



UNIVERSIDADE
E D U A R D O
MONDLANE

FACULDADE DE AGRONOMIA E ENGENHARIA FLORESTAL

DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL

MESTRADO EM MANEIO E CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE

Impacto das queimadas na vegetação da floresta de Miombo, do Parque Nacional de Gilé.



AUTOR:

Hermenegildo Jorge Mandlate

Supervisão

Supervisora: Professora Doutora Natasha Ribeiro

Co-supervisor: Eng. Victorino Buramuge (MSc)

Maputo, Junho de 2026



FACULDADE DE AGRONOMIA E ENGENHARIA FLORESTAL

DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL

MESTRADO EM MANEIO E CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE

Impacto das queimadas na vegetação da floresta de Miombo, do Parque Nacional de Gilé

Dissertação a ser apresentada à Faculdade de Agronomia e Engenharia Florestal/UEM, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Maneio e Conservação da Biodiversidade.

AUTOR:

Hermenegildo Jorge Mandlate

Supervisão

Supervisora: Professora Doutora Natasha Ribeiro

Co-supervisor: Eng. Victorino Buramuge (MSc)

Maputo, Junho de 2026

DECLARAÇÃO DE ORIGINALIDADE

Declaro que esta dissertação nunca foi apresentada para a obtenção de qualquer grau ou num outro âmbito e que ele constitui o resultado do meu labor individual. Esta dissertação é apresentada em cumprimento parcial dos requisitos para a obtenção do grau de mestrado, da Universidade Eduardo Mondlane.

Maputo, Junho de 2026

(Hermenegildo Jorge Mandlate)

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho aos meus heróis Jorge Alfredo Mandlate e Ilda Afonso Manjate (meus pais), pelo amor e por tudo que fizeram para que a minha formação se tornasse uma realidade.

Aos meus irmãos Alfredo, Cesaltina, Jacinto, Mateus e Rafael pelo amor, piadas e carinho. E a minha noiva Elisa Tavares Ngovene pelo suporte. Que o presente trabalho lhes sirva de catalisador.

13 Posso todas as coisas em Cristo que me fortalece.

Felipenses 4:13

E Jesus disse-lhe: Se tu podes crer; nada é impossível ao que crê.

Marcos 9:23

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus pela força, saúde e sabedoria com que tem guiado os meus passos.

À BIOFUND, pela concessão da bolsa de estudo, através do PLCM, e pelo financiamento da presente pesquisa, no âmbito do Projecto Promove; e ao Parque Nacional de Gilé pela abertura e pelo apoio prestado durante as actividades de campo

À Professora Natasha Ribeiro, expresso a minha mais profunda gratidão, pelas valiosas aulas ao longo do curso, pela orientação atenta, pelo apoio constante e pela disponibilidade ao longo de todas as etapas deste trabalho. Fiquei impactado com a sua metodologia de supervisão, ajuda imensamente ao supervisionado a não ficar na zona de conforto. A sua experiência, paciência e capacidade de incentivar o pensamento crítico foram fundamentais para o desenvolvimento desta dissertação. Como tenho falado aos meus colegas, a professora não só desempenhou o papel de supervisora, assim como de mãe.

Ao Eng. Buramuge, agradeço pela constante prontidão em dar assistência e em especial, pelos valiosos comentários e sugestões que contribuíram significativamente para o aprimoramento desta dissertação.

Ao Eng. João Domingos, meu amigo e companheiro de batalha, que de colega se tornou um irmão, sou grato pela sua amizade e pelo aprendizado que estou tendo consigo. A Joana Govene pela valiosa amizade, ao Jonathan e toda a equipa envolvida no processo de colecta e processamento de dados.

Aos meus pais (Jorge e Ilda), irmãos, familiares, amigos, colegas e todos os que de forma directa ou indirecta contribuíram de maneira diversificada para a concretização deste sonho.

ÍNDICE	
DEDICATÓRIA.....	IV
AGRADECIMENTOS	V
ÍNDICE DE FIGURAS.....	X
ÍNDICE DE TABELAS	XI
RESUMO	XII
ABSTRACT.....	XIII
LISTA DE ABREVIATURAS/ ACRÓNIMOS	XIV
CAPÍTULO I: INTRODUÇÃO	1
1.1. Problema de estudo e Justificação	3
1.2. Objectivos	5
1.2.1. Objectivo geral.....	5
1.2.2. Objectivos específicos	5
CAPÍTULO II. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	6
2.1. Ecorregião de Miombo	6
2.2. Divisão climática das florestas de miombo	7
2.3. Estrutura e Composição das florestas de miombo	8
2.3.1. Composição.....	8
2.3.2. Estrutura.....	8
2.4. Importância ecológica e socioeconómica do miombo	9
2.5. O papel dos distúrbios na dinâmica das florestas de miombo	10
2.6.A influência das queimadas na floresta de miombo.....	12
2.7. Regime de queimadas	13
2.8. Severidade de queimadas.....	14
CAPÍTULO III. METODOLOGIA	15

3.1. Descrição da área de estudo.....	15
3.1.1. Localização geográfica	15
3.1.2. Clima e hidrologia.....	15
3.1.3. Geologia, topografia e solos	16
3.1.4. Fitogeografia, ecossistemas e vegetação.....	16
3.2. Amostragem de campo.....	17
3.3. Colecta de dados	19
3.3.1. Levantamento de parâmetros da componente arbórea e graminal.....	19
3.3.3. Aquisição dos dados bioclimáticos, frequência e densidade de armadilhas de caça	20
3.3.4. Avaliação de danos da componente arbórea e graminal	20
3.4. Análise de dados	22
3.4.1. Parâmetros da estrutura horizontal.....	22
3.4.2. Frequência das espécies	22
3.4.3. Densidade das espécies.....	23
3.4.4. Dominância das espécies	23
3.4.5. Índice de valor de importância.....	24
3.4.6. Distribuição diamétrica.....	24
3.4.7. Cobertura da copa	25
3.4.8. Parâmetros da estrutura vertical.....	26
3.4.9. Índices de diversidade e similaridade	27
3.4.10. Índice de diversidade de Shannon – Wiener (H').....	27
3.4.11. Índice de equitabilidade Pielou	28
3.4.12. Quociente de Mistura de Jentsch	28
3.4.13. Análise estatística.....	29
a) Análise da composição florística	29

b) Diversidade e riqueza de espécies.....	30
c) Interação entre diferentes níveis de severidade do fogo, factores ambientais e a estrutura da vegetação.....	30
i) Padrões e relações entre biomassa graminal, cobertura da copa e severidade de fogo	30
ii) Influência dos factores ambientais na vegetação arbórea e graminal	30
3.5. Limitações de estudo.....	31
CAPÍTULO IV: RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	32
4.1. Efeito da severidade do fogo na composição e estrutura da vegetação	32
4.1.1. Composição de espécies arbóreas	32
4.1.2. Frequência de ocorrência das espécies arbóreas	34
4.1.3. Densidade de indivíduos arbóreos	35
4.1.4. Índice Valor de importância de espécies arbóreas.....	37
4.1.5. Composição de espécies arbóreas	39
4.2. Diversidade de espécies	40
4.2.1. Riqueza e índice diversidade de Shannon – Wiener (H').....	40
4.2.2. Índices de diversidade Equitabilidade de Pielou	42
4.2.3. Quociente de mistura de Jentsch.....	43
4.3. Estrutura da vegetação arbórea	44
4.3.1. Estrutura diamétrica	44
4.3.2. Altura de árvores	47
4.4. Efeito da severidade do fogo sobre a biomassa e composição graminal	48
4.4.1. Biomassa graminal.....	48
4.4.2. Composição da vegetação graminal.....	50
4.5. Análise de componentes principais.....	51
4.6. Danos causados pelo fogo na vegetação arbórea.....	53

4.6.1. Nível de dano	54
4.6.2. Estado de sanidade	56
4.6.3. Vigor	60
4.7. Análise de factores ambientais que influenciam na vegetação do PNAG.	63
4.7.1. Análise de correlação linear de Pearson.....	63
4.7.2. Análise de regressão linear.....	64
CAPÍTULO V: CONCLUSÕES	69
CAPÍTULO VI: RECOMENDAÇÕES	71
CAPÍTULO VII: REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	72
CAPÍTULO VIII: ANEXOS	92

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Mapa de vegetação sudano-zambeziana, mostrando as florestas de Miombo em verde meio escuro	6
Figura 2: Localização geográfica do Parque Nacional de Gilé, na província da Zambézia	15
Figura 3: Mapa de severidade de queimadas.....	18
Figura 4: Esquema da unidade amostral para levantamento da vegetação, mostrando as diagonais para a colecta de dados da biomassa graminal e cobertura da copa.	19
Figura 5: Riqueza de espécies por família no Parque Nacional do Gilé, centro de Moçambique.	32
Figura 6: Número de indivíduos/ha por família no PNAG.	34
Figura 7: Diagrama de ordenação das parcelas produzidos pelo NMDS, com base na composição de espécies arbóreas.....	39
Figura 8: Curva de rarefação relativa à riqueza de espécies em relação ao número de indivíduos ($q=0$), ao índice de Shannon ($q=1$) e ao índice de Simpson ($q = 2$).	41
Figura 9: Distribuição diamétrica nas classes de severidade de queimadas.....	44
Figura 10: Distribuição altimétrica de árvores em cada classe de severidade de queimadas.....	47
Figura 11: Espécies da vegetação graminal mais frequentes em função das classes de severidade de queimadas.....	50
Figura 12: Análise de principais componentes entre biomassa graminal, cobertura da copa e severidade de fogo	52
Figura 13: Representação do nível de dano por quantidade de indivíduos	54
Figura 14: Representação de espécies arbóreas por tipo de nível de dano	56
Figura 15: Representação do estado de sanidade por quantidade de indivíduos.....	57
Figura 16: Representação de espécies arbóreas por tipo de estado de sanidade	59
Figura 17: Representação do estado de sanidade por quantidade de indivíduos.....	60
Figura 18: Representação de espécies arbóreas segundo o tipo de vigor.....	62

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1: Níveis de danos causados pelas queimadas	21
Tabela 2: Espécies com maior frequência (%) em cada classe de severidade de queimadas	35
Tabela 3: Espécies com maior abundância (%) em cada classe de severidade de queimadas	36
Tabela 4: Representação das espécies (%) mais dominantes nas classes de severidade de queimadas	37
Tabela 5: Índice de valor de importância (%) das espécies mais importantes nas classes de severidade de queimadas.....	38
Tabela 6: Quociente de mistura nas classes de severidade de queimadas	43
Tabela 7: Coeficiente de Liocourt (q) para avaliação da distribuição diamétrica.....	46
Tabela 8: Biomassa graminal	49
Tabela 9: Coeficientes de determinação dos modelos de regressão linear	65
Tabela 10: Estimativas do efeito da interação dos factores sobre a biomassa graminal	65
Tabela 11: Estimativas do efeito da interação dos factores sobre a altura das árvores	66
Tabela 12: Estimativas do efeito da interação dos factores sobre a area basal	67
Tabela 13: Estimativas do efeito da interação dos factores sobre o DAP	68

RESUMO

As florestas de miombo, historicamente sujeitas a queimadas, apresentam elevada resiliência devido à capacidade regenerativa por rebrotos, tocos e raízes. Contudo, a crescente pressão antrópica pode alterar significativamente sua estrutura e composição. Um dos desafios na gestão das queimadas reside na escassez de informação sobre os seus efeitos ecológicos. Este estudo avaliou o impacto das queimadas na vegetação da floresta de miombo, do Parque Nacional de Gilé. Com base no mapa de severidade do fogo, definiram-se três classes (baixa, média e alta), nas quais foram estabelecidas 29 parcelas de 20 x 50 m para colecta de dados. Todos os indivíduos lenhosos com DAP ≥ 10 cm foram medidos e identificados. A biomassa e composição graminal foram avaliadas antes e depois da queimada controlada, em 100 pontos por parcela. Foram identificadas 50 espécies arbóreas pertencentes a 20 famílias, com destaque para Fabaceae (18 espécies; 36% da riqueza total). *Brachystegia boehmii*, *Julbernardia globiflora*, *Pterocarpus angolensis* e *Brachystegia spiciformis* foram as espécies mais importantes em todas as classes de severidade. A severidade do fogo afectou significativamente a distribuição diamétrica e o índice de Shannon-Wiener, mas não influenciou composição, altura, sanidade, nível de dano e vigor dos indivíduos. A diversidade, estrutura e composição da vegetação do PNAG é influenciada por efeitos sinérgicos da severidade e frequência de fogo, precipitação, temperatura e tipo do solo, e não por factores isolados. Deve-se implementar práticas de manejo de fogo que equilibrem a prevenção de queimadas de alta severidade e a promovam queimadas controladas de média severidade.

Palavras-chave: Composição, diversidade, estrutura, miombo, severidade de queimadas

ABSTRACT

Miombo forests, historically subject to fires, exhibit high resilience due to their regenerative capacity through sprouts, stumps, and roots. However, increasing anthropogenic pressure may significantly alter their structure and composition. One of the challenges in fire management lies in the scarcity of information regarding its ecological effects. This study assessed the impact of wildfires on the vegetation of the miombo woodland in Gilé National Park. Based on the fire severity map, three severity classes (low, medium, and high) were defined, and 29 plots of 20 × 50 m were established for data collection. All woody individuals with DBH \geq 10 cm were measured and identified. Grass biomass and composition were assessed before and after controlled burns, at 100 points per plot. A total of 50 tree species from 20 families were identified, with a focus on Fabaceae (18 species; 36% of total species richness). *Brachystegia boehmii*, *Julbernardia globiflora*, *Pterocarpus angolensis*, and *Brachystegia spiciformis* were the most important species across all fire severity classes. Fire severity significantly affected the diameter distribution and the Shannon-Wiener index, but did not influence species composition, height, health, damage level, or vigor of individuals. The diversity, structure, and composition of vegetation in the PNAG are influenced by the synergistic effects of fire severity and frequency, precipitation, temperature, and soil type, rather than by isolated factors. Fire management practices should be implemented to balance the prevention of high-severity fires and promote controlled medium-severity burns.

Keywords: Composition, diversity, structure, miombo, fire severity

LISTA DE ABREVIATURAS/ ACRÓNIMOS

ANAC	Administração Nacional das Áreas de Conservação
ANOSIM	Análise de similaridade
ANOVA	Análise de variância
Cm	Centímetros
DAP	Diâmetro a altura do peito
DNAC	Direcção Nacional das Áreas de Conservação
FNDS	Fundo Nacional de Desenvolvimento Sustentável
Há	Hectare
IIAM	Instituto de Investigação Agrária de Moçambique
M	Metros
m ²	Metros quadrados
MADER	Ministério da Agricultura e Desenvolvimento Rural
MICOA	Ministério para a Coordenação da Acção Ambiental~
MITADER	Ministério da Terra, Ambiente e Desenvolvimento Rural
NMDS	Non-metric Multidimensional Scaling
PAST	PAleontological STatistics
PCA	Análise de Principais Componentes
PNAG	Parque Nacional de Gilé
SADC	Southern African Development Community
STATA	Statistical software for data science
UEM	Universidade Eduardo Mondlane
tCO ₂	Toneladas de dióxido de carbono
WWF	World Wide Fund for Nature

CAPÍTULO I: INTRODUÇÃO

O miombo constitui a maior formação florestal na África central, oriental e meridional (Ribeiro et al., 2020; Gumbo, et al., 2018). Este tipo florestal cobre uma área de cerca de 1,9 milhões de km², ocorrendo em países como Tanzânia, Zâmbia, República Democrática de Congo, Malawi, Moçambique e Zimbabwe (Williams et al., 2025; Ryan et al., 2011). A sua composição florística é dominada por espécies arbóreas pertencentes aos géneros *Brachystegia*, *Julbernardia* e *Isoberlinia*, que conferem ao miombo características estruturais e ecológicas singulares no contexto das florestas africanas (WWF, 2012; Frost, 1996).

Em Moçambique, o miombo representa o ecossistema florestal mais extenso, compreendendo cerca de dois terços da cobertura florestal do país, dominando principalmente as províncias das regiões centro e norte e do norte (Aquino et al., 2018). Para além da cobertura arbórea, a estrutura do miombo é marcada por uma camada herbácea altamente variável em composição e biomassa. Esta camada inclui o estrato composto essencialmente por gramíneas com destaque para os géneros *Hyparrhenia*, *Andropogon*, *Loudetia*, *Digitaria* e *Eragrostis* (Muita, 2023; Ribeiro et al., 2015; Ribeiro et al., 2002) e por arbustos sobretudo leguminosas como *Eriosema*, *Esfenostilis*, *Kotschyia*, *Dolichos* e *Indigofer* (Campbell, 1996; Frost, 1996).

O miombo tem providenciado vários bens e serviços que vão desde os produtos medicinais, madeireiros, alimentos, combustível, material de construção, recreação, serviços ambientais relacionados com conservação da biodiversidade, a protecção do microclima e a protecção das terras de cultivo nas bacias hidrográficas. Estes benefícios tem contribuído em grande medida na subsistência, manutenção e melhoria do bem-estar de cerca de 100 milhões de pessoas nas zonas rurais e 50 milhões nas zonas urbanas (Moreno e Escobar, 2020; Chidumayo e Gumbo, 2010; Campbell, 1996). Apesar da sua reconhecida relevância ecológica e socioeconómica, a floresta de miombo tem sofrido perdas significativas nas últimas décadas. Esse processo é impulsionado, sobretudo, pelas queimadas recorrentes associadas à agricultura itinerante. Além disso, práticas tradicionais, como a produção de carvão vegetal e de mel, bem como a expansão desordenada dos assentamentos humanos, têm intensificado a fragmentação e a conversão desse ecossistema. Tais pressões comprometem não apenas a sua capacidade de regeneração natural, mas também a

manutenção dos serviços ecossistêmicos que o miombo oferece (Ameja et al., 2022; Gumbo et al., 2018; Falcão e Noa, 2016).

As queimadas constituem um factor de perturbação importante na vegetação do miombo, afectando a sua estrutura, composição e função (Pais, 2015; Gandiwa, 2011; Frost, 1996). De acordo com Ribeiro et al. (2019), elas também desempenham um papel central na manutenção do equilíbrio competitivo a componente arbórea e gramínel no miombo. Muitas espécies desenvolveram adaptações aos regimes de fogo, apresentando padrões de crescimento e atributos reprodutivos estreitamente ligados aos ciclos locais de queimadas. Segundo Syampungani et al. (2015), as florestas de miombo estão historicamente relacionadas a distúrbios causados pelas queimadas e a maioria das espécies de plantas se regenera vigorosamente após esses distúrbios por meio do rebrotamento de raízes ou por toíça. Para Ribeiro (2016), regimes adequados de queimadas são contestados e dependem de objectivos de gestão específicos. A ocorrência de queimadas no miombo com frequência de 3 a 4 anos e de baixa intensidade é importante para a manutenção do ecossistema (Ribeiro et al., 2017; Ribeiro et al., 2013; Frost, 1996), porém, queimadas anuais tem-se tornado frequente aumentando deste modo os seus impactos adversos (Meneses et al., 2024).

