</i>	11	8.8	1.2	60	1.1	0.1	0.5	2.8
<i>Alchornea floribunda</i>	6	4.8	0.7	20	0.4	0.5	1.7	2.7
<i>Virola sebifera</i>	10	8.0	1.1	40	0.7	0.2	0.8	2.7
<i>Virola calophylla</i>	10	8.0	1.1	60	1.1	0.1	0.4	2.6
<i>Casearia sp</i>	10	8.0	1.1	60	1.1	0.1	0.3	2.5
<i>Pagamea sp</i>	12	9.6	1.4	40	0.7	0.1	0.5	2.5
<i>Lacmellea gracilis</i>	7	5.6	0.8	60	1.1	0.1	0.5	2.4
<i>Lacunaria jenmanii</i>	2	1.6	0.2	20	0.4	0.5	1.8	2.4
<i>Matayba arborescens</i>	6	4.8	0.7	80	1.4	0.1	0.3	2.4
<i>Licania caudata</i>	8	6.4	0.9	40	0.7	0.2	0.7	2.3
<i>Licania heteromorpha</i>	6	4.8	0.7	20	0.4	0.4	1.2	2.3
<i>Eschweilera pedicellata</i>	11	8.8	1.2	20	0.4	0.2	0.6	2.2
<i>Faramea sp</i>	7	5.6	0.8	60	1.1	0.1	0.3	2.2
<i>Mezilaurus itauba</i>	3	2.4	0.3	60	1.1	0.2	0.8	2.2
<i>Osteophloeum platyspermum</i>	4	3.2	0.5	60	1.1	0.2	0.5	2.1
<i>Pouteria minima</i>	4	3.2	0.5	80	1.4	0.1	0.2	2.1
<i>Iryanthera coriacea</i>	6	4.8	0.7	40	0.7	0.2	0.6	2.0
<i>Mauritiella armata</i>	9	7.2	1.0	40	0.7	0.1	0.3	2.0
<i>Sloanea synandra</i>	4	3.2	0.5	60	1.1	0.1	0.5	2.0
<i>Remijia sp</i>	3	2.4	0.3	40	0.7	0.2	0.8	1.9
<i>Tachigali multijuga</i>	6	4.8	0.7	40	0.7	0.2	0.5	1.9
<i>Aniba sp</i>	6	4.8	0.7	40	0.7	0.1	0.4	1.8
<i>Brosimum rubescens</i>	3	2.4	0.3	60	1.1	0.1	0.4	1.8
<i>Tapirira guianensis</i>	5	4.0	0.6	40	0.7	0.2	0.6	1.8
<i>Vatairea sp</i>	4	3.2	0.5	60	1.1	0.1	0.3	1.8
<i>Aniba williamsii</i>	5	4.0	0.6	40	0.7	0.1	0.4	1.7
<i>Eschweilera coriacea</i>	5	4.0	0.6	40	0.7	0.1	0.5	1.7
<i>Lacunaria sp</i>	4	3.2	0.5	60	1.1	0.0	0.1	1.7
<i>Ocotea nigrescens</i>	4	3.2	0.5	60	1.1	0.1	0.2	1.7
<i>Pogonophora schomburgkiana</i>	4	3.2	0.5	40	0.7	0.1	0.5	1.7
<i>Protium heptaphyllum</i>	4	3.2	0.5	20	0.4	0.3	0.9	1.7
<i>Tovomita sp</i>	6	4.8	0.7	40	0.7	0.1	0.3	1.7
<i>Calophyllum brasiliense</i>	2	1.6	0.2	40	0.7	0.2	0.7	1.6
<i>Dimorphandra ignea</i>	5	4.0	0.6	40	0.7	0.1	0.3	1.6
<i>Micropholis williamii</i>	3	2.4	0.3	60	1.1	0.1	0.2	1.6