O elevado índice de pobreza associado ao rápido crescimento populacional e a dependência das comunidades rurais aos recursos deste bioma tem causado uma modificação dos regimes de queimadas nas florestas de miombo, com consequências que ainda não foram devidamente compreendidas (Boramuge et al., 2023; Mwansa, 2018; Ribeiro, 2016). O impacto a longo prazo das queimadas frequentes pode resultar em mudanças na produtividade e estrutura populacional de uma espécie, na composição das comunidades e, em última na análise, na probabilidade e nas características das futuras queimadas (Zolho, 2005).

De acordo com Nanvonamuquitxo et al. (2019), os resultados das análises da estrutura e composição de uma floresta permitem fazer deduções sobre a origem, características ecológicas, dinamismo e tendências do futuro desenvolvimento da mesma, elementos básicos e fundamentais para o subsidiar as estratégias de conservação. Assim, é necessário envidar esforços através de pesquisas científicas, que providenciarão informações fundamentais, para entender a dinâmica deste ecossistema e subsidiar estratégias que visam à conservação da biodiversidade e monitoria dos recursos naturais existentes no Parque Nacional de Gilé (PNAG). Como forma de contribuir

para a provisão de informações que auxiliem na compreensão desta dinâmica, foi iniciado um trabalho de investigação no âmbito do financiamento concedido pela Fundação para a Conservação da Biodiversidade (BIOFUND), através do Projecto PROMOVE. O projecto foi desenvolvido em parceria com a Faculdade de Agronomia e Engenharia Florestal (FAEF); Universidade de Lisboa e pela Nitidae, com o objectivo de compreender os efeitos das queimadas sobre a floresta de miombo do Parque Nacional de Gilé.

A presente pesquisa constitui uma das componentes deste projecto e visa contribuir para o aprofundamento do conhecimento acerca do impacto das queimadas na vegetação da floresta de miombo, do PNAG.

1.1. Problema de estudo e Justificação

O Parque Nacional de Gilé é uma área de conservação que representa uma porção significativa do ecossistema de miombo e reconhecido por ser um dos mais importantes reservatórios de biodiversidade e não obstante, é actualmente a única área protegida dentro da rede nacional das áreas de conservação do país que não apresenta população humana residindo dentro dos seus limites (ANAC, 2024; Montfort et al., 2021; MITADER, 2019; EtcTerra, 2017). Apesar do PNAG não apresentar assentamentos humanos, as queimadas tem devastado o parque. Dados históricos sobre a dinâmica da área ardida no PNAG, indicam que de 2001 à 2013, cerca de 57% da área do parque queimava anualmente, e no período de 2014 à 2019, com a introdução dos projectos apoiados pela Agência Francesa de Desenvolvimento (AFD) e o projecto ACAMAZ, houve uma ligeira redução da área ardida. Mas com o término dos projectos, as queimadas voltaram a disparar, onde entre os anos de 2020 à 2023, cerca de 72% da área do parque queimava anualmente (Domingos, 2025).

Pese embora as queimadas, sejam um distúrbio importante na dinâmica do miombo, tanto como factor ecológico assim como instrumento de manejo (Montfort, 2021; Nhongo, 2018; Ribeiro et al., 2002), tornam-se problemáticas quando a sua frequência e/ou severidade aumentam. Nessas condições, podem desencadear diversas alterações na estrutura e composição da vegetação arbórea

e graminal, comprometendo o funcionamento do ecossistema de forma geral (ANAC, 2024; Bond e Keane, 2017; SADC, 2010).

No PNAG, as queimadas anuais, sobretudo aquelas que ocorrem durante o período seco, constituem uma preocupação para as entidades gestoras devido aos seus potenciais impactos na biodiversidade. Embora desempenhem um papel importante na dinâmica ecológica do ecossistema de miombo, a sua gestão enfrenta desafios significativos. Um dos principais entraves é a escassez de registos completos e consistentes sobre os seus efeitos ecológicos, o que dificulta a tomada de decisões informadas para a conservação.

Segundo os autores Buramuge et al., (2023) e Tarimo et al., (2015) e Gandiwa (2011), ainda é limitada a informação científica que descreve, de forma detalhada, como as queimadas afectam a diversidade, a composição e a estrutura da vegetação arbórea e graminal, parâmetros essenciais para a manutenção da biodiversidade, principalmente em áreas de conservação. Salientar também, que grande parte dos estudos realizados até ao momento no PNAG centram-se na frequência de fogo sem abordar com alguma profundidade a severidade sobre a vegetação deste parque, e estas limitações podem influenciar negativamente na elaboração de estratégias de gestão baseadas em factos e adaptadas a realidade do PNAG.

Neste contexto, o presente estudo, está alinhado aos objectivos delineados no plano de manejo do PNAG para a potencialização dos esforços de conservação. A análise dos efeitos diferenciados da severidade do fogo, poderá dar uma significativa contribuição para a conservação da biodiversidade do PNAG, reforçando as práticas de conservação em curso.

1.2. Objectivos

1.2.1. Objectivo geral

Avaliar o efeito da severidade do fogo na vegetação de miombo, do Parque Nacional de Gilé.

1.2.2. Objectivos específicos

- ✓ Analisar a influência da severidade do fogo sobre a diversidade, composição e estrutura da vegetação arbórea;
- ✓ Compreender o efeito da severidade do fogo sobre a composição e biomassa graminal;
- ✓ Caracterizar os danos causados pelo fogo na vegetação arbórea e graminal;
- ✓ Determinar a influência de diferentes níveis de severidade do fogo e de factores ambientais sobre a biomassa graminosa, a cobertura da copa e a estrutura da vegetação arbórea.

CAPÍTULO II. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Ecorregião de Miombo

A ecorregião de miombo, cobre dois terços da fitoregião sudano-zambeziana, ou seja, mais de 3,6 milhões de quilómetros quadrados em 11 países da África Austral (Dumas-johansen et al., 2018) (Figura 1), compreende a floresta seca e húmida que suporta algumas das grandes populações de mamíferos prósperas mais importantes de África tais como o rinoceronte negro, o elefante africano, o cão de caça africano, a chita e são também algumas das espécies ameaçadas (Timberlake e Chidumayo, 2011). Grande parte da ecorregião, incluindo o PNAG, encontra-se no Planalto Central Africano, uma área plana de florestas e pastagens (Mathe, 2013).

A presença de grandes extensões de floresta de savanas numa planície suavemente ondulada, intercalada com linhas de drenagem gramíneas (dambos) numa sequência catenária regular é uma das principais características da ecorregião (Campbell, 1996).

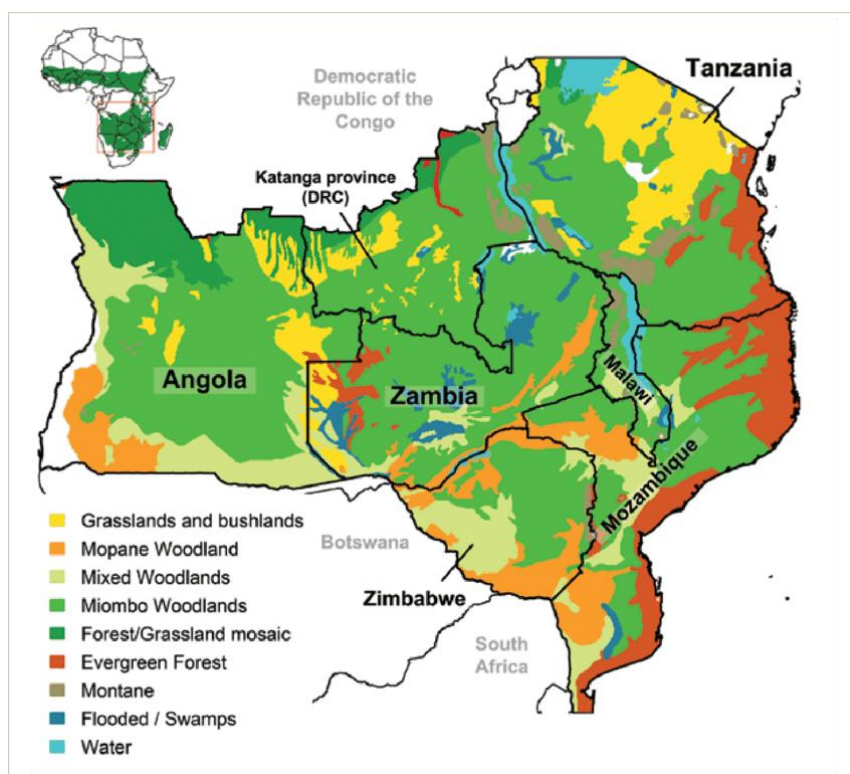


Figura 1: Mapa de vegetação sudano-zambeziana, mostrando as florestas de Miombo em verde meio escuro (Fonte: Ryan et al., 2016)

A ecorregião é caracterizada também por um predomínio de florestas decíduas compostas por árvores de folhas largas pertencentes à subfamília de leguminosas Caesalpinioideae. Devido à natureza decídua da floresta, desenvolve-se uma camada de gramíneas bem estruturada, favorecendo, conseqüentemente, a ocorrência frequente de queimadas (WWF, 2012). As florestas de Caesalpinioideae ocorrem predominantemente no planalto centro-africano a altitudes entre 800 – 1200 m e se estendem até as regiões costeiras de Moçambique e Tanzania (Frost, 1996; Timberlake e Chidumayo, 2011; Ryan et al., 2010).

A ecorregião é atravessada pelos grandes vales fluviais dos Zambezi, Luangwa e Limpopo, e pelos lagos de Rift Valley de Tanganyika e Malawi. Adicionalmente, integra importantes bacias série de hidrográficas, nomeadamente Zambezi, Limpopo, Save, Cuando, Kavango, Rufiji, Rovuma e Luapula, sendo esta última parte integrante da região do Alto Congo (Timberlake e Chidumayo, 2011).

Do ponto de vista climático e edáfico, a ecorregião apresenta um padrão unimodal de precipitação, caracterizado pela ocorrência de estações secas distintas e prolongadas. Associado a isso, predominam solos fortemente lixiviados e pobres em nutrientes, constituindo estas algumas das principais características ambientais da região (Gumbo et al., 2018).

No que concerne a Moçambique, o miombo representa o ecossistema florestal mais extenso, compreendendo cerca de dois terços das terras florestais do país. O miombo é o tipo de floresta dominante em várias províncias centrais e do norte, onde a maioria da população pobre de Moçambique habita e depende das terras florestais para as necessidades básicas (Aquino et al., 2018).

2.2. Divisão climática das florestas de miombo

White (1983), divide o miombo em duas categorias, sendo, miombo seco e húmido com base na quantidade de precipitação que cai na zona de ocorrência. O miombo húmido ocorre em grande parte na zona leste de Angola, norte da Zâmbia, sudoeste da Tanzânia e centro do Malawi, em áreas que recebem mais de 1000 mm de precipitação por ano, tem uma altura de copa geralmente superior a 15 metros e uma diversidade florística alta encontrando-se quase todas as espécies características do miombo (Sanfilippo, 2014) e a camada herbácea é densa e composta por

gramíneas altas, como *Hyparrhenia*, *Andropogon* e *Loudetia* (Ribeiro et al., 2020). Em Moçambique, de acordo com a Ribeiro et al. (2002), o miombo húmido embora muito pouco frequente, pode ser encontrado em Gurué na província de Zambézia e, nalgumas regiões da província de Nampula e Cabo delgado.

Por sua vez, o miombo seco ocorre na zona sudeste de Angola, sul do Malawi, centro e norte de Moçambique, sul da Zâmbia, Zimbabué e grande parte do centro e sul da Tanzânia (Byers, 2001), áreas que recebem menos de 1000 mm de precipitação anualmente (Sanfilippo, 2014). Este tipo de miombo caracteriza-se por apresentar copas com altura inferior a 15 metros, baixa diversidade florística e uma camada herbácea composta predominantemente por gramíneas C4 de porte médio a alto (Campbell, 1996; Zolho, 2005).

Em Moçambique, o miombo estende-se desde o extremo norte do país, junto ao Rio Rovuma, até ao Rio Limpopo, sendo mais predominante nas províncias de Niassa, Nampula e Cabo Delgado, onde ocupa extensas áreas. Em algumas regiões, esta vegetação encontra-se intercalada com outros tipos florestais, como ocorre na região costeira e no vale do Zambeze (Ribeiro et al., 2002).

2.3. Estrutura e Composição das florestas de miombo

2.3.1. Composição

A dominância dos géneros *Brachystegia*, *Julbernardia* e *Isoberlinia* tornam a floresta do miombo distinta das demais florestas de Africa e esses géneros ocorrem somente nas florestas de miombo (White, 1983). Embora esta dominância por *Caesalpinioideae* seja característica, a sua contribuição para o número e a biomassa varia amplamente dentro e entre comunidades (Dewees et al., 2010). Os factores que favorecem esta dominância ainda não são bem conhecidos, porém, a ocorrência generalizada de associações micorrízicas nas suas raízes pode permitir-lhes explorar solos porosos e inférteis de forma mais eficiente do que grupos grupos desprovidos dessa associação (Frost, 1996).

2.3.2. Estrutura

De acordo com Ribeiro et al., (2002) e Frost (1996), a floresta miombo é geralmente composta por dois a três estratos: o estrato superior (árvores que compõem o dossel florestal), estrato médio

(arbustos e indivíduos em regeneração natural das espécies arbóreas do dossel) e estrato inferior (gramíneas e demais espécies herbáceas que se desenvolvem junto ao solo). Em povoamentos não perturbados as plantas lenhosas constituem 95-98% da biomassa aérea de povoamentos enquanto que as gramíneas e os arbustos constituem o restante (Campbell, 1996).

A densidade das plantas (excluindo a camada herbácea) varia entre 1500-4100 plantas/ha e a das árvores com mais de 2 m de altura, oscila entre 380-400 árvores/ha (Frost, 1996). Em Moçambique, as espécies dominantes como *Brachystegia spiciformis*, *Julbernardia sp.* entre outras associadas à estas, desenvolvem-se bem em solos profundos (>3 m) e bem drenados. Em miombos densos podem atingir até 27 m de altura, embora, de modo geral, poucas arvores ultrapassem os 22 m. Já no miombo médio e pobre as alturas raramente excedem 15 m (Frost, 1996; Ribeiro et al., 2002).

A área basal apresenta muita variabilidade, estando directamente relacionada com factores climáticos como a precipitação média anual, temperatura média anual e evapotranspiração potencial. Em miombos pobres, com precipitação média de cerca de 650 mm/ano, a área basal está em torno de 7 m²/ha. Em contrapartida em miombos densos e com precipitações superiores a 1200 mm/ano, a área basal gira em torno de 22 m²/ha havendo registos pontuais de valores próximos de 55 m²/ha. Em termos regionais, a média varia entre 7 a 19 m²/ha (Ribeiro et al., 2002).

2.4. Importância ecológica e socioeconómica do miombo

Devido à sua enorme extensão, o miombo tem sido um lar para cerca de 45 a 50 milhões de africanos em sete países, onde 80% vivem nas zonas rurais (Shackleton e Clarke, 2007). Milhões de pessoas que vivem na ecorregião do miombo, envolvem-se em várias estratégias de subsistência, porém, a maioria depende directamente dos bens e serviços contidos nele. O miombo tem proporcionado directa e indirectamente para essas pessoas vários bens e serviços, tais como: agricultura, o pastoreio, nutrição, construção, energia, colecta e venda de vários produtos florestais (Ryan et al., 2016).

Estima-se que cerca de 76% da energia usada na ecorregião provenha de recursos florestais. Cerca de 100 milhões de pessoas vivem em regiões de miombo e mais 50 milhões nas zonas urbanas dependem da madeira ou carvão de miombo como fonte de energia (Ribeiro, et al., 2020; Dewees

et al., 2010; Campbell et al., 2007). O sector dos combustíveis lenhosos emprega entre 1,4 e 2,5 milhões de pessoas, movimentando cerca de 780 milhões de dólares por ano (Gumbo et al., 2018).

A importância de diferentes recursos ou espécies, varia de um local para o outro, medida pela proporção de agregados familiares que as utilizam, volumes extraídos ou valor monetário. Contudo, geralmente os recursos usados por mais de 80% de agregados familiares incluem lenha ou carvão vegetal, madeira, frutas silvestres e mel (Katani et al., 2014; Shackleton e Clarke, 2007).

Pese embora a maior parte dos estudos focalize-se muito na importância socioeconómica do miombo, este tem também uma grande importância ecológica. De acordo com Ribeiro et al., 2016 o miombo é rico em biodiversidade, ele abriga cerca de 8.500 espécies de plantas superiores, onde 54% das delas são endémicas, ou seja, não se encontram em lado nenhum na terra. Também sustenta uma fauna distinta de aves, répteis e anfíbios (Frost, 1996). Contudo, a riqueza faunística tende a ser relativamente baixa quando comparada a outras formações tropicais, provavelmente uma consequência da extrema severidade da estação seca que vai as vezes até aos sete meses, e frequentemente associada a queimadas intensas (Campbell, 1996; Campbell et al., 1995).

Do ponto de vista ecossistémico, as florestas de miombo desempenham funções essenciais na regulação hidrológica, controlo da erosão, manutenção da fertilidade do solo e protecção contra ventos fortes e chuvas intensas (Macave et al., 2022; Garrett et al., 2009; Frost, 1996). Contribuem ainda significativamente para o armazenamento de carbono (Macave et al., 2022; Garrett et al., 2009), constituindo importantes reservatórios de carbono acima e abaixo do nível do solo, com estoques médios estimados em 227 tCO₂/ha. Em Moçambique o estoque total de carbono acima e abaixo do nível solo é estimado em mais de 5,2 bilhões de tCO₂ (Aquino et al., 2018).

2.5. O papel dos distúrbios na dinâmica das florestas de miombo

A dinâmica do miombo é fortemente influenciada por distúrbios, definidos como eventos naturais ou antrópicos que alteram a organização biológica e a estrutura das comunidades (Araújo et al., 2016). A compreensão dos seus efeitos na vegetação se faz importante, principalmente porque a variedade, intensidade, tamanho e frequência destes ocasiona diferentes respostas na diversidade, parâmetros intimamente relacionados com a regeneração natural de florestas tropicais (Gonçalves, 2017; Araújo et al., 2016; Bonilla e Lucena, 2015).

De acordo com Campbell (1996) e Ribeiro et al. (2020), entre os principais agentes de distúrbio destacam-se o clima, actividades humanas e fogo. Contudo, há que salientar que estudos recentes consideram também a herbivoria em particular as actividades dos elefantes como um dos distúrbios principais na dinâmica das florestas de miombo (Frost, 1996; Timberlake e Chidumayo, 2011).