<i>Pouteria manaosensis</i>	6	4.8	0.7	40	0.7	0.1	0.2	1.6
<i>Aspidosperma nitidum</i>	3	2.4	0.3	40	0.7	0.1	0.4	1.5
<i>Ormosia grossa</i>	2	1.6	0.2	20	0.4	0.3	0.9	1.5
<i>Pseudolmedia laevis</i>	3	2.4	0.3	60	1.1	0.0	0.1	1.5
<i>Bocoa viridiflora</i>	3	2.4	0.3	40	0.7	0.1	0.4	1.4
<i>Brosimum sp</i>	2	1.6	0.2	20	0.4	0.2	0.8	1.4
<i>Eugenia sp</i>	4	3.2	0.5	20	0.4	0.2	0.6	1.4
<i>Helicostylis scabra</i>	3	2.4	0.3	40	0.7	0.1	0.3	1.4
<i>Pouteria caimito</i>	2	1.6	0.2	40	0.7	0.1	0.5	1.4
<i>Protium hebetatum</i>	5	4.0	0.6	20	0.4	0.1	0.5	1.4
<i>Talisia eximia</i>	5	4.0	0.6	40	0.7	0.0	0.2	1.4
<i>Virola mollissima</i>	4	3.2	0.5	40	0.7	0.1	0.2	1.4
<i>Eriotheca globosa</i>	4	3.2	0.5	40	0.7	0.0	0.1	1.3
<i>Licania apetala</i>	3	2.4	0.3	40	0.7	0.1	0.2	1.3
<i>Ormosia paraensis</i>	3	2.4	0.3	40	0.7	0.1	0.3	1.3
<i>Protium spruceanum</i>	4	3.2	0.5	40	0.7	0.0	0.2	1.3
<i>Swartzia oblanceolata</i>	3	2.4	0.3	40	0.7	0.1	0.3	1.3
<i>Alchornea sp</i>	3	2.4	0.3	40	0.7	0.0	0.2	1.2
<i>Couepia longipendula</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.2	0.7	1.2
<i>Guatteria discolor</i>	3	2.4	0.3	40	0.7	0.1	0.2	1.2
<i>Humiria balsamifera</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.2	0.8	1.2
<i>Humiria sp</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.2	0.7	1.2
<i>Ocotea sp</i>	3	2.4	0.3	40	0.7	0.0	0.1	1.2
<i>Rhigospira quadrangularis</i>	4	3.2	0.5	20	0.4	0.1	0.4	1.2
<i>Virola venosa</i>	5	4.0	0.6	20	0.4	0.1	0.3	1.2
<i>Xylopia sp</i>	6	4.8	0.7	20	0.4	0.1	0.2	1.2
<i>Andira sp</i>	2	1.6	0.2	40	0.7	0.0	0.2	1.1
<i>Chrysophyllum ucuquirana-branca</i>	2	1.6	0.2	20	0.4	0.1	0.5	1.1
<i>Couepia bracteosa</i>	3	2.4	0.3	20	0.4	0.1	0.4	1.1
<i>Inga alba</i>	3	2.4	0.3	20	0.4	0.1	0.4	1.1
<i>Ficus sp</i>	2	1.6	0.2	40	0.7	0.0	0.1	1.0
<i>Guatteria punctata</i>	2	1.6	0.2	40	0.7	0.0	0.1	1.0
<i>Licania lata</i>	2	1.6	0.2	40	0.7	0.0	0.1	1.0
<i>Ouratea sp</i>	2	1.6	0.2	40	0.7	0.0	0.1	1.0
<i>Rhamnella sp</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.2	0.5	1.0
<i>Theobroma subincanum</i>	2	1.6	0.2	40	0.7	0.0	0.1	1.0
<i>Alchornea triplinervia</i>	3	2.4	0.3	20	0.4	0.1	0.3	0.9
<i>Byrsonima garcibarrigae</i>	2	1.6	0.2	20	0.4	0.1	0.3	0.9
<i>Cecropia distachya</i>	3	2.4	0.3	20	0.4	0.1	0.2	0.9
<i>Conceveiba martiana</i>	4	3.2	0.5	20	0.4	0.0	0.1	0.9
<i>Iryanthera elliptica</i>	3	2.4	0.3	20	0.4	0.0	0.2	0.9
<i>Tachigali guianensis</i>	3	2.4	0.3	20	0.4	0.1	0.2	0.9
<i>Virola michelii</i>	3	2.4	0.3	20	0.4	0.1	0.2	0.9
<i>Couma sp</i>	2	1.6	0.2	20	0.4	0.0	0.2	0.8
<i>Anacardium spruceanum</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.1	0.2	0.7
<i>Conceveiba guianensis</i>	2	1.6	0.2	20	0.4	0.0	0.2	0.7
<i>Guarea sp</i>	2	1.6	0.2	20	0.4	0.0	0.1	0.7
<i>Guatteria citriodora</i>	2	1.6	0.2	20	0.4	0.0	0.1	0.7
<i>Mauritia flexuosa</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.1	0.2	0.7
<i>Micropholis venulosa</i>	2	1.6	0.2	20	0.4	0.0	0.2	0.7
<i>Ocotea minor</i>	2	1.6	0.2	20	0.4	0.0	0.1	0.7
<i>Pera bicolor</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.1	0.3	0.7
<i>Simarouba amara</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.1	0.2	0.7
<i>Vantanea macrocarpa</i>	2	1.6	0.2	20	0.4	0.0	0.1	0.7
<i>Virola caducifolia</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.1	0.2	0.7
<i>Buchenavia tomentosa</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.1	0.6
<i>Caraipa sp</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.1	0.6
<i>Cespedesia spathulata</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.1	0.6

<i>Duroia macrophylla</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.1	0.6
<i>Licaria guianensis</i>	2	1.6	0.2	20	0.4	0.0	0.1	0.6
<i>Miconia sp</i>	2	1.6	0.2	20	0.4	0.0	0.1	0.6
<i>Moutabea guianensis</i>	2	1.6	0.2	20	0.4	0.0	0.1	0.6
<i>Ocotea splendens</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.1	0.6
<i>Pouteria laevigataa</i>	2	1.6	0.2	20	0.4	0.0	0.0	0.6
<i>Pradosia sp</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.1	0.6
<i>Pterocarpus rohrii</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.1	0.6
<i>Unonopsis duckei</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.1	0.6
<i>Xylopia calophylla</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.1	0.6
<i>Abarema jupunba</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.0	0.5
<i>Alchornea discolor</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.0	0.5
<i>Allophylus latifolius</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.0	0.5
<i>Amaioua guianensis</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.0	0.5
<i>Annona excellens</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.0	0.5
<i>Aspidosperma megalocarpon</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.1	0.5
<i>Brosimum gaudichaudii</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.0	0.5
<i>Byrsonima crispa</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.1	0.5
<i>Caryocar glabrum</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.0	0.5
<i>Chrysophyllum manaosense</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.0	0.5
<i>Chrysophyllum sp</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.0	0.5
<i>Cupania hispida</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.0	0.5
<i>Duroia sp</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.0	0.5
<i>Eugenia pseudopsidium</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.0	0.5
<i>Guarea trunciflora</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.0	0.5
<i>Guatteria sp</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.0	0.5
<i>Inga paraensis</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.0	0.5
<i>Iryanthera ulei</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.0	0.5
<i>Licaria sp</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.0	0.5
<i>Macrolobium limbatum</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.0	0.5
<i>Miconia minutiflora</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.0	0.5
<i>Micropholis casiquiarensis</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.0	0.5
<i>Micropholis cylindrocarpa</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.0	0.5
<i>Molopanthera sp</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.0	0.5
<i>Myrcia sp</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.0	0.5
<i>Naucleopsis caloneura</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.0	0.5
<i>Neea sp</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.1	0.5
<i>Onychopetalum periquino</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.1	0.5
<i>Ouratea discophora</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.0	0.5
<i>Pourouma cecropiifolia</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.0	0.5
<i>Pourouma ferruginea</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.1	0.5
<i>Pourouma minor</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.0	0.5
<i>Pourouma sp</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.0	0.5
<i>Pourouma villosa</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.0	0.5
<i>Pouteria reticulata</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.1	0.5
<i>Richeria dressleri</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.1	0.5
<i>Richeria grandis</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.0	0.5
<i>Richeria sp</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.0	0.5
<i>Roucheria sp</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.1	0.5
<i>Schefflera sp</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.0	0.5
<i>Securidaca sp</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.0	0.5
<i>Siparuna sarmentosa</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.0	0.5
<i>Sterigmapetalum sp</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.0	0.5
<i>Tovomita caloneura</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.0	0.5
<i>Trattinnickia sp</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.0	0.5
<i>Unonopsis sp</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.1	0.5
<i>Virola pavonis</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.1	0.5
<i>Vismia guianensis</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.0	0.5