Os elefantes exercem uma influência marcante na estrutura e composição das florestas. A abertura de clareiras pela remoção ou desramificação contribui significativamente para o aumento da área coberta por classes de vegetação florestal de pequeno porte, bem como de gramíneas, incrementando deste modo a heterogeneidade dos habitats (António, 2020; Cangela, 2014). Durante a sua alimentação desramam e/ou arrancam grandes árvores, aumentando a carga de combustível no solo da floresta devido à intensificação da intensidade da luz (Ribeiro et al., 2016). Cargas de combustível mais elevadas resultam em queimadas frequentes e violentas que influenciam a dinâmica da floresta de miombo (Chinder, 2020). O comportamento destrutivo dos elefantes pode influenciar a estrutura e composição da vegetação bem como o regime do fogo, pode alterar a disponibilidade e distribuição de alimentos para outros herbívoros, afectando igualmente a distribuição de nutrientes (Mathe, 2013).

Entretanto, as actividades humanas constituem o principal factor da modificação da estrutura e composição das florestas de miombo em todas as áreas de ocorrência deste tipo de vegetação (Cangela, 2014). Em Moçambique, as principais causas do desmatamento e degradação de florestas estão associadas a expansão de áreas agrícolas (89,407 ha/ano; 65%), expansão de áreas residenciais e desenvolvimento de infraestrutura (16,285 ha/ano, 12%), exploração não sustentável de madeiras (11,412 ha/ano, 8%), colheita de lenha e produção de carvão (9,027 ha/ano, 7%), entre outras (MITADER, 2016). O desmatamento e a degradação de florestas incrementa a produção de gramíneas tornando as áreas mais vulneráveis às queimadas (Cangela, 2014). No estudo desenvolvido por Chidumayo (2004), observou-se que o desmatamento de florestas dominadas pelos géneros *Brachystegia* e *Julbernardia* incrementou em cerca de 20-50% a produção de biomassa de gramíneas. Ribeiro (2016) estima que entre 250.000 e 300.000 hectares/ano de miombo sejam degradados e/ou perdidos.

2.6.A influência das queimadas na floresta de miombo

As queimadas são uma ferramenta de gestão cultural, que tem sido utilizadas pela maioria das comunidades rurais na região do miombo e tem sido usadas como um instrumento de manejo (Frost, 1996; Zolho, 2005). São particularmente um factor ecológico muito importante no miombo, uma vez que o seu comportamento nomeadamente o tempo, a intensidade e a frequência variam muito em todo o ecossistema, afectando assim a estrutura da vegetação e a biomassa de forma diferente (Ribeiro et al., 2016).

De facto, as queimadas desempenham um papel crucial na dinâmica ecológica do miombo, ao favorecerem processos como a regeneração, o crescimento e a distribuição espacial de diversas espécies de fauna e flora, além de influenciarem a disponibilidade de nutrientes no solo (Ribeiro, 2016; Ribeiro et al., 2016; Cangela, 2014; Frost, 1996).

A tolerância ou susceptibilidade das plantas de miombo ao fogo está associada a diversos factores, incluindo a forma de crescimento, o estágio de desenvolvimento, o tamanho, a condição fisiológica e o estado fenológico no momento da queima (Frost, 1996; White, 1983). De forma geral, as gramíneas e muitas ervas não lenhosas apresentam maior tolerância às queimadas intensas no final da estação seca, em comparação com a maioria das espécies lenhosas. Adicionalmente, plantas sujeitas ao fogo quando se encontram fisiologicamente activas ou sob stress tendem a ser menos tolerantes do que aquelas que são queimadas em estado de dormência (Käll, 2006; Campbell, 1996). E queimadas frequentes, sobretudo no final da estação seca, podem transformar a floresta em savanas abertas de vegetação graminal alta, com árvores isoladas tolerantes ao fogo e árvores e arbustos de sub-bosque dispersos reduzindo assim a biomassa lenhosa (Ribeiro et al., 2016).

No ecossistema de miombo, as queimadas são predominantemente alimentadas por gramíneas, sendo que a sua severidade varia consideravelmente entre estações do ano e tipos de vegetação (Domingos, 2025). Áreas caracterizadas por elevada biomassa graminal, como fundos de vales e planícies de inundação (dambos), tendem a apresentar queimadas mais severas e contínuas. Em contrapartida em formações florestais e arbustivas, onde a quantidade de biomassa graminal é geralmente mais baixa e distribuição mais desigual de combustível, as queimadas tendem a ser menos severas e queimar de forma mais fragmentada (Frost, 1996).

Contudo, para compreender plenamente os efeitos do fogo no miombo, não basta considerar eventos isolados de queimada, sendo necessário entender o seu regime, isto é, a frequência, intensidade, sazonalidade e entre outros.

2.7. Regime de queimadas

O regime de queimadas tornou-se nas últimas décadas, um conceito chave em muitos e vários domínios científicos (Skinner e Chang, 1996). O conceito central de regime de queimadas referencia como sendo uma descrição generalizada das características típicas determinadas por queimadas múltiplas (por exemplo, intensidade, frequência, tempo de retorno, sazonalidade) e os seus impactos ecológicos (por exemplo, severidade, área ardida) (DAWE 2022; Keeley e Pausas, 2022; McLauchlan et al., 2020; Skinner e Chang 1996). O regime de queimadas é frequentemente definido para um tipo de vegetação ou ecossistema dominante e incluem inerentemente variabilidade ao longo do espaço e do tempo (McLauchlan et al., 2020).

Perturbações humanas estão tendo grandes impactos nos regimes de queimadas (Keeley e Pausas, 2022; Skinner e Chang, 1996). Por exemplo, em muitos ecossistemas, a principal fonte de ignição de queimadas florestais é antropogénica e, à medida que as populações crescem, também aumentam as chances de intervalos de retorno do fogo mais curtos e regimes de queimadas modernos que não são afectados por queimadas antropogénicas são extremamente raros (Ribeiro et al., 2017; Archibald et al., 2012; Pausas e Keeley, 2009). Grande parte das queimadas antropogénicas ocorre acidentalmente durante a abertura de campos agrícolas, coleta de mel ou no processo de produção do carvão. Todavia, algumas queimadas florestais são deliberadamente para facilitar a caça ou como forma de rejuvenescimento de pastos (Ribeiro et al., 2017; Frost, 1996). No ecossistema de miombo, historicamente as queimadas de origem antropogénica representam cerca de 95% das ocorrências de fogo, facto que não surpreende, uma vez que o fogo é amplamente reconhecido como uma ferramenta de gestão acessível e de fácil aplicação (Frost, 1996).

No que concerne ao regime de queimadas no PNAG, no seu estudo Pungulanhe (2020), constatou que as queimadas ocorrem nos meses de julho a novembro com pico no mês de agosto. Constatou também que o parque é caracterizado por uma frequência média de queimadas de 0,38 vezes/ano e um intervalo médio de retorno das queimadas de 2,62 anos. Num outro estudo realizado por Maúnze (2016) no mesmo parque, constatou-se que o regime de queimadas é caracterizado por

elevada frequência de queimadas na região central do parque, apresentando frequência média de 4 vezes ao ano, um intervalo de retorno médio de 3,9 anos e num intervalo de 10 anos cerca de 41,99 % da sua extensão total foi afectada por queimadas. Entre os diferentes atributos que caracterizam o regime de queimadas, a severidade destaca-se como um dos parâmetros mais relevantes para avaliar os impactos ecológicos do fogo.

2.8. Severidade de queimadas

De acordo com Keeley (2009), o termo severidade de queimadas surgiu da necessidade de fornecer uma descrição de como a intensidade de fogo tem afectado os ecossistemas, particularmente após as queimadas florestais onde informações directas concernentes a intensidade do fogo estavam ausentes e os efeitos são frequentemente variáveis dentro de um ecossistema, assim como entre diferentes ecossistemas. A severidade do fogo é uma componente qualitativa chave de regime de queimadas e representa a magnitude ou gravidade de alteração causada pelo fogo no ecossistema (Guerra-Hernández et al., 2024; Silva et al., 2010; Keeley, 2009). Para Giddey et al. (2022), é o efeito ou dano imediato que o fogo causa em um ecossistema devido à intensidade do fogo, ao consumo de combustível e ao tempo de residência do fogo. Pese embora, a severidade de queimadas dependa da taxa e da quantidade total de energia térmica libertada, bem como da altura sobre a qual é libertada, ela não está necessariamente fortemente correlacionada com a intensidade do fogo (Wade, 2013).

A severidade do fogo depende da interação de vários factores entre os quais a combustibilidade e quantidade de combustível, tipo de vegetação, intensidade (energia libertada), duração do fogo, clima, temperatura, humidade do ar e topografia (Wasserman e Mueller, 2023; Berger et al., 2018; Dzwonko et al., 2018; Wade, 2013; Robichaud et al., 2000). Ela pode ser avaliada ou classificada através dos diferentes impactos causados pelo fogo no ecossistema como, a proporção de vegetação e fauna afectada (Berger et al., 2018) assim como por meio de sensoriamento remoto, o que é possível devido as alterações geradas no ecossistema após uma queimada, podendo alterar uma série de respostas espectrais na superfície afectada (Gonçalves, 2023; Gale e Cary, 2022; Lindenmayer et al., 2021).

a Março ou Abril, podendo estender-se até Maio (ANAC, 2024; EtcTerra, 2017). As temperaturas médias mensais situam-se entre 24 °C e 26 °C, o que permite distinguir duas fases dentro da estação seca: uma fase seca e fria, predominante entre maio e agosto, e outra seca e quente, concentrada nos meses de setembro e outubro. A evapotranspiração potencial chega a atingir entre 1000 e 1400 mm (ANAC, 2024).

De acordo com a ANAC (2024) e EtcTerra (2017), o PNAG apresenta um sistema de drenagem bastante complexo, constituído por três rios de maior extensão e de vários cursos de água de menor extensão, dos quais alguns são permanentes e outros apenas sazonais. Os três rios principais são: Mulela, o Molocué e o Malema, sendo este último o principal curso de água dentro da PNAG. Outros rios permanentes com certa importância são o Naivocone no Norte, Nakololo, Malema, Malemacuculo e Mucussa dentro da PNAG, o Muipige e o Enrorué no sector sul. O parque não apresenta lagos e lagoas permanentes no seu interior e da sua zona de tampão, porém largas depressões graminais pouco profundas e sazonalmente húmidas (dambos) são comuns no período chuvoso e secam por completo no período seco.

3.1.3. Geologia, topografia e solos

Em termos de geologia, o PNAG apresenta no seu interior *inselbergs* cobertos de vegetação densa e matagais, que proporcionam habitat para uma variedade de espécies de flora e fauna. Os *inselbergs* graníticos com maior destaque dentro do Parque são os montes Namirraue (434 m), Nachipe (340 m), Mucocha (332 m), Mussirima (332 m) e Pope (265 m). O Parque é coberto maioritariamente por dois tipos de solos: um de textura arenosa clara e o outro argiloso vermelho, com distribuições irregulares no parque e ambos solos têm um baixo grau de fertilidades, sendo também bastante propensos à erosão pluvial, mantendo dificilmente elevados níveis de nutrientes e sais minerais (ANAC, 2024).

3.1.4. Fitogeografia, ecossistemas e vegetação

O Parque faz parte da ecorregião do miombo, onde predominam savanas de miombo (EtcTerra, 2017) e a sua a vegetação enquadra-se no Centro Regional de Endemismo Zambeziaco (Zambeziac Regional Centre of Endemism - ZRCE), mas muito perto dos limites orientais do Mosaico Regional de Zanzibar-Inhambane (Zanzibar-Inhambane Regional Mosaic-ZIRM) (MICOA,

2009). Com base na classificação proposta por Wild e Barbosa (1967), a floresta de miombo do PNAG e da sua ZT corresponde à Unidade 24, denominada como “Miombo decíduo de baixa altitude” (ANAC, 2024).

A maior parte dos ecossistemas florestais do PNAG é constituída por florestas de miombo. A paisagem predominante dentro do parque inclui formações de miombo tanto abertas quanto densas, além de áreas com vegetação herbácea, dambos (zonas húmidas sazonais) e florestas ribeirinhas. Nas regiões de encosta montanhosa, ocorrem florestas húmidas e densas, compostas por vegetação exuberante, árvores de grande porte, musgos e epífitas. Além das florestas, o parque abriga também extensos matagais, constituídos por arbustos densos e espécies vegetais adaptadas as condições mais secas (ANAC, 2024; EtcTerra, 2017).

De acordo com os resultados recentes do estudo realizado pela Montfort (2021), o PNAG é predominado pelas seguintes espécies: *Brachystegia spiciformis*, *Brachystegia boehmii*, *Diplorhynchus condylocarpon*, *Julbernardia globiflora*, *Dalbergia nitidula*, *Pseudolachnostylis maprouneifolia*, *Millettia stuhlmannii*, *Phyllocosmus lemaireanus*, *Pterocarpus angolensis* e *Combretum zeyheri*.

No que concerne a vegetação graminal, responsável por fornecer alimento aos grandes herbívoros e por actuar na proteção do solo contra a erosão, é principalmente dominada pelas gramíneas *Themeda triandra*, *Digitaria spp.*, *Hyperthelia dissoluta* e *Hyparrhenia spp.* De acordo com a Muita (2023), a condição ecológica da pastagem é estimada como boa com um índice médio de condição ecológica de 767, resultado da predominância de espécies forrageiras de alta qualidade, cuja abundância tende a diminuir em cenários de sobrepastoreio, como é o caso de *Themeda triandra* e *Digitaria spp.* A quantidade média de biomassa herbácea estimada no parque é de 2.588 Kg/ha (Macassa, 2023)

3.2. Amostragem de campo

O presente estudo baseou-se no mapa de severidade de queimadas do Parque Nacional de Gilé (PNAG) (Figura 3), produzido por Domingos (2025), o qual permitiu a classificação da área de estudo em três classes de severidade com base no Índice de Severidade de Queima (NBR): classe baixa (NBR < 0,20), classe média (0,21–0,40) e classe alta (NBR > 0,41). Foram utilizadas 29 parcelas de amostragem previamente estabelecidas por Pungulanhe (2020), cada uma com área de 0,1 ha (50 × 20 m), originalmente instaladas sem considerar o gradiente de severidade do fogo.

Posteriormente, com base no mapa de severidade, as parcelas foram classificadas em três classes: 9 parcelas na classe de severidade baixa (1156,78 ha), 18 parcelas na classe média (3072,34 ha) e 2 parcelas na classe alta (125,13 ha).

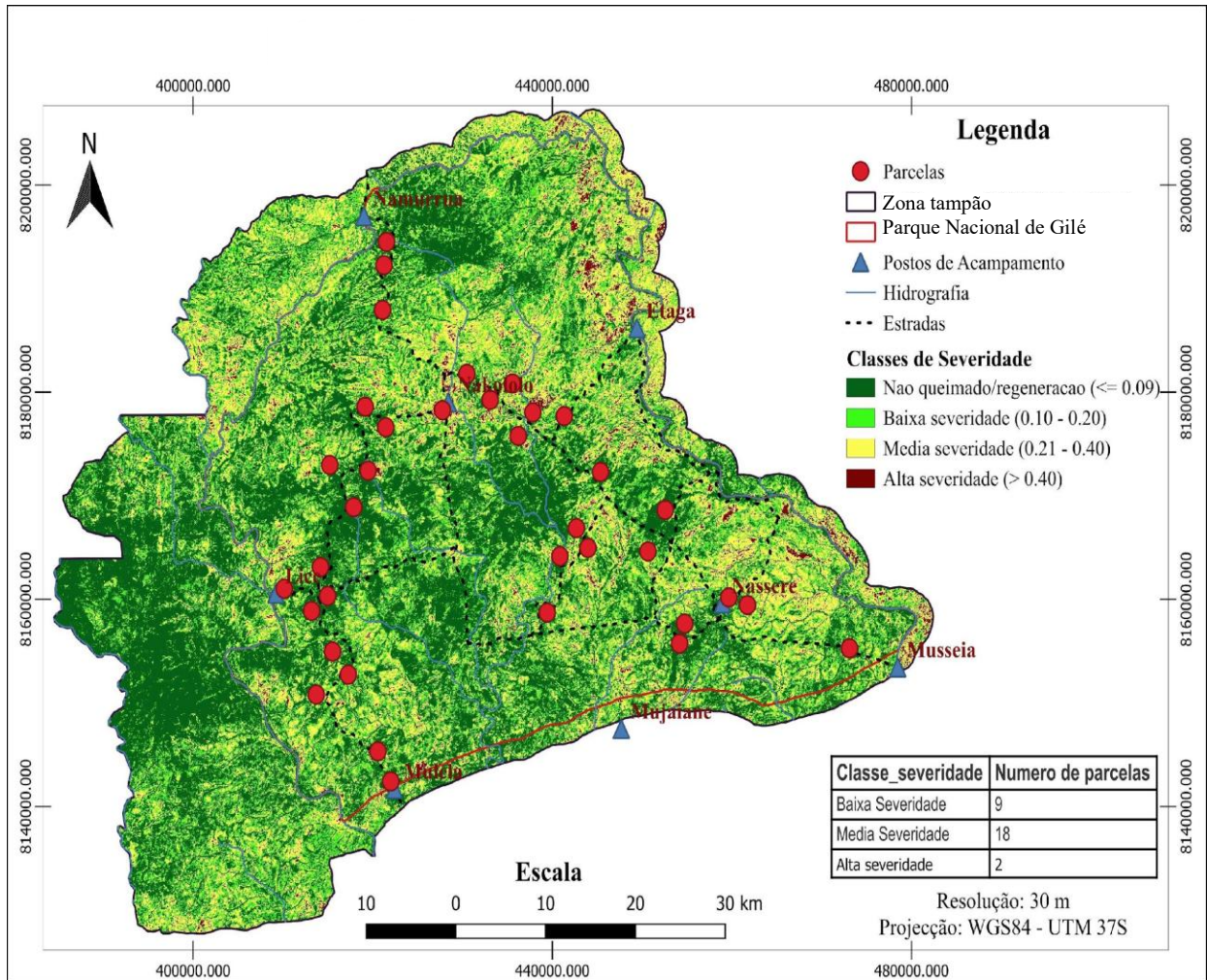


Figura 3: Mapa de severidade de queimadas. Fonte: Domingos (2025).

Dessa forma, o estudo adoptou uma abordagem de estratificação a posteriori (post-stratification), na qual as parcelas já existentes foram reagrupadas conforme as classes de severidade do fogo, permitindo a análise comparativa entre diferentes níveis de impacto das queimadas (Martins, 2023; Barbosa et al., 2017; Roderick, 1993).

A distribuição desigual do número de parcelas entre as classes deveu-se, por um lado, ao facto de o mapa de severidade do fogo ter sido elaborado após a coleta de dados de campo e, por outro, às

características ecológicas da floresta de miombo, onde queimadas de baixa e média severidade são mais frequentes, enquanto as de alta severidade ocorrem de forma mais limitada.

3.3. Colecta de dados

A colecta de dados em campo foi realizada no período de 21 de julho a 3 de agosto de 2023. A geolocalização dos pontos amostrais foi efectuada com auxílio de um dispositivo GPS da marca Garmin Etrex 20, com precisão de 5 metros. As parcelas usadas para a colecta dos dados dendrométricos e das gramíneas, foram estabelecidas utilizando quatro fitas de isolamento, o que permitiu o controlo preciso dos indivíduos arbóreos em cada unidade amostral e possibilitou também o estabelecimento de parcelas com maior uniformidade. A demarcação das diagonais nas parcelas para a colecta de dados da biomassa graminal assim como da cobertura da copa, foi feita com recurso a cordas de nylon com 100 metros de comprimento.

3.3.1. Levantamento de parâmetros da componente arbórea e graminal

Para o levantamento dos dados de parâmetros dendrométricos, foram considerados todos indivíduos lenhosos com Diâmetro à Altura do Peito (DAP) maior ou igual a 10 cm com o auxílio de uma suta (Haglöf Mantax Blue 500 mm) e fita diamétrica (Modelo 283D/10 m). Os indivíduos que apresentaram bifurcações abaixo de 1,3 m, o DAP de cada tronco foi medido separadamente. Para a mensuração da altura (m), recorreu-se a um hipsómetro (Haglöf Vertex IV Hypsometer). No caso de árvores com menos de 5m de altura, recorreu-se a uma barra graduada. Para a mensuração da cobertura da copa, recorreu-se ao densitómetro (GRS).

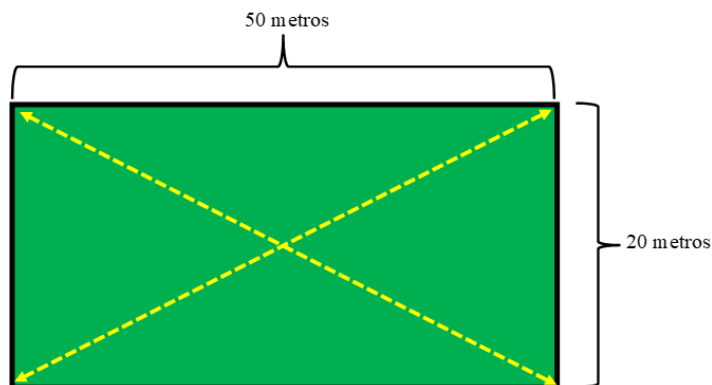


Figura 4: Esquema da unidade amostral para levantamento da vegetação, mostrando as diagonais para a colecta de dados da biomassa graminal e cobertura da copa.

No que concerne à componente graminal, o levantamento da biomassa graminal foi conduzido em dois momentos distintos: antes da queimada controlada e imediatamente após a sua ocorrência, concretamente após a sua extinção. A amostragem foi realizada ao longo de duas diagonais previamente estabelecidas na parcela experimental, conforme ilustra a Figura 4 (linha tracejada amarela) (Ubisse, 2015), totalizando 50 pontos por diagonal. A medição de altura das gramíneas para a determinação da biomassa em cada ponto de amostragem, foi feita com auxílio de um disco medidor de pasto. Em cada ponto de amostragem, fez-se também o levantamento nome científico e o nome local da espécie dominante. A biomassa graminal foi estimada através de uma equação de regressão em função das leituras da altura média do disco. Para o presente estudo a biomassa foi estimada com base na equação (Equação 1) desenvolvida por Sonto (2020), para florestas de miombo da Reserva Especial de Niassa expressa da seguinte forma:

$$Y = 0.005639X + 0.11679 \quad \text{Equação 1}$$

Onde:

Y = Biomassa graminal (kg/ha); X= altura média do disco (cm)

As espécies amostradas foram identificadas com auxílio de um técnico botânico, e para as de difícil identificação em campo, foram colhidas amostras para posterior consulta em guias de campo (Wyk e Wyk, 1997) e identificação no Herbário da Universidade Eduardo Mondlane.

3.3.3. Aquisição dos dados bioclimáticos, frequência e densidade de armadilhas de caça

No que concerne aos dados climáticos, concretamente os de temperatura e precipitação, foram extraídos da base de dados da WorldClim (<http://www.worldclim.org>). Os dados sobre tipos de solo foram obtidos no banco de dados de solos da FAO (2019). Informação sobre actividade da caça furtiva (densidade de armadilhas e vestígios de caçadores furtivos) foi fornecida pela Administração do PNAG. Os dados concernentes a frequência de queimadas, foram adquiridos no mapa elaborado por Domingos (2025).

3.3.4. Avaliação de danos da componente arbórea e graminal

Após o levantamento de dados dendrométricos e da biomassa graminal, seguiu o processo de queimada com o objectivo de identificar os danos causados pelo fogo. Antes da ignição do material

combustível, foram avaliadas as condições atmosféricas do dia, como a temperatura, velocidade do vento e humidade relativa do ar, com auxílio Anemómetro portátil de marca Kestrel 5000FW Fire Weather Meter Pro.

Esta actividade foi realizada por uma equipa constituída por quatro técnicos (incluindo o autor do presente estudo), três membros da comunidade e por um fiscal do PNAG, munida de abafadores (equipamento para extinção de focos de fogo).

A queimada fria foi efectuada no sentido da direcção do vento, colocando fogo em vários pontos de modo a facilitar a rápida cobertura e consumo do combustível (Schumacher e Dick, 2018). Após a realização da queima controlada, todas as chamas presentes dentro da parcela foram apagadas com o auxílio de abafadores, a fim de evitar a propagação do fogo para áreas adjacentes, sobretudo em situações de mudança nas condições meteorológicas, como o aumento da velocidade do vento. Posteriormente, com o auxílio do disco medidor de pasto, mediu-se a altura da vegetação remanescente após o consumo do combustível pelo fogo nas duas diagonais da parcela. Estes dados foram usados para o cálculo da biomassa consumida pelo fogo durante a queima e representa o nível de dano para a componente graminal. Em relação à componente arbórea, a identificação dos danos foi feita com base na metodologia usada por Batista e Soares (1997) e Schumacher e Dick (2018), conforme a Tabela 1.

Tabela 1: Níveis de danos causados pelas queimadas

Parâmetros de queimadas	Níveis de danos da queima			
	I	II	III	IV
Altura da queima da árvore (m)	0.85	2.03	4.54	11.38
Percentagem de queima em relação a altura da árvore	7	18	40	100
Descrição	Ocorre a queima apenas do material combustível (restos vegetais depositados no solo e gramíneas), não danificando os indivíduos adultos	Ocorre a queima do material combustível (serapilheira), sub-bosque e crestamento parcial das copas (18% da altura total da árvore).	Ocorre a queima parcial da copa (em torno de 40% da altura total da árvore)	Queima total da árvore.

Fonte: Adaptado de Batista e Soares (1997).

A altura (m) de queimadura foi registada para cada um dos indivíduos arbóreos inventariados nas parcelas, desde a base até à parte terminal da queimadura com auxílio de um hipsómetro ou de uma barra graduada. Para Moreira et al. (2010), a altura é um dos indicadores dos danos no tronco mais utilizados do tronco queimado expressa como proporção da altura total da árvore e Ryan (1982), argumenta que pode ser um bom indicador dos danos sofridos e mesmo da mortalidade. Em relação à mortalidade, foram recolhidos dados de cada um dos indivíduos inventariados (morte natural ou resultado de queimadas).

No que concerne ao vigor e sanidade, a avaliação foi feita com base na forma da copa e na presença de sinais de ataque de insectos e doenças. Para minimizar a subjectividade desta avaliação, foi usada uma pontuação de acordo com os casos (Anexo XIII) (MADER, 2020).

3.4. Análise de dados

3.4.1. Parâmetros da estrutura horizontal

Para caracterização da estrutura horizontal da floresta nas diferentes classes de severidade, empregou-se os seguintes parâmetros: densidade, frequência, dominância, índice de valor de importância, grau de homogeneidade florística.

3.4.2. Frequência das espécies

Em estudos fitossociológicos, a frequência (exprime a percentagem de ocorrência ou ausência de uma espécie numa determinada parcela, ou seja, é o número de ocorrências de uma determinada espécie no total das parcelas (Pungulanhe, 2020; Pais, 2015; Ribeiro et al. 2002). Pode ser estimada através da frequência absoluta (Equação 2) e relativa (Equação 3).

$$Freq_{abs} = \frac{np_i}{N_{pt}}; \quad \text{Equação 2}$$

$$Freq_{rel} = \frac{Freq_{abs}}{\sum Freq_{abs}} * 100\% \quad \text{Equação 3}$$

Onde:

$Freq_{abs}$ = Frequência absoluta da espécie i; N_{pi} = número de parcelas onde ocorreu a espécie i;

N_{pt} = número total de parcelas; $Freq_{rel}$ = Frequência relativa da espécie i;

3.4.3. Densidade das espécies

Segundo Andrade et al. (2012), densidade é um parâmetro ecológico que revela o número de indivíduos por unidade de área. Pode ser estimada através da densidade absoluta (Equação 4) e relativa (Equação 5).

$$\text{Den}_{\text{abs}} (\text{n/ha}) = \frac{Ne}{Nha}; \quad \text{Equação 4}$$

$$\text{Den}_{\text{rel}} = \frac{\text{Den}_{\text{abs}}}{Ntpha} * 100\% \quad \text{Equação 5}$$

Onde: Den_{abs} = Densidade absoluta da espécie i;

Ne = número de árvores de cada espécie; Nha = área amostrada em hectares

n/ha = número de árvores da espécie i hectare; Den_{rel} = Densidade relativa da espécie i;

Ntpha = Número total de árvores encontradas na área amostrada em hectares;

3.4.4. Dominância das espécies

Dominância das espécies, refere-se ao grau em que uma ou mais espécies exercem influência significativa sobre outras espécies em uma comunidade ecológica (Peroni e Hernández, 2011). De acordo com Ribeiro et al. (2002), a dominância das espécies arbóreas é estimada através do somatório das áreas basais dos troncos. Equações para a dominância absoluta (Equação 6) e relativa (Equação 7) respectivamente.

$$\text{Dom}_{\text{abs}} (\text{m}^2/\text{ha}) = \frac{gi}{ha}; \quad \text{Equação 6}$$

$$\text{Dom}_{\text{rel}} = \frac{gi/ha}{G/ha} * 100\% \quad \text{Equação 7}$$

Onde: Dom_{abs} = Dominância absoluta em (m^2/ha); Dom_{rel} = Dominância relativa

Equação de cálculo de Área basal

$$gi = [1/4(\pi * DAP^2)] \quad \text{Equação 8}$$

DAP = diâmetro a altura do peito (1.30 m a altura do solo) e $\pi=3,14$

gi/ha = área basal da espécie i por unidade de área em hectares

m²/ha = metros quadrados por hectare; G/ha = área basal de todas as espécies por unidade de área em hectares

De acordo com Lamprecht, (1990) citado por (Pungulanhe, 2020) a estrutura horizontal de uma floresta, resulta das características e combinações entre as quantidades em que cada espécie ocorre por unidade de área (densidade), da maneira como estas espécies se distribuem na área (frequência) e do espaço que cada uma ocupa na área (dominância).

3.4.5. Índice de valor de importância

A abundância, dominância e frequência são parâmetros que demonstram aspectos importantes da população, porém, fornecem apenas indicações parciais sobre a estrutura horizontal das espécies de uma determinada área (Pais, 2015). Uma visão geral da estrutura horizontal das espécies obtém-se através do índice de valor de importância (Equação 9), que é basicamente a soma dos valores de densidade, dominância e frequência relativas de cada espécie (Mwansa, 2018; Zolho, 2005). Este parâmetro é uma indicação da diferença ou semelhança entre povoamentos quanto a estrutura e composição, características de uma área e a dinâmica dos povoamentos (Ribeiro et al., 2002) e representa o grau em que a espécie se encontra estabelecida na comunidade e resulta em valores relativos já calculados para a densidade, frequência e dominância (Chaves et al., 2013).

$$IVI = Denrel + Domrel + Freqrel \quad \text{Equação 9}$$

Onde: IVI = Índice de valor de importância; Denrel = densidade relativa;

Domrel = dominância relativa; Freqrel = frequência relativa

3.4.6. Distribuição diamétrica

A distribuição dos diâmetros dos indivíduos dentro de uma comunidade de florestas naturais permite fornecer informação para adoção de medidas de manejo, e geralmente a distribuição decrescente ou em “J” invertido é característica de tipos florestais onde há regeneração contínua. É o caso da maioria das florestas nativas de composição variada em espécie e idade (Ribeiro et al., 2002). A análise da distribuição diamétrica foi feita através da construção do histograma de frequência da densidade de árvores. As classes diamétricas e a amplitude foram definidas com base na fórmula de Sturges (Neto, 2020; Onuoha e Ibe, 2016; Topanotti, 2016; Pinus et al., 2008;

Sturges., 1926) (Equações 10, 11 e 12). E com base nestas operações matemáticas obteve-se um número de classes igual a 10 e um intervalo de classes igual a 5,18.

$$IC = \frac{K}{A} \quad \text{Equação 10}$$

$$K = 1 + 3,33 \log N \quad \text{Equação 11}$$

$$A = DAP_{max} - DAP_{min} \quad \text{Equação 12}$$

Onde:

IC é o intervalo de classes; K é o número de classes

A é a amplitude entre o DAP maior e o menor; N é o número total de indivíduos

E como forma de analisar a estabilidade das classes e sustentar a interpretação da distribuição diamétrica, foi calculado o coeficiente de Liocourt, o qual é obtido pela divisão do número de indivíduos de uma classe de diâmetro pelo número de indivíduos da classe anterior (Coimbra Limeira et al., 2021; Ribeiro et al., 2021; Salimo, 2021; Ananias et al., 2018; Junior et al., 2010). De acordo com (MITADER, 2021; Reis et al., 2014), este coeficiente ajuda a fazer inferências sobre o recrutamento e a mortalidade em comunidades florestais, pois, se houver uma razão constante entre as classes, significa que a taxa de recrutamento é similar à taxa de mortalidade e que a distribuição pode ser considerada regular ou equilibrada.

3.4.7. Cobertura da copa

A cobertura da copa foi estimada pelo método de transecto (Jensen et al., 2017; Bures, 2010; Korhonen et al., 2006), em parcelas com dimensões de 20 x 50 m. Em cada parcela, foram traçadas duas diagonais, utilizadas como linhas de amostragem (Figura 4). Ao longo de cada diagonal, foram definidos 11 pontos de observação equidistantes, distribuídos de forma sistemática, com uma equidistância média de 5,4 metros entre si. Em cada ponto, registou-se a percentagem de cobertura da copa com o auxílio de um densiômetro. Posteriormente, os valores obtidos em todos os pontos amostrados foram utilizados para calcular a cobertura média da copa por parcela, de acordo com a seguinte equação:

$$\%C_c = \frac{\sum_{i=1}^n c_i}{n} \times 100$$

Equação 13

Onde: $\%C_c$ = representa a percentagem de cobertura média da copa na parcela; c_i = corresponde ao valor da cobertura registado no i-ésimo ponto de amostragem (%) e n = é o número total de pontos avaliados ao longo das diagonais.

3.4.8. Parâmetros da estrutura vertical

As informações referentes aos estudos da estrutura vertical da PNAG, aliadas às estimativas dos parâmetros fitossociológicos da estrutura horizontal, propiciam uma caracterização mais completa da importância ecológica das espécies na comunidade florestal (Freitas e Magalhães, 2012), e poderá se ter uma melhor resposta sobre qual o efeito do fogo sobre determinada espécie e que medidas a adoptar para poder atingir o objectivo de conservação. É importante referir que a divisão da floresta em estratos é muitas vezes difícil de observar na prática tanto como a definição do número de estratos, sabe-se que uma floresta madura que possui 40 a 80 espécies por hectare, possui de 3 a 5 estratos (Ribeiro et al., 2002).

Vários métodos têm sido empregues para estratificar florestas com base na altura (IUFRO; Hasenauer, 2006; Souza et al. 2003). No presente estudo foram utilizados três estratos de altura para estimar a posição sociológica absoluta por espécie na área florestal, conforme descrito por (Souza et al., 2003). Assim, a distribuição do número de árvores por classe de altura em estratos foi definida da seguinte forma:

(1) **Estrato Inferior:** compreende as árvores com altura total (Ht) menor que a altura média (Hm) menos uma unidade de desvio-padrão (1σ) das alturas totais, ou seja, $Ht < (Hm - 1\sigma)$; Equação 14

(2) **Estrato Médio:** compreende as árvores com $(Hm - 1\sigma) \leq H < (Hm + 1\sigma)$; Equação 15

(3) **Estrato Superior:** compreende as árvores com $H \geq (Hm + 1\sigma)$. Equação 16

No presente estudo, a estratificação vertical da floresta, foi dividida em três classes: de onde a primeira alberga indivíduos com a altura de 1,30 a 6,34 metros, pertencentes ao estrato inferior; a segunda constituída de indivíduos com altura de 6,35 a 13,89 metros pertencentes ao estrato médio; e por último, a terceira constituída de indivíduos com 13,90 até 22,9 metros pertencentes ao estrato superior.

3.4.9. Índices de diversidade e similaridade

Os índices de biodiversidade são uma importante ferramenta para avaliação da diversidade vegetal, devido aos padrões de variação temporais e espaciais que ocorre normalmente em florestas, além de funcionar como uma ferramenta para avaliar o estado do ecossistema (Pungulanhe, 2020). Contudo, a diversidade é um parâmetro difícil de definir e interpretar, devido aos aspectos relacionados com a medição de diversidade (Ribeiro et al., 2002). No presente trabalho foram estimados os índices de diversidade de Shannon – Wiener e de equitabilidade Pielou.

3.4.10. Índice de diversidade de Shannon – Wiener (H')

O índice de Shannon – Wiener (Equação 17), é um dos mais usados para medir a diversidade de espécies (Krebs et al., 2010; Magurran, 2004) ou mesmo para fornecer informação de base de uma determinada região para medir a diversidade ecológica. Quanto maior for o valor do índice, maior será a diversidade florística da população em estudo, podendo expressar riqueza ou uniformidade.

$$H' = \sum_{i=1}^s \frac{n_i}{N} \ln\left(\frac{N}{n_i}\right)$$

Equação 17

Onde: H' = índice de diversidade específica de Shannon – Wiener; s = número total de espécies amostradas;

n_i = número de indivíduos amostrados da espécie i; N = número total de indivíduos amostrados

Para avaliação das diferenças estatísticas entre as classes de severidade das queimadas no que se refere ao índice de diversidade de Shannon-Wiener e à riqueza de espécies, recorreu-se as análises rarefação baseadas nos números de Hill (Boramuge et al., 2023; Salimo, 2021). Essa metodologia baseia-se no modelo de distribuição de probabilidade multinomial dos números de Hill (q), quando o parâmetro $q = 0$, a análise está direcionada à riqueza de espécies, ou seja, à contagem simples do número de espécies presentes em cada classe de severidade de queimadas. Já para $q = 1$, o índice corresponde à diversidade de Shannon-Wiener (Chao et al., 2023; Chao et al., 2014; Munguambe, 2023).