<i>Zygia racemosa</i>	1	0.8	0.1	20	0.4	0.0	0.0	0.5
-----------------------	---	-----	-----	----	-----	-----	-----	-----

Análise fitossociológica da Campinarana Arborizada queimada 3x

<b>Espécies</b>	<b>N</b>	<b>DA</b>	<b>DR</b>	<b>FA</b>	<b>FR</b>	<b>DoA</b>	<b>DoR</b>	<b>IVI</b>
<i>Sacoglottis sp</i>	4	5.3	36.4	66.7	25.0	0.1	33.6	95.0
<i>Hevea sp</i>	2	2.7	18.2	33.3	12.5	0.0	14.8	45.5
<i>Abarema jupunba</i>	1	1.3	9.1	33.3	12.5	0.1	17.8	39.4
<i>Brosimum sp</i>	1	1.3	9.1	33.3	12.5	0.1	17.5	39.0
<i>Rubiaceae</i>	1	1.3	9.1	33.3	12.5	0.0	6.4	28.0
<i>Ficus americana</i>	1	1.3	9.1	33.3	12.5	0.0	6.1	27.6
<i>Alchornea discolor</i>	1	1.3	9.1	33.3	12.5	0.0	3.8	25.4

## Apêndice B

### Lista de espécies com potencial madeireiro

Espécies	Família	Referência
<i>Allantoma lineata</i> (Mart.ex O. Berg) Miers	Lecythidaceae	SNIF (2010)
<i>Anacardium spruceanum</i> Benth. ex Engl.	Anacardiaceae	SNIF (2010)
<i>Aspidosperma nitidum</i> Benth. ex Müll.Arg.	Apocynaceae	SALES et al. (2019) SIMPSON et al. (2013)
<i>Brosimum acutifolium</i> Huber	Moraceae	SNIF (2010)
<i>Brosimum rubescens</i> Taub.	Moraceae	SNIF (2010)
<i>Buchenavia grandis</i> Ducke.	Combretaceae	SNIF (2010)
<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	Clusiaceae	SNIF (2010)
<i>Calycophyllum megistocaulum</i> (K. Krause) C. M. Taylor	Rubiaceae	ABANTO et al. (2019)
<i>Caryocar glabrum</i> (Aubl.) Pers.	Caryocaraceae	SNIF (2010)
<i>Caryocar villosum</i> (Aubl.) Pers.	Caryocaraceae	SNIF (2010)
<i>Clarisia racemosa</i> Ruiz & Pav.	Moraceae	SNIF (2010) OBERMÜLLER et al., 2011
<i>Couratari guianensis</i> Aubl.	Lecythidaceae	SNIF (2010)
<i>Couratari longipedicellata</i> W.A. Rodrigues.	Lecythidaceae	PROCÓPIO et al. (2010)
<i>Eschweilera coriacea</i> (DC.) S.A. Mori.	Lecythidaceae	(SNIF, 2010); (MOUTINHO et al., 2010)
<i>Hymenaea oblongifolia</i> Huber	Fabaceae	SNIF (2010) ARAUJO (2018)
<i>Hymenolobium pulcherrimum</i> Ducke.	Fabaceae	SNIF (2010)
<i>Jacaranda copaia</i> (Aubl.) D.Don	Bignoniaceae	SNIF (2010) OBERMÜLLER et al. (2011)
<i>Laetia procera</i> (Poepp.) Eichler	Salicaceae	SNIF (2010)
<i>Manilkara bidentata</i> (A.DC.) A. Chev.	Sapotaceae	SNIF (2010) ARAUJO, 2018
<i>Maquira sclerophylla</i> (Ducke)	Moraceae	SNIF (2010)
<i>Mezilaurus itauba</i> (Meisn.) Taub. ex Mez.	Lauraceae	SNIF (2010) OBERMÜLLER et al. (2011)