3.4.11. Índice de equitabilidade Pielou

A relação entre a diversidade observada e a diversidade máxima pode ser usada para medir a uniformidade (J') (Melo, 2008). Como medida de heterogeneidade, o índice de equitabilidade Pielou (Equação 18) leva em consideração o grau de uniformidade na abundância das espécies. No entanto, é possível calcular uma medida de uniformidade separada, com base no índice de uniformidade de Pielou. O intervalo de análise para este índice é de 0 a 1, onde 1 representa a máxima diversidade, ou seja, todas as espécies são igualmente abundantes.

$$J' = \frac{H'}{H_{max}} = \frac{H'}{\ln S} \quad \text{Equação 18}$$

Onde:

J' = coeficiente de equitabilidade do índice de Shannon – Wiener;

$H_{máx}$ = número total de espécies na amostra; $\ln S$ = logaritmo natural do número total de espécies na amostra.

3.4.12. Quociente de Mistura de Jentsch

O Quociente de Mistura de Jentsch (Hosokawa, 1981) (Equações 19 e 20), é uma indicação da intensidade de mistura das espécies de uma determinada área. Fornece, uma ideia geral da composição florística da floresta, pois indica, em média, o número de árvores de cada espécie que é encontrado no povoamento. Dessa forma, tem-se um factor para medir a intensidade de mistura das espécies e os possíveis problemas de manejo, dadas condições de variabilidade das espécies (Ribeiro et al., 2002).

$$QM = \frac{S}{N} \quad \text{Equação 19}$$

$$QM = \frac{N}{S} \quad (\text{em proporção}) \quad \text{Equação 20}$$

Onde:

QM = Coeficiente de Mistura de Jentsch

S = número de espécies amostradas;

N = número total de indivíduos amostrados.

Quanto mais próximo de 1 o valor de QM, mais diversa é a população.

3.4.13. Análise estatística

A análise dos dados da presente pesquisa foi feita com auxílio dos pacotes computacionais Microsoft Office Excel 2016, STATA 14, iNEXT 2.09 e PAST 4.03 (Zingara, 2022; Salimo, 2021). O Microsoft Office Excel 2016 foi usado para agrupar os dados, construir gráficos e tabelas. Recorreu-se aos pacotes estatísticos STATA e Excel para se efectuar análises com objectivo de calcular as diferenças entre as médias de biomassa graminal, classes diamétricas, estratos de altura. Ao se constatar através da ANOVA a existência de diferenças significativas entre os parâmetros dos estratos analisados, recorreu-se ao teste de Tukey. Para os parâmetros como o nível de dano, distribuição diamétrica e biomassa graminal em que os pressupostos de normalidade foram violados, foram submetidos a transformação Box-Cox (André, 2022; Pungulanhe, 2020; Box e Cox, 1964). E para o parâmetro biomassa graminal (Interação dos factores Classe de severidade de queimadas e Fase de queimada) que mesmo após a transformação de dados, os pressupostos continuaram a ser violados, recorreu-se ao teste não paramétrico (Kruskal-Wallis) e comparou-se as médias com base no teste de Mann-Whitney a 5% de nível de significância (Munguambe, 2023; Zingara, 2022; Florêncio, 2020; Matos, 2020). O pacote PAST 4.03 foi usado para o cálculo de análise de similaridade florística (NMDS), curvas de rarefação (Chao et al., 2023; Chao et al., 2014) e análise de componentes principais e índices de diversidade (Clarke, 1993)

a) Análise da composição florística

Analisou-se as diferenças na composição de espécies entre as classes de severidade, usando o teste de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS) (Clarke, 1993). Nestas análises, utilizou-se uma matriz de dados constituída pela abundância de indivíduos das espécies nas parcelas (matriz de abundância) e optou-se pelo Índice de Similaridade de Bray-Curtis dos valores de abundância (Boramuge et al., 2023; Salimo, 2021).

Para verificação da consistência do NMDS calculou-se uma medida de *Stress*, que indica a proporção da variância das disparidades não explicadas pelo modelo NMDS (Clarke, 1993). Verificou-se a significância do *Stress* por meio do teste de Monte Carlo com 999 permutações, e confirmou-se a estabilidade do *Stress* na porção final das interações conforme sugerido por McCune e Grace (2003). E por fim, por forma a testar a significância dos agrupamentos florísticos

formados pelo NMDS recorreu-se ao teste de Análise de Similaridade (ANOSIM) (Garcia, 2015), utilizando-se a mesma medida de distância descrita acima.

b) Diversidade e riqueza de espécies

Com o objectivo de se comparar a diversidade e riqueza de espécies entre as classes de severidade de queimada, construiu-se as curvas de rarefação (Chao et al., 2023; Chao et al., 2014). Nesta análise, utilizou-se dados baseados no número de indivíduos das espécies amostradas em cada classe de severidade de queimada.

c) Interação entre diferentes níveis de severidade do fogo, factores ambientais e a estrutura da vegetação

Com vista a compreender a relação entre a severidade do fogo, os factores ambientais e a dinâmica da vegetação, foram realizadas análises estatísticas multivariadas e de regressão. Estas análises permitiram identificar padrões ecológicos e avaliar a influência das variáveis ambientais sobre a biomassa graminal, cobertura da copa e estrutura da vegetação arbórea e graminal.

i) Padrões e relações entre biomassa graminal, cobertura da copa e severidade de fogo

Para a definição dos padrões e relações entre biomassa graminal, cobertura da copa e severidade de fogo, foi realizada a Análise de Componentes Principais (PCA) com dados abióticos (classes de severidade de queimadas) com dados bióticos (biomassa graminal e cobertura da copa) (Pio et al., 2023).

ii) Influência dos factores ambientais na vegetação arbórea e graminal

Para investigar os factores que exercem influência na vegetação arbórea e graminal, recorreu-se à análise de regressão múltipla com interacção de variáveis usando-se o pacote estatístico Stata 14. A análise de regressão múltipla é uma técnica estatística que tem como objectivo modelar a relação linear entre uma variável dependente contínua e múltiplas variáveis independentes que podem ser contínuas ou categóricas (Chimuco, 2015). Os modelos que incluam efeitos de interacção podem também ser analisados por métodos da regressão linear múltipla (Chein, 2019). Uma interacção

entre duas variáveis pode ser representada por um termo de produto cruzado no modelo abaixo (Equação 20).

$$Y = \beta_0 + \beta_1x_1 + \beta_2x_2 + \beta_{12}x_1x_2 + \varepsilon \quad \text{Equação 21}$$

Para essa análise, foram consideradas como variáveis dependentes contínuas, a biomassa graminal, o diâmetro a altura do peito, a altura, a área basal e o número de indivíduos. A severidade das queimadas (dNBR), dados de caça furtiva (densidade de armadilhas), temperatura (°C), precipitação (mm) e o tipo de solo. As primeiras 4 foram consideradas como variáveis independentes contínuas, enquanto para a última criou-se uma variável fictícia, onde os solos vermelhos de textura média distrícos foram considerados como “0” e solos castanhos de textura arenosa como “1”.

3.5. Limitações de estudo

Apesar do rigor metodológico adoptado, o presente estudo apresenta limitações que devem ser consideradas na interpretação dos resultados e na sua generalização. Em primeiro lugar, destaca-se a baixa representatividade da classe de alta severidade de fogo, o que pode afectar a robustez das análises comparativas entre as três classes consideradas, limitando a detecção de padrões ecológicos mais consistentes.

Adicionalmente, o mapa de severidade de fogo ter sido elaborado após a colecta de dados nas parcelas, o que potencialmente comprometeu a representatividade da amostragem e na cobertura não uniforme das três classes de severidade de fogo. Importa ainda salientar que a colecta de dados em campo foi condicionada por limitações logísticas, nomeadamente dificuldades de acesso a algumas parcelas previamente estabelecidas no PNAG. Essas restrições podem ter influenciado a cobertura espacial da amostragem e, conseqüentemente, a representatividade dos dados obtidos.

Apesar dessas limitações, o estudo fornece contributos relevantes para a compreensão dos efeitos das queimadas no ecossistema de miombo, devendo, contudo, os resultados serem interpretados com a devida cautela e considerados como base para investigações futuras mais abrangente.

CAPÍTULO IV: RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Efeito da severidade do fogo na composição e estrutura da vegetação

4.1.1. Composição de espécies arbóreas

De forma geral, no presente estudo foram inventariadas 50 espécies arbóreas, distribuídas em 20 famílias (Figura 5), das quais 60% das espécies concentram-se em apenas quatro famílias. Em ordem decrescente, a família Fabaceae apresentou a maior diversidade, com 18 espécies (36% do total), seguida pela Euphorbiaceae, com 5 espécies (10%), Combretaceae, com 4 espécies (8%), e Anacardiaceae, com 3 espécies (6%). Observa-se, assim, que poucas famílias concentram a maior parte da riqueza florística, enquanto a maioria é representada por uma ou duas espécies, evidenciando uma distribuição desigual da diversidade florística e a dominância ecológica de determinadas famílias, com destaque para a Fabaceae.

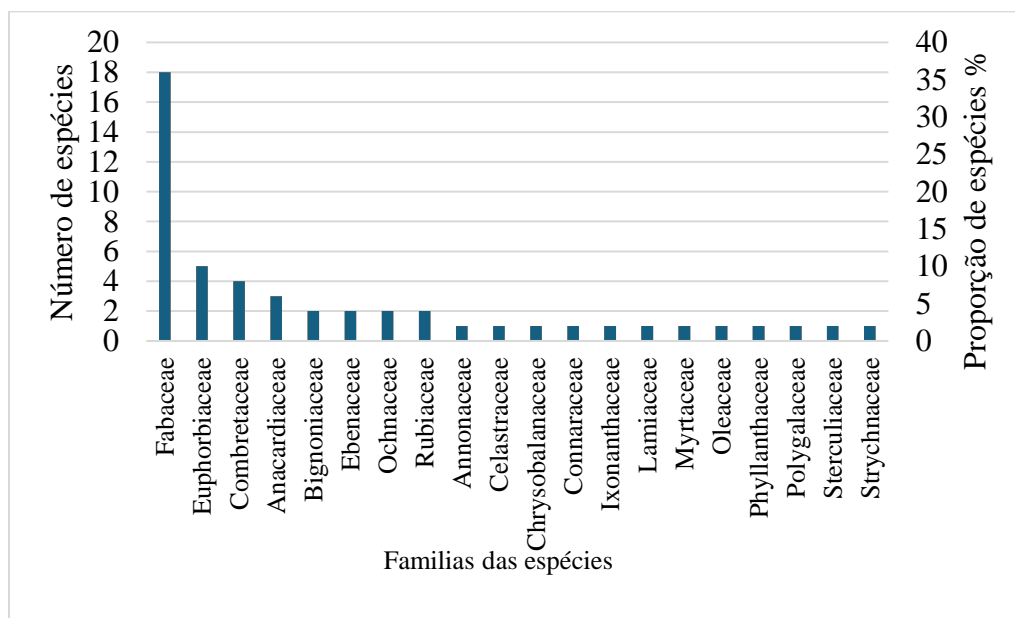


Figura 5: Riqueza de espécies por família no Parque Nacional do Gilé, centro de Moçambique.

Esses resultados assemelham-se aos obtidos por (Boramuge et al., 2023; Moreno e Escobar, 2020; Tchamba, 2017; Hofiço, 2014) que observaram a presença marcante da família Fabaceae em floresta de miombo. No estudo realizado no PNAG pela Montfort (2021), destacou as famílias Fabaceae e Euphorbiaceae como as mais diversificadas em número de espécies. Estes resultados

sugerem de certa forma um padrão semelhante de distribuição da diversidade entre as famílias botânicas, refletindo tendências ecológicas consistentes em ecossistemas de miombo seco.

De forma geral, observou-se que a riqueza específica por famílias, apresentou uma variação de 36 a 2% da riqueza total. E esses resultados corroboram com os reportados por Nanvonamuquitxo et al. (2019), cujos valores variaram entre 39 a 3% da riqueza total. Observou-se uma menor riqueza de espécies em comparação com o estudo de Pungulanhe, (2020)), que identificou 120 espécies distribuídas em 38 famílias no PNAG. Essa diferença pode ser explicada pelo facto de o presente estudo ter sido realizado numa área amostral de 2,9 ha, significativamente menor quando comparada com a área de 59 ha amostrada por aquele autor. Por outro lado, os resultados indicam uma maior riqueza de espécies na área de estudo em comparação com Nanvonamuquitxo et al. (2019), que, numa área relativamente semelhante (3,1 ha), registaram 38 espécies pertencentes a 12 famílias.

Em termos de representatividade nas classes de severidade de queimadas, observou-se que a classe média apresentou maior representatividade, com 19 famílias, seguida da classe baixa, com 12 famílias, e, por fim, a classe alta, com 6 famílias. Resultados semelhantes foram reportados por Montfort (2021), num estudo realizado no PNAG, no qual áreas com baixa perturbação apresentaram maior representatividade em comparação com áreas não perturbadas. Pese embora a perturbação tenha um impacto importante na dinâmica da vegetação, é importante salientar, que no presente estudo, o desequilíbrio no esforço amostral (18 parcelas na severidade média, 9 na baixa e apenas 2 na alta), contribui para maior representatividade de famílias nas classes de severidade média em relação às classes de severidade baixa e alta.

Relativamente à densidade de indivíduos arbóreos (Figura 6), a família Fabaceae destacou-se como a mais representativa, com 363 indivíduos por hectare, correspondendo a 56% do total de indivíduos inventariados. Em seguida, as famílias Euphorbiaceae e Chrysobalanaceae apresentaram 60 indivíduos cada (9%), seguidas de Ebenaceae, com 53 indivíduos (8%), e Combretaceae, com 38 indivíduos (6%). Em conjunto, estas cinco famílias concentram 88% dos indivíduos amostrados.

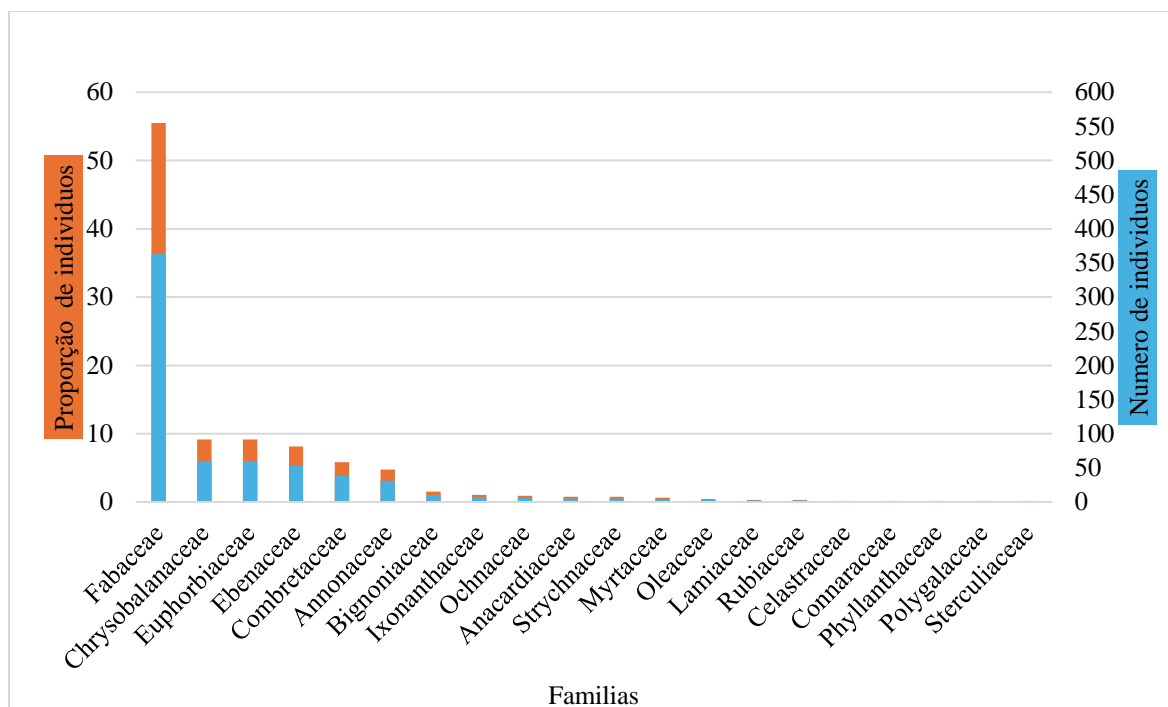


Figura 6: Número de indivíduos/ha por família no PNAG.

4.1.2. Frequência de ocorrência das espécies arbóreas

De forma geral, dentre as 10 espécies mais frequentes (Tabela 2), as que estão amplamente distribuídas nas 3 classes de severidade de queimadas são *Brachystegia boehmii*, *Brachystegia spiciformis*, *Burkea africana*, *Julbernardia globiflora* e *Pterocarpus angolensis* com ocorrência acima de 5%. Há que destacar que a classe de severidade de queimadas alta contém espécies com maior frequência. A elevada frequência observada, independentemente da severidade do fogo, pode ser explicada pela dominância dessas espécies nos ecossistemas de miombo, as quais desempenham papel central na estrutura e dinâmica desses ecossistemas (Timberlake e Chidumayo, 2011; Chidumayo e Gumbo, 2010; White, 1983).

O gênero *Brachystegia* apresenta uma ligeira tendência de reduzir a sua frequência com o aumento da severidade de queimadas, o que de certa forma pode revelar alguma sensibilidade ao fogo (Cangela, 2014; Chidumayo, 2004; Campbell, 1996). Entretanto, as espécies *Burkea africana*, *Dalbergia nitídula*, *Julbernardia globiflora*, *Terminalia sericea* e *Uapaca zanguebarica*, apresentam uma tendência de aumento da sua ocorrência com o aumento da severidade de

queimadas, o que pode revelar alguma tolerância destas espécies ao fogo (Ribeiro et al., 2015; Zolho, 2005).

Tabela 2: Espécies com maior frequência (%) em cada classe de severidade de queimadas

Espécies	Alta	Média	Baixa
<i>Bauhinia petersiana</i>	5,88	1,16	1,37
<i>Brachystegia boehmii</i>	5,88	5,78	8,22
<i>Brachystegia spiciformis</i>	5,88	6,94	9,59
<i>Burkea africana</i>	11,76	4,62	4,11
<i>Dalbergia nitidula</i>	5,88	4,62	1,37
<i>Diospyros mespiliformis</i>	5,88	1,73	4,11
<i>Julbernardia globiflora</i>	11,76	4,62	4,11
<i>Pterocarpus angolensis</i>	5,88	6,36	8,22
<i>Terminalia sericea</i>	5,88	2,31	1,37
<i>Uapaca zanguebarica</i>	5,88	2,31	1,37

4.1.3. Densidade de indivíduos arbóreos

Com base na Tabela 3, é possível observar que de forma geral a densidade de indivíduos arbóreos é mais expressiva na classe de severidade alta. Nesta classe, de entre as 10 espécies mais abundantes destacam-se: *Julbernardia globiflora* (26,67%), *Pterocarpus angolensis* (13,33%), *Brachystegia spiciformis* e *Terminalia sericea* ambas com uma abundância de 8,89%. As 4 espécies juntas perfazem nesta classe 57,78% do total de espécies amostradas. Resultados semelhantes foram observados por Pungulame (2020), no qual as espécies *Julbernardia globiflora*, *Pterocarpus angolensis* e *Brachystegia spiciformis* estiveram entre as cinco mais abundantes no PNAG. De acordo com (Campbell, 1996), o miombo é uma formação florestal caracterizada pela dominância de árvores de género *Brachystegia*, *Julbernardia* e *Isobertina*. Essa composição florística pode explicar, em parte, a elevada abundância de *Brachystegia spiciformis* e *Julbernardia globiflora* nas áreas estudadas, independentemente da classe de severidade do fogo.

É de salientar que de forma comparativa, nas 3 classes de severidade de queimadas, as espécies *Terminalia sericea* e *Julbernardia globiflora* se destacaram de forma clara na classe de severidade alta. De acordo com Zolho (2005) e Ribeiro et al., (2002), classificam a *Julbernardia globiflora* como uma espécie tolerante ou resistente às queimadas.

Tabela 3: Espécies com maior abundância (%) em cada classe de severidade de queimadas

Espécies	Alta	Média	Baixa
<i>Bauhinia petersiana</i>	2,22	0,49	0,50
<i>Brachystegia boehmii</i>	4,44	10,02	8,00
<i>Brachystegia spiciformis</i>	8,89	9,29	23,50
<i>Burkea africana</i>	4,44	3,18	1,50
<i>Dalbergia nitidula</i>	4,44	6,60	1,50
<i>Diospyros mespiliformis</i>	4,44	1,71	5,00
<i>Julbernardia globiflora</i>	26,67	3,18	5,50
<i>Pterocarpus angolensis</i>	13,33	7,33	9,00
<i>Terminalia sericea</i>	8,89	3,42	0,50
<i>Uapaca zanguibarica</i>	4,44	1,71	2,50

Na classe de baixa severidade de queimadas, a espécie *Brachystegia spiciformis* (23,50%) foi a que mais se destacou, seguida pela *Pterocarpus angolensis* e *Brachystegia boehmii* com 9 e 8 % respectivamente. Nas três classes, a *Brachystegia spiciformis* se mostrou mais abundante na classe de severidade baixa. No estudo realizado por Meneses et al. (2024), na zona centro do país maior demonstrou também maior densidade da *Brachystegia spiciformis* nos locais com baixa frequência de fogo, sugerindo uma melhor capacidade de regeneração e maturação quando a perturbação é menos frequente.

4.1.3. Dominância das espécies arbóreas

A análise da dominância de espécies nas diferentes classes de severidade de queimadas (Tabela 4) permite verificar que de forma geral as espécies *Brachystegia spiciformis*, *Brachystegia boehmii*, *Julbernardia globiflora* e *Pterocarpus angolensis*, foram as que mais se destacaram em todos os estratos. Estes resultados corroboram com os resultados apresentados por Montfort (2021) e Pungulanhe (2020), que constataram em seus estudos que as espécies mais dominantes no PNAG foram nomeadamente a *Brachystegia spiciformis*, *Brachystegia*, *Julbernardia globiflora* e *Pterocarpus angolensis*. A dominância dessas espécies em diferentes estudos, reflete um padrão fitogeográfico amplamente documentado nos ecossistemas do Centro de Endemismo Zambeziano, ao qual o PNAG pertence. Segundo Chidumayo e Gumbo (2010) e Frost (1996), essas espécies são frequentemente descritas como estruturadoras da fisionomia do miombo, devido à sua ampla distribuição, tolerância ao fogo e capacidade de regeneração após distúrbios.

Tabela 4: Representação das espécies (%) mais dominantes nas classes de severidade de queimadas

Espécies	Alta	Média	Baixa
<i>Bauhinia petersiana</i>	3,22	0,11	0,42
<i>Brachystegia boehmii</i>	7,74	14,87	12,50
<i>Brachystegia spiciformis</i>	6,61	19,31	45,06
<i>Burkea africana</i>	2,21	4,31	1,16
<i>Dalbergia nitidula</i>	3,12	3,03	0,30
<i>Diospyros mespiliformis</i>	1,95	1,15	2,09
<i>Julbernardia globiflora</i>	27,44	2,41	4,39
<i>Pterocarpus angolensis</i>	17,67	11,21	8,78
<i>Terminalia sericea</i>	7,43	1,56	0,14
<i>Uapaca zanguebarica</i>	9,77	2,90	1,07

Na classe de severidade alta, *Julbernardia globiflora* foi a espécie mais dominante, esse resultado pode ser explicada pelo facto de ser uma espécie resistente ao fogo (Ribeiro et al., 2002). A espécie *Brachystegia spiciformis* (27.44%) apresentou-se como a mais dominante tanto na classe de severidade baixa assim como na classe média com percentagem de dominância nas classes de severidade baixa assim como na classe média com percentagem de dominância nas classes de 45,06 e 19,31% respectivamente.

4.1.4. Índice Valor de importância de espécies arbóreas

Os valores do IVI patentes na Tabela 5, mostram que diferentes espécies respondem de forma diferenciada à variação da severidade de queimadas. As espécies *Brachystegia boehmii*, *Julbernardia globiflora*, *Pterocarpus angolensis* e *Brachystegia spiciformis* estão amplamente distribuídas em todas classes de severidade de queimadas e apresentam-se como as mais importantes. Estudos de Ryan et al. (2011) e Chidumayo e Gumbo (2010), demonstram que a severidade do fogo influencia a composição e a estrutura da vegetação, porém, a plasticidade ecológica dessas espécies, lhes possibilita sobreviver e regenerar em condições ambientais variadas, incluindo em áreas submetidas a severidades de queimadas moderadas a elevadas. Resultados semelhantes foram reportados por Pungulanhe (2020), em estudo conduzido igualmente no PNAG, no qual foram identificadas *Brachystegia spiciformis*, *Brachystegia boehmii*, *Julbernardia globiflora* e *Pterocarpus angolensis* como as espécies de maior importância ecológica. De forma convergente, (Ribeiro et al., 2021), ao validar a métrica do miombo na Reserva Florestal de Derre, na província da Zambézia, destacou *Brachystegia spiciformis*,

Brachystegia boehmii e *Julbernardia globiflora* entre as espécies mais representativas da estrutura florestal local. De acordo com Frost (1996), essas espécies desenvolveram adaptações morfológicas e fisiológicas que lhes conferem resistência e resiliência as queimadas, como cascas espessas que protegem os tecidos vitais e mecanismos de regeneração vigorosa após as queimadas.

Tabela 5: Índice de valor de importância (%) das espécies mais importantes nas classes de severidade de queimadas

Espécies	Alta	Média	Baixa
<i>Bauhinia petersiana</i>	11,32	1,76	2,29
<i>Brachystegia boehmii</i>	18,06	30,68	28,72
<i>Brachystegia spiciformis</i>	21,38	35,53	78,14
<i>Burkea africana</i>	18,42	12,11	6,77
<i>Dalbergia nitidula</i>	13,44	14,26	3,17
<i>Diospyros mespiliformis</i>	12,28	4,59	11,20
<i>Julbernardia globiflora</i>	65,87	10,22	14,00
<i>Pterocarpus angolensis</i>	36,88	24,90	26,00
<i>Terminalia sericea</i>	22,20	7,29	2,01
<i>Uapaca zanguebarica</i>	20,10	6,93	4,94

É possível constatar também espécies como *Terminalia sericea*, *Pterocarpus angolensis* e *Burkea africana*, *Bauhinia petersiana*, *Uapaca zanguebarica* e *Julbernardia globiflora* que se apresentam mais importantes na classe de severidade alta, o que pode ser de alguma forma uma evidência da tolerância dessas espécies ao fogo severo. As espécies *Terminalia sericea*, *Pterocarpus angolensis* e *Julbernardia globiflora* são consideradas como tolerantes ao fogo (Wieczorkowski et al., 2024; Gonçalves et al., 2017; Ribeiro et al., 2002; Campbell, 1996).

Comparativamente as demais espécies, é igualmente notável a forma de distribuição da *Brachystegia spiciformis* e *Brachystegia boehmii*, que apresenta uma clara tendência de reduzir a sua importância a medida que a severidade de queimadas aumenta. Em condições ecológicas estáveis, estas espécies exercem forte dominância no miombo. Contudo, queimadas de elevada severidade reduzem essa dominância. Como consequência, ocorre a abertura de nichos ecológicos que favorecem espécies mais tolerantes ao distúrbio, como *Terminalia sericea* e *Pterocarpus angolensis* (Meneses et al., 2024; Buramuge et al., 2023; Chidumayo, 2004). Referenciar também que apesar da pressão exercida pelo próprio fogo sobre a espécie *Pterocarpus angolensis*, esta encontra-se entre as três espécies mais dominantes e importantes ecologicamente em todas as

classes de severidade de queimadas. De acordo com Ribeiro et al. (2021), este facto pode levar a crer que esta espécie regenera com alguma facilidade e que com acções de conservação ou restauração, esta pode recuperar. E estes resultados, segundo Van Holsbeeck et al. (2016); Graz (2004), demonstram uma notável tolerância desta espécie as queimadas. Salientar também que é uma espécie amplamente valorizada pela sua madeira de elevada qualidade, sendo frequentemente alvo de exploração madeireira, o que de certo modo exige atenção especial nos esforços da conservação no PNAG.

4.1.5. Composição de espécies arbóreas

A análise de ordenação NMDS da composição das espécies (Figura 7), apresentou uma sobreposição dos diagramas de Venn das parcelas das três classes de severidade (alta, média e baixa) em análise, mostrando deste modo que não há diferença entre as três classes de severidade de queimadas no que concerne a composição de espécies.

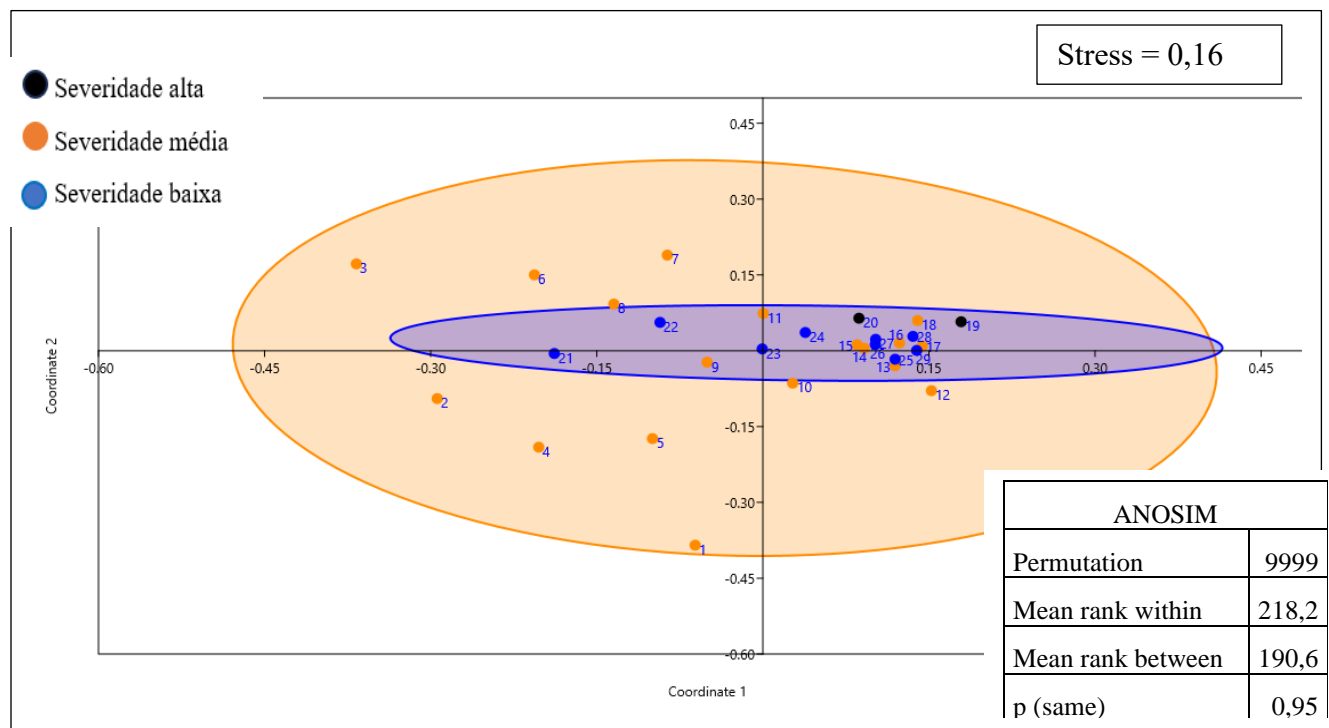


Figura 7: Diagrama de ordenação das parcelas produzidos pelo NMDS, com base na composição de espécies arbóreas.

A insignificância estatística, foi também confirmada por meio da análise de similaridade (ANOSIM), onde a 5% de nível de significância, o índice de similaridade de Bray-Curtis, mostrou

verdadeiramente que as 3 classes de severidade de queimadas apresentam uma composição de espécies estatisticamente similar.

A composição de espécies não foi explicada pela severidade das queimadas, sugerindo a influência de outros factores ambientais e antrópicos. Entre estes, destacam-se o tipo de solo, a precipitação e as actividades humanas, como a caça furtiva. Um estudo feito por Muhate (2004), constatou que o tipo de solo e a altitude influenciavam na composição de espécies. Campbell (1996), afirma que nas regiões de miombo o solo constitui o principal factor de influência na composição da vegetação ou na prevalência de algumas espécies em detrimento de outras e num estudo feito por Tchamba (2017), no ecossistema de miombo em Angola observou-se que a altitude e a precipitação, influenciaram a composição de espécies.

A ordenação dos dados produzida pela NMDS apresentou um valor de STRESS de 16% (0,16), indicando que o diagrama de ordenação construído é adequado para interpretação ecológica. Segundo os critérios de qualidade do ajuste, valores de STRESS inferiores a 0,05 são considerados excelentes, inferiores a 0,10 óptimos, inferiores a 0,20 aceitáveis e superiores a 0,20 ruins (Dexter et al., 2018). Nesse contexto, o valor obtido neste estudo enquadra-se na categoria aceitável, demonstrando um ajuste satisfatório entre as distâncias das projeções das parcelas na ordenação e a similaridade florístico-estrutural entre elas.

4.2. Diversidade de espécies

4.2.1. Riqueza e índice diversidade de Shannon – Wiener (H')

De acordo com a Figura 8A, pode se observar que em termos gerais não há diferenças significativas na riqueza de espécies entre as classes de baixa e média severidade, e as classes de alta e média severidade apresentam diferenças significativas. Porém, há que salientar que a classe de alta e baixa severidade do fogo, tendem a apresentar menor riqueza de espécies (Figura 8A). De forma global pode se constatar que altas severidades de fogo podem ser prejudiciais para riqueza de espécies, pois podem levar ao declínio de espécies. Estudos feitos por Ryan e Williams (2011), na zona centro de Moçambique, mostraram que áreas com queimadas frequentes e severas apresentam menor riqueza de espécies arbóreas em relação a áreas que não sofreram queimadas ou tiveram queimadas menos severas. E a ANAC (2024), sustenta que quando essas queimadas ocorrem no

fim da época seca, quando espécies dominantes do miombo perdem cerca de 91% das folhas, a humidade relativa do ar é baixa, e há muita disponibilidade de material combustível seco, podem levar a modificação da composição da vegetação.

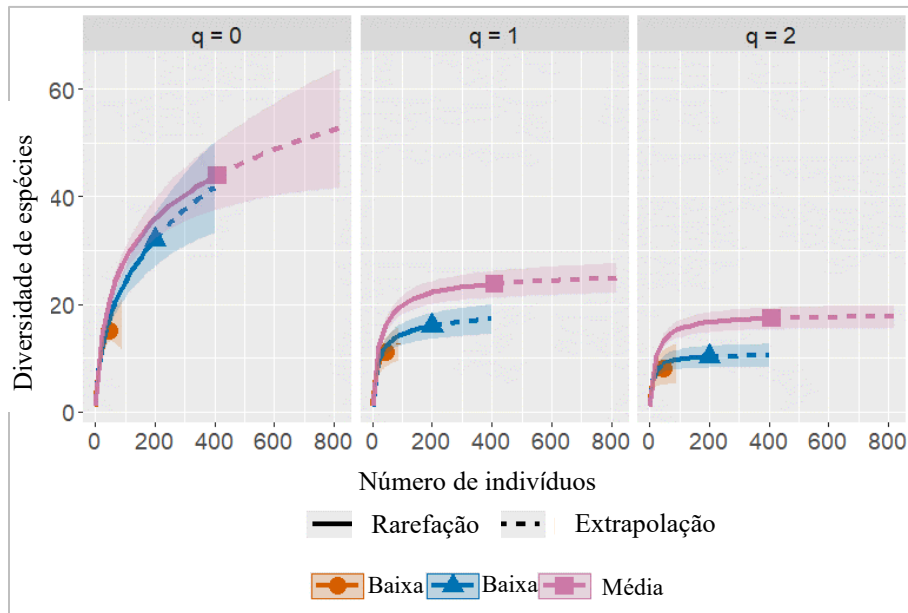


Figura 8: Curva de rarefação relativa à riqueza de espécies em relação ao número de indivíduos ($q=0$), ao índice de Shannon ($q=1$) e ao índice de Simpson ($q=2$).

Resultados semelhantes aos observados no presente estudo foram relatados por Souza (2020), onde a riqueza de espécies foi menos expressiva em áreas queimadas e também por Leverkus et al. (2014), onde observou um declínio em relação ao número de espécies em áreas perturbadas.

No que concerne ao índice diversidade de Shannon-Wiener ($q=1$), é possível observar que as classes de severidade baixa e alta não se diferem estatisticamente entre si, pois tiveram o valor mais baixo de índice de diversidade de Shannon. Entretanto, a classe de severidade de fogo média apresentou maior valor de Shannon-Wiener. Resultados semelhantes foram observados por Muzime (2015), onde no seu estudo constatou que zonas de alta perturbação apresentaram uma diversidade de espécies baixa em relação a zonas de média perturbação. Em relação ao efeito das queimadas, os resultados obtidos no presente estudo corroboram de certa forma com os obtidos por Pungulanhe (2020), no presente estudo a maior diversidade foi observada na classe de severidade média e no do Pungulanhe foi observada nas parcelas queimadas. Os resultados deste estudo no que concerne a diversidade, podem ser explicados com base na hipótese da perturbação

intermediária de Connell (1978), segundo a qual níveis moderados de distúrbio tendem a promover maior diversidade em comparação com níveis extremos (baixos ou altos).