<i>Ocotea aciphylla</i> (Nees & Mart.). Mez.	Lauraceae	MARQUES (2001)
<i>Osteophloeum platyspermum</i> (Spruce ex A.DC.) Warb.	Myristicaceae	SNIF (2010)
<i>Parkia multijuga</i> Benth	Fabaceae	SNIF (2010)
<i>Parkia nitida</i> Miq.	Fabaceae	OBERMÜLLER et al. (2011)
<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	Burseraceae	SNIF (2010)
<i>Pterocarpus rohrii</i> Vahl.	Fabaceae	SNIF (2010)
<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire, Steyerm. & Frodin.	Araliaceae	SNIF (2010) OBERMÜLLER et al. (2011)
<i>Sextonia rubra</i> (Mez) van der Werff	Lauraceae	SNIF (2010)
<i>Simarouba amara</i> Aubl.	Simaroubaceae	SNIF (2010)
<i>Symphonia globulifera</i> L.f.	Clusiaceae	SNIF (2010)
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Anacardiaceae	SNIF (2010)
<i>Vatairea sericea</i> (Ducke) Ducke	Fabaceae	ARAUJO (2018)

#### Lista de espécies com potencial não-madeireiro

<i>Aspidosperma nitidum</i> Benth. ex Müll.Arg.	Apocynaceae	SALES et al. (2019) SIMPSON et al. (2013)
<i>Astrocaryum aculeatum</i> G. Mey.	Arecaceae	DIDONET; FERRAZ (2014) MOUSSAI; KAHN (1997)
<i>Euterpe precatoria</i> Mart.	Arecaceae	BALSLEV et al. (2008) BORGES; BRAZ (1998)
<i>Mauritia flexuosa</i> L.f.	Arecaceae	BALSLEV et al. (2008) BORGES; BRAZ (1998)
<i>Oenocarpus bataua</i> Mart.	Arecaceae	BALSLEV et al. (2008)
<i>Socratea exorrhiza</i> (Mart.) H. Wendl.	Arecaceae	BALSLEV et al. (2008)
<i>Theobroma subincanum</i> Mart.	Malvaceae	SOUZA et al. (2011) ARENAS-DE-SOUZA et al. (2016)

## Apêndice C

### Lista de espécies pioneiras segundo revisão de literatura

<i>Abarema jupunba</i> (Willd.) Britton & Killip	Fabaceae	(SANTOS; JUNIOR; BARBOSA, 2013)
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.	Euphorbiaceae	(TABARELLI; MANTOVANI, 1999)
<i>Cecropia distachya</i> Huber	Urticaceae	(D'OLIVEIRA, 2000; AMARAL et al., 2009)
<i>Cecropia sciadophylla</i> Mart	Urticaceae	(D'OLIVEIRA, 2000; AMARAL et al., 2009)
<i>Eschweilera coriacea</i> (DC.) S.A.Mori.	Lecythidaceae	(PAIXÃO; SILVEIRA, 2020)
<i>Inga alba</i> (Sw.)Willd.	Fabaceae	(PARRON; RIBEIRO; MARTINEZ, 2000)
<i>Jacaranda copaia</i> (Aubl.) D.Don	Bignoniaceae	(AMARAL et al., 2009)
<i>Laetia procera</i> (Poepp.) Eichler	Salicaceae	(SILVA et al., 2006)
<i>Miconia poeppigii</i> Triana	Melastomataceae	(PAIXÃO; SILVEIRA, 2020)
<i>Palicourea guianensis</i> Aubl.	Melastomataceae	(HIRAI et al., 2012)
<i>Pourouma guianensis</i> Aubl.	Urticaceae	(AMARAL et al., 2009)
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Anacardiaceae	(FERNANDES; VENTURIERI; JARDIM, 2012)
<i>Vismia guianensis</i> (Aubl.) Pers.	Hypericaceae	(HIRAI et al., 2012)
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	Rutaceae	(D'OLIVEIRA, 2000)