Padrões semelhantes foram observados para o índice diversidade de Shannon-Wiener foram também observados no índice de Simpson ($q = 2$), onde a classe de severidade média apresentou maior diversidade e diferiu-se estatisticamente das classes baixa e alta. Este padrão é também coerente com a hipótese da perturbação intermediária proposta por Connell (1978).

4.2.2. Índices de diversidade Equitabilidade de Pielou

O Índice de Equitabilidade de Pielou no presente trabalho mostrou um padrão bastante semelhante nas 3 classes de severidade, onde na classe alta foi observada a maior equidade (0,88), e de seguida a classe média (0,83) e a menor equidade na distribuição dos indivíduos foi observada na classe baixa que foi de 0,79. Esse padrão sugere que áreas sujeitas a elevada severidade de queimadas tendem a apresentar uma distribuição mais equitativa dos indivíduos entre as espécies. Tal comportamento pode estar associado à redução da dominância de algumas espécies, como *Brachystegia boehmii* e *Brachystegia spiciformis*, bem como ao aumento relativo da participação de outras espécies, nomeadamente *Terminalia sericea*, *Uapaca zanguebarica* e *Pterocarpus angolensis*, possivelmente favorecidas pelas condições impostas pelo fogo. Connell (1978), argumenta que distúrbios moderados a intensos tendem a reduzir a dominância competitiva de algumas espécies e permitir o estabelecimento de outras, aumentando a equitabilidade.

De forma geral os resultados do índice de equitabilidade observados no presente estudo, revelaram alta uniformidade de espécies entre as três classes de severidade, por outras palavras, estes resultados revelam que há uma maior tendência das espécies estarem igualmente distribuídas. Nos ecossistemas de miombo, de acordo com Govender et al. (2006); Parr e Andersen, (2006), queimadas severas e frequentes tendem a reduzir a dominância das espécies arbóreas previamente dominantes, especialmente se essas forem sensíveis as queimadas como é o caso de algumas espécies do género *Brachystegia* e *Julbernardia*, resultando em uma comunidade mais equilibrada em termos de abundância.

Gårdman (2020), num estudo realizado também na província da Zambézia, também encontrou alta uniformidade na composição, com valores do índice de Pielou a variarem de 0,81 a 0,82. Resultados semelhantes foram reportados Hofiço (2014) em outras áreas de floresta de miombo,

onde os índices de equitabilidade de Pielou variaram de 0,81 a 0,88. Somarriba (1999), relataram que o índice de diversidade de Shannon aumenta quando a riqueza de espécies aumenta e, em simultâneo, regista-se uma distribuição mais homogênea dos indivíduos de todas as espécies.

4.2.3. Quociente de mistura de Jentsch

Em relação ao quociente de mistura de Jentsch (Tabela 6), pode-se observar que a heterogeneidade da floresta aumenta com o aumento da severidade de queimadas, ou seja, quanto maior for a severidade de queimadas, maior é a mistura das espécies. A classe de severidade alta pese embora tenha apresentado uma baixa diversidade de espécies com base no índice de Shannon Wiener (Figura 7) apresentou maior mistura ou heterogeneidade (QM = 0,33) destas espécies em relação às classes média e baixa que apresentaram QM igual 0,16 e 0,11 respectivamente. Estes resultados não coadunam com os obtidos por (Pungulanhe, 2020), pois no estudo feito por este, as áreas queimadas apresentaram menor diversidade em relação as áreas não queimadas.

Tabela 6: Quociente de mistura nas classes de severidade de queimadas

	Alta	Média	Baixa
QM	0,33	0,16	0,11
QM (em proporção)	1:3	1:6,25	1:9,30

Os resultados obtidos neste estudo, podem ser justificados pela existência de espécies dominantes nas classes de severidade média e baixa como são os casos da *Brachystegia boehmii* e *Brachystegia spiciformis*. E de acordo com Pinto (2003), valores menores de QM podem revelar existência de uma dominância ecológica mais pronunciada de algumas espécies que juntas, podem predominar nas classes de severidade média e baixa.

E observando o quociente de mistura de Jentsch em termos proporcionais, ou seja, relação entre o número de espécies e indivíduos, constatou-se que em média seriam necessários inventariar 3, 6 e 9 indivíduos nas classes alta, média e baixa respectivamente para o surgimento de outra espécie.

4.3. Estrutura da vegetação arbórea

4.3.1. Estrutura diamétrica

Pese embora as três classes de severidade de queimadas sejam entre si estatisticamente diferentes ($p = 0,002$) na expressão da densidade arbórea assim como na intensidade amostral, elas apresentam mesmas características no que concerne a distribuição das abundâncias por classes de diâmetro dos seus indivíduos arbóreos com maior número de indivíduos concentrados nas classes de menor diâmetro, e indo decrescendo à medida que se avança para as classes de maior diâmetro ou seja, os dados revelam uma tendência que se ajusta a uma função exponencial negativa, cuja representação gráfica assemelha-se à forma de um "J" invertido (Figura 9). Segundo o Ribeiro et al. (2002), este tipo de comportamento apresentado pelas curvas é típico de florestas tropicais nativas. Segundo Mwakalukwa et al. (2023) e Pereira-Silva (2014), a distribuição exponencial negativa sugere que as populações que compõem a comunidade são estáveis e autorregenerativas e que existe um balanço entre mortalidade e o recrutamento dos indivíduos.

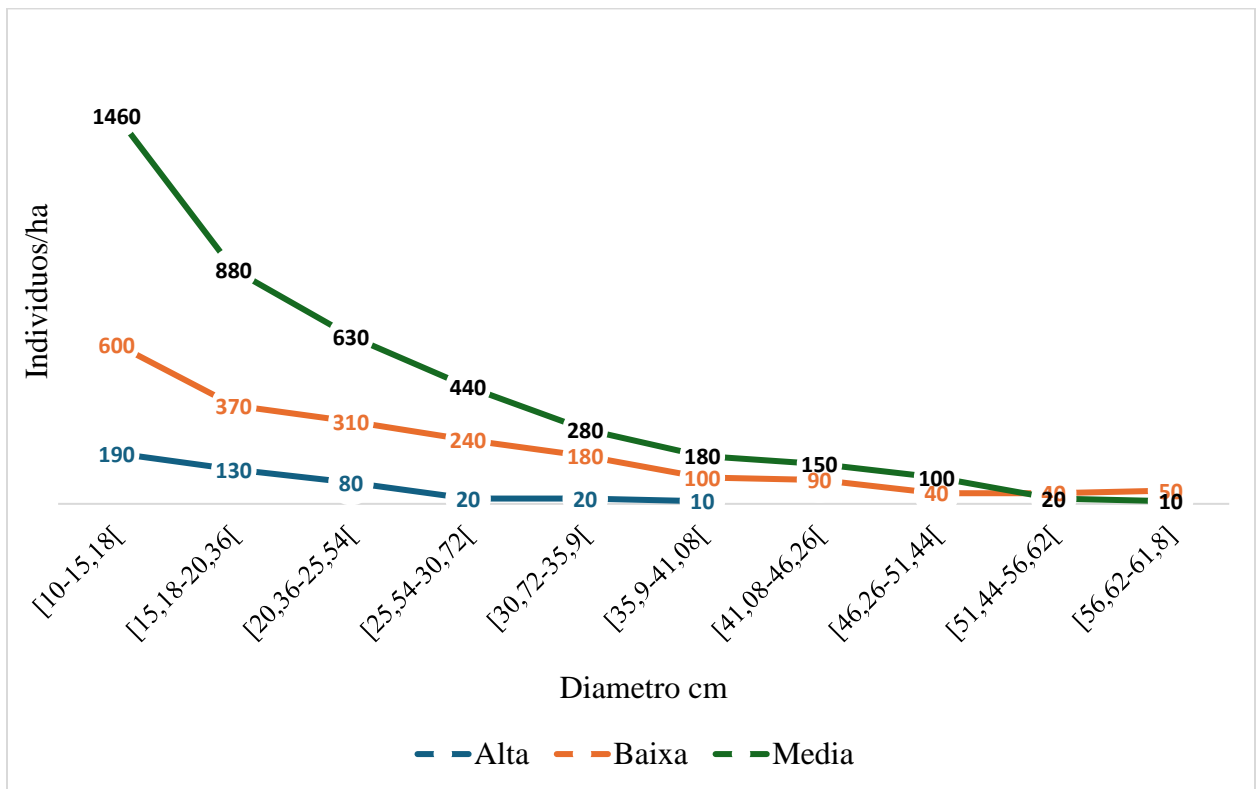


Figura 9: Distribuição diamétrica nas classes de severidade de queimadas

De acordo com (Ananias et al., 2018; Tarimo et al., 2015; Pereira-Silva, 2014; Magurran, 2004) este modelo de distribuição garante que o processo dinâmico da floresta persista continuamente, dado que a morte natural dos indivíduos dominantes dará lugar para o desenvolvimento da regeneração natural, garantindo deste modo a existência e sobrevivência das espécies.

Analisando os padrões de abundância e estrutura nas três classes de severidade de fogo, pode se observar que na severidade média o gráfico mostra um pico marcante de indivíduos jovens (10–15 cm de DAP, >1460 ind./ha). Esse resultado reflecte não só o maior número de parcelas, mas também o efeito ecológico do fogo de severidade média, que estimula maior regeneração (Govenne em preparação), gerando grande concentração nas classes iniciais. No que concerne a severidade baixa, o gráfico apresenta abundância abaixo da severidade média, mas com tendência semelhante de maior concentração em classes menores e redução gradual em direção às classes maiores sugerindo que o fogo de baixa severidade permite recrutamento, mas em menor intensidade do que a severidade média.

No que tange, a severidade alta, mesmo considerando o menor número de parcelas, apresenta baixíssima densidade de indivíduos em todas as classes, provavelmente reflectindo o carácter destrutivo do fogo de alta severidade (Bond e Keeley, 2005) que compromete tanto o recrutamento quanto a sobrevivência de indivíduos estabelecidos.

As primeiras duas classes diamétricas ($DAP < 20,36$) albergam mais de 50% de indivíduos nas diferentes classes de severidade e só menos de 5% de indivíduos é que possuem diâmetros acima de 51 cm. A maior densidade de indivíduos nas primeiras classes em relação às outras indica que parte significativa da população arbórea amostrada é constituída por plantas jovens. Resultados similares realizados no ecossistema de miombo e particularmente na província de Zambézia, foram reportados pelo MITADER (2021) no âmbito do IV Inventário Florestal Nacional e também por (Pungulanhe, 2020) no estudo desenvolvido no PNAG.

Embora, a distribuição diamétrica apresente-se em forma de “J-invertido” não significa que a floresta esteja balanceada. Para se aferir o balancemanto florestal das classes de severidade de queimadas foi calculado o quociente de De Liocourt (“q”), e com base na Tabela 7, pode se observar que todas as classes diamétricas se encontram desbalanceadas em termos de recrutamento e mortalidade. De facto, o valor de “q” não se apresenta constante ao longo das classes.

Tabela 7: Coeficiente de Liocourt (q) para avaliação da distribuição diamétrica

Coeficiente de Liocourt (q) por classe de severidade de queimadas			
	Alta	Média	Baixa
[10 - 15,18[0,68	0,60	0,62
[15,18 - 20,36[0,62	0,72	0,84
[20,36 - 25,54[0,25	0,70	0,77
[25,54 - 30,72[1,00	0,64	0,75
[30,72 - 35,9[0,50	0,64	0,56
[35,9 - 41,08[0,00	0,83	0,90
[41,08 - 46,26[Sem indivíduos	0,67	0,44
[46,26 - 51,44[0,20	1,00
[51,44 - 56,62[0,50	1,25

A inferência do “q” por classe de severidade, revela que de forma geral as classes se encontram mais estáveis e com um bom recrutamento de novos indivíduos uma vez que o “q” para quase todas as classes é superior a 0,5.

Tomando em consideração que o PNAG é uma área de conservação onde a extracção de produtos florestais é proibida, esse desbalanceamento verificado em todas as classes, pode ser resultado de queimadas florestais (antropogénicas ou naturais) que predominam neste tipo de ecossistema.

O desequilíbrio ou o comportamento irregular (variação entre crescente e decrescente do valor de q), observado na taxa de passagem de indivíduos de uma classe diamétrica para outra, de acordo com MITADER (2021), nem sempre pode sugerir uma exploração insustentável, pois algumas certas espécies por causa da sua fisionomia e longevidade (exemplo são as espécies heliófitas *Terminalia sericea*) não passam de uma classe para outra, contribuindo assim para esta flutuação. Este facto pode ser uma das razões desse grande desequilíbrio principalmente na classe de severidade alta onde *Terminalia sericea* se afigura como das mais abundantes e importantes nesta classe. E a outra hipótese pode ser pelo facto de o estado sucessional das florestas nativas ser muito lento (Salomão et al., 2024; Salimo, 2021; Ribeiro et al., 2002).

4.3.2. Altura de árvores

A estrutura vertical indicou três estratos arbóreos com uma variação altimétrica de 1,6 a 22,9 metros. Com base na figura 10, pode se observar que o estrato médio e a classe de severidade média é que albergam maior quantidade de indivíduos e o estrato inferior e a classe de severidade alta albergam menor quantidade de indivíduos.

Cerca 66% dos indivíduos arbóreos encontram-se estabelecidos no estrato médio, compreendido entre 6,34 e 13,89 m de altura. Os estratos superior ($\geq 13,89$ m) e inferior ($< 6,34$ m) apresentam, respectivamente, 18% e 15,9% da densidade arbórea total, evidenciando uma estrutura vertical predominante no estrato médio.

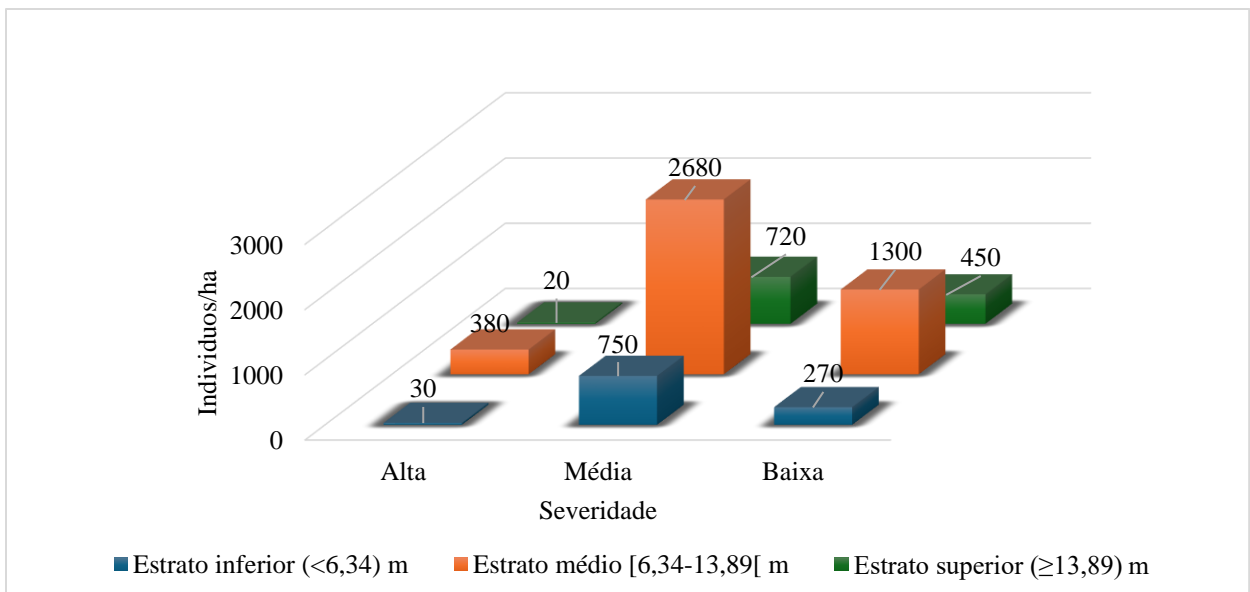


Figura 10: Distribuição altimétrica de árvores em cada classe de severidade de queimadas.

Resultados similares foram observados FNDS e IIAM (2022), com alta concentração dos indivíduos no estrato médio, equivalente a cerca de 71% e também por Ribeiro et al. (2013), onde cerca de 80% dos indivíduos estavam estabelecidos no estrato médio. A alta concentração de indivíduos no estrato médio pode derivar do facto de a vegetação do PNAG, ser do tipo miombo seco, e uma das características mais dominantes deste tipo, é de o estrato dominante ser constituído maioritariamente por árvores entre os 8 e os 10 m de altura (ANAC, 2024; Ribeiro et al., 2020).

Resultados divergentes aos observados neste estudo, foram encontrados por Pungulanhe (2020). Este autor encontrou um maior número de árvores no estrato superior (74,3%), enquanto neste estudo foi encontrado no estrato médio. Essa divergência é justificada pelo uso de uma metodologia diferente. No estudo de Pungulanhe no estrato superior foi usada uma amplitude altimétrica de 6,25 a 40 m, que é de certa forma muito larga em relação à usada no presente estudo.

As classes de severidade de queimadas baixa e média, concentram juntamente cerca de 93% do total dos indivíduos. Num estudo realizado por Ribeiro et al. (2019), constatou-se que baixa frequência de fogo proporcionava altas taxas de regeneração e árvores mais altas. De acordo com os autores Ojeda et al. (2005) e Higgins et al. (2000), áreas com baixas frequência de fogo são associados a menores estoques de biomassa gramínel e, conseqüentemente, à competição por luz e nutrientes é reduzida, permitindo deste modo que espécies lenhosas cresçam para fora da armadilha de fogo.

A análise de variância (ANOVA) a 5% de nível de significância não mostrou diferenças significativas entre as classes de severidade de queimadas ($p = 0,074$), assim como entre os estratos de altura ($p = 0,074$). Tchamba (2017), sugere que a altura das árvores está relacionada com a conjugação de humidade elevada com os solos profundos. A outra hipótese pode estar relacionada com o facto de miombos secos serem caracterizados por solos pobres e baixas precipitações comparativamente ao miombo húmido (Frost, 1996; Ribeiro et al., 2002).

4.4. Efeito da severidade do fogo sobre a biomassa e composição graminal

4.4.1. Biomassa graminal

No que concerne à biomassa graminal, a análise de variância (ANOVA) a 5% de nível de significância não evidenciou diferenças estatisticamente significativas na interação entre a fase da queimada (antes e após a queimada controlada) e a severidade das queimadas ($p = 0,88$), nem entre as classes de severidade consideradas isoladamente ($p = 0,51$). No entanto, quando considerada isoladamente, a fase da queimada apresentou efeito significativo sobre a biomassa graminal ($p = 0,001$), indicando uma variação expressiva na quantidade de biomassa entre os períodos pré e pós-queimada na classe de severidade média.

Tabela 8: Biomassa graminal

Biomassa (Ton/ha)			
Severidade de queimadas	Biomassa antes da queimada	Biomassa após a queimada	Consumo de Biomassa
Alta	21,24Aa	18,39Aa	2,85A
Media	22,97Aa	18,22Ab	4,75A
Baixa	20,76Aa	17,11Aa	3,65A

Legenda: Valores na mesma coluna, seguidos de letras maiúsculas idênticas, ou em uma mesma linha seguidos por letras minúsculas idênticas, não se diferem ao nível de 5% de significância pelo teste de Tukey.

Os dados apresentados na Tabela 8 mostram que, embora tenha havido diminuição da biomassa em todas as classes de severidade, o consumo de biomassa não diferiu significativamente entre elas, apesar de valores ligeiramente superiores terem sido observados na severidade média. Este resultado sugere que a severidade do fogo, por si só, não foi determinante para explicar as variações no consumo de biomassa graminal.

De forma geral, a ausência de efeito significativo da severidade das queimadas sobre a biomassa pode estar associada ao estado fisiológico das gramíneas no momento da queima. Durante o período de estudo (julho e início de agosto), uma parte considerável das gramíneas encontrava-se ainda fresca, apresentando elevado teor de humidade, o que tende a reduzir a inflamabilidade e a eficiência da combustão. Nesse contexto, Simpson *et al.* (2016), destacam que o teor de humidade constitui um dos principais factores que influenciam a ignição e a propagação do fogo em gramíneas, sendo que espécies com maior humidade apresentam maior resistência à combustão e queimam de forma mais lenta.

Adicionalmente, a composição florística pode ter influenciado os resultados observados. A *Themeda triandra* foi a espécie com maior densidade na maioria das parcelas estudadas e apresentou baixa inflamabilidade, o que pode ter contribuído para a limitação do consumo de biomassa. Um estudo sobre a influência do fogo nas principais espécies de gramíneas de pastagem na África Oriental revelou que a *Themeda triandra* possui ampla tolerância às queimadas, exibindo uma elevada taxa de sobrevivência mesmo sob condições de queima repetida (Skovlin, 1971)

4.4.2. Composição da vegetação graminal

A análise da composição da vegetação graminal, surgiu devido a alguns aspectos interessantes constatados no campo relacionado com duas espécies nomeadamente *Eragrostis plana* e *Themeda triandra*. A primeira despertou a curiosidade do autor devido ao comportamento da mesma quando submetida ao fogo. Observou-se que ardia com grande facilidade e de forma quase completa, mesmo estando totalmente verde, sendo inclusive utilizada para facilitar a propagação do fogo na parcela. A segunda trata-se de uma espécie graminal amplamente apreciada pelos herbívoros, devido à sua elevada palatabilidade, sendo também utilizada como indicador da frequência e intensidade de queimadas, bem como da degradação das pastagens (Tomás, 2019). Esta espécie esteve presente em quase todas as parcelas, sempre em quantidades consideráveis em relação às demais, e foi uma das menos consumidas pelo fogo. Diante dessas observações, surgiu o interesse em analisar a sua frequência.

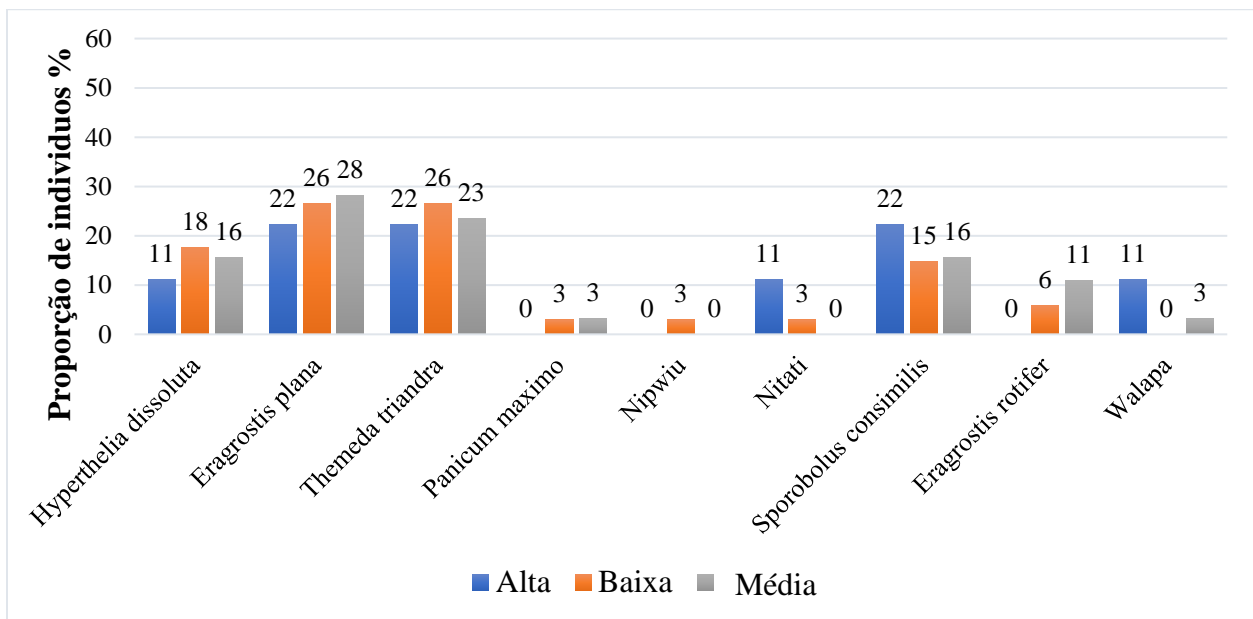


Figura 11: Espécies da vegetação graminal mais frequentes em função das classes de severidade de queimadas

Foram inventariadas no total 9 espécies da vegetação graminal onde a *Eragrostis plana* assim como a *Themeda triandra* foram de forma geral as espécies mais frequentes nas três classes de severidade. As duas espécies apresentam a mesma frequência nas classes alta e baixa apresentando valores de 22 e 26% respectivamente (Figura 11). No que concerne a classe de severidade média

a *Eragrostis plana* apresenta uma frequência superior (28%) em relação a *Themeda triandra* (23%).

Estes resultados se assemelham aos obtidos no estudo sobre a condição ecológica e diversidade das pastagens do Parque Nacional do Gilé onde Muita (2023), descreveu a *Themeda triandra* como a espécie mais frequente com uma percentagem de 28,13%. Nyakunga (2016) no estudo sobre a estrutura, composição e diversidade das gramíneas em resposta ao fogo e herbivoria na Tanzânia apresentou uma frequência de *Eragrostis plana* superior a 50%.

Matshawule (2020), relatou que a frequência de ocorrência de *Themeda triandra* foi maior nas pastagens sendo essa espécie mais comum em pastagens não perturbadas com uma quantidade ideal de precipitação. De acordo com (Tomás, 2019; ANBG, 2018; DNAC, 2012), *Themeda triandra* é útil para o manejo da terra e restauração, especialmente em ecossistemas degradados. É também uma espécie preferida por herbívoros ao longo do ano por apresentar uma sensibilidade moderada ao sobrepastoreio, tolerar o fogo (aspecto observado no campo) e por apresentar uma elevada concentração de nutrientes (Novellie e Kraaij, 2010). Embora, seja uma das espécies mais frequentes no PNAG, por ser muito preferida por herbívoros, é importante prestar-se alguma atenção no manejo da mesma para não estar sujeita a muita pressão. Chinder (2020), sustenta que em ambientes naturais, efeito negativo no crescimento das plantas tem sido comum em locais com altas pressões de herbívoros.

4.5. Análise de componentes principais

A análise de componentes principais (Figura 12) explicou 100% da variabilidade dos dados ambientais, sendo que o Componente Principal 1 responde por 69,01% da variância total e o Componente Principal 2 por 30,99%. Dessa forma, o componente 1 representa o principal gradiente ecológico estruturando as parcelas. No componente 1, a cobertura da copa apresentou loading negativo elevado (-0,83), enquanto a biomassa graminal apresentou loading positivo igualmente elevado (0,83). Esses valores indicam uma forte correlação negativa entre essas variáveis ao longo desse eixo, caracterizando um gradiente estrutural que opõe áreas com maior cobertura arbórea àquelas com maior biomassa de gramíneas. Assim, parcelas posicionadas no lado positivo do componente 1 estão associadas a maior biomassa graminal e menor cobertura de

copa, enquanto parcelas no lado negativo apresentam maior cobertura arbórea e menor presença de gramíneas.

Considerando a distribuição das parcelas segundo as classes de severidade do fogo, observa-se que as parcelas de alta e média severidade (vermelhas e azuis) tendem a se posicionar mais próximas ao gradiente associado à biomassa graminal. Resultados similares foram observados no estudo de Pais (2015) sobre o efeito do fogo na estrutura e nos padrões de distribuição das formações vegetais no Parque Nacional do Limpopo, observou-se uma tendência de aumento da biomassa nas áreas com alta frequência de fogo. De acordo com os autores Klopatek et al. (1991) e Whelan, (1995), queimadas altamente frequentes favorecem a cobertura graminal pela sua densidade em detrimento da arbórea, pois a vegetação graminal é geralmente mais tolerante ao fogo em relação a arbórea. E de acordo com Frost (1996), as queimadas tendem a ser mais frequentes e intensos em áreas com baixa cobertura florestal.

Classe de severidade

- Baixa
- Média
- Alta

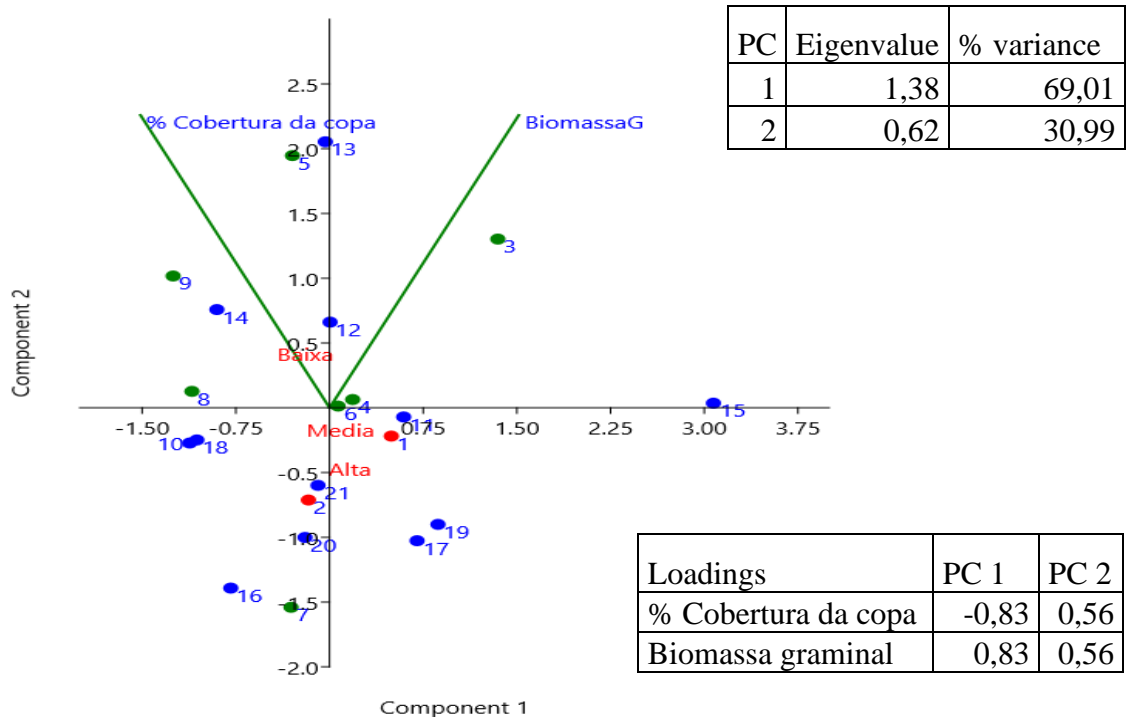


Figura 12: Análise de principais componentes entre biomassa graminal, cobertura da copa e severidade de fogo (Figuras redondas: Representação das parcelas)

As parcelas de baixa severidade (verdes) apresentam maior associação com áreas de maior cobertura de copa. De acordo com Cangela (2014), a ausência de queimadas favorece o crescimento das espécies arbóreas que através da cobertura das suas copas poderão eliminar gradualmente a vegetação graminal, e isso pode causar danos severos no ecossistema, pois segundo Frost (1996) e Käll (2006), uma total supressão das queimadas conduz ao aumento da densidade da vegetação e reduz a disponibilidade do pasto para herbívoros.

No componente 2, tanto a cobertura da copa quanto a biomassa graminal apresentaram loadings positivos moderados (0,56), indicando que esse eixo representa um gradiente secundário relacionado ao aumento conjunto dessas variáveis. Entretanto, como o componente 2 explica uma proporção menor da variância total em comparação ao componente 1, sua contribuição para a diferenciação das classes de severidade é menos expressiva.

4.6. Danos causados pelo fogo na vegetação arbórea

A avaliação dos efeitos do fogo sobre a vegetação arbórea constitui um dos aspectos centrais nos estudos de ecologia do fogo, particularmente em ecossistemas como o miombo, onde as queimadas representam um factor ecológico recorrente. No entanto, apesar da sua importância, a quantificação dos danos causados pelo fogo ainda é, em muitos casos, limitada.

A descrição dos danos no presente estudo é de natureza qualitativa. Raramente, na literatura, as características relacionadas ao nível de dano, à sanidade e ao vigor das árvores são descritas de forma quantitativa. Na maioria dos estudos, as informações disponíveis restringem-se apenas à presença ou à ocorrência de queimadas, sem uma avaliação detalhada da intensidade dos impactos sobre os indivíduos arbóreos.

Infelizmente essa abordagem mais superficial, e frequentemente empírica, dificulta a comparação entre diferentes estudos e limita a possibilidade de estabelecer relações consistentes sobre os efeitos do fogo em distintos contextos ecológicos (Rothermel e Deeming, 1980, citado por Schumacher e Dick, 2018).

Salientar que a análise dos danos com base nas dez espécies mais abundantes foi feita de forma geral e sem olhar para o aspecto classe de severidade de fogo.

Essa abordagem foi usada para não tornar a interpretação complexa e gráfico cheio de muita informação (espécies, escala de nível de danos e classe de severidade de fogo).

4.6.1. Nível de dano

Em relação ao nível de dano observado nos indivíduos arbóreos (Figura 13), verificou-se que a classe de severidade média apresentou a maior proporção de indivíduos (59,88%) com danos restritos à queima de material combustível superficial, como galhos e gramíneas secas. Por outro lado, a classe de severidade alta apresentou a menor proporção (5,67%) de indivíduos com esse tipo de dano, sugerindo efeitos mais intensos e destrutivos sobre os componentes da vegetação lenhosa.

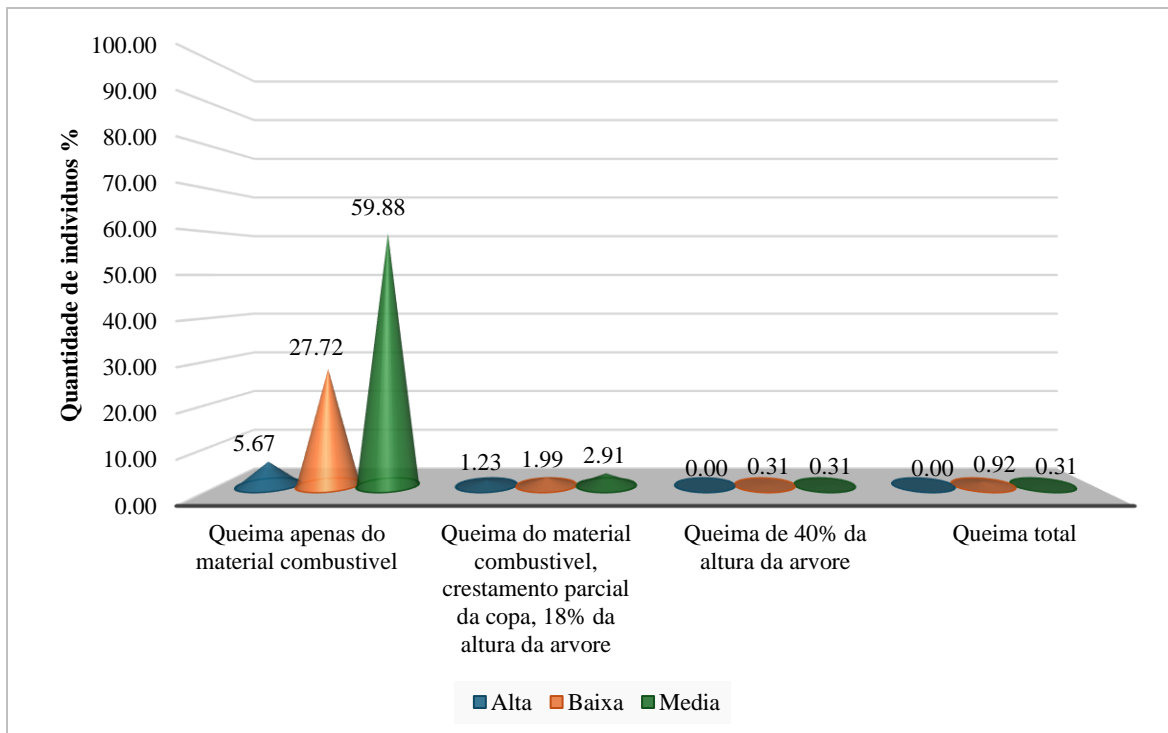


Figura 13: Representação do nível de dano por quantidade de indivíduos

Foi observado também em todas as classes uma menor quantidade (menos de 1%) de indivíduos com um dano de queima de 40% da altura da árvore ou com queima total. Essa baixa quantidade de indivíduos danificados pelo fogo pode derivar do facto do presente estudo ter-se focado em indivíduos arbóreos adultos. Num estudo realizado por Trollope et al. (2006), constatou-se que as queimadas causavam maior taxa de mortalidade de troncos e galhos onde as árvores e arbustos

eram baixos em comparação com locais onde os arbustos e árvores eram maiores em altura. Esses resultados podem evidenciar que, sob condições de severidade média, o fogo mantém-se superficial e é provavelmente de curta duração, limitando-se à queima de material combustível fino e seco (serapilheira, gramíneas, entre outros). Assim, os danos causados aos indivíduos arbóreos tendem a ser menos intensos e frequentemente reversíveis, não comprometendo gravemente a vitalidade das espécies.

Com base na ANOVA a 5% de nível de significância para testar a hipótese da existência de diferenças do nível de dano entre as classes de severidade de queimadas, constatou-se que não existem diferenças significativas ($p = 0,94$). Porém, observou-se a existência de diferenças significativas entre as escalas ou categorias de nível de dano dentro de cada classe de severidade de queimadas ($p = 0,01$).

Analisando o nível de dano com foco principal nas espécies, salientar que as percentagens foram calculadas com base no total de indivíduos de cada espécie. Com base na Figura 14, é possível observar que de forma geral todas as espécies apresentam acima de 59% dos seus indivíduos queima de material combustível fino e seco (galhos, folhas entre outros), sem a danificação dos indivíduos adultos.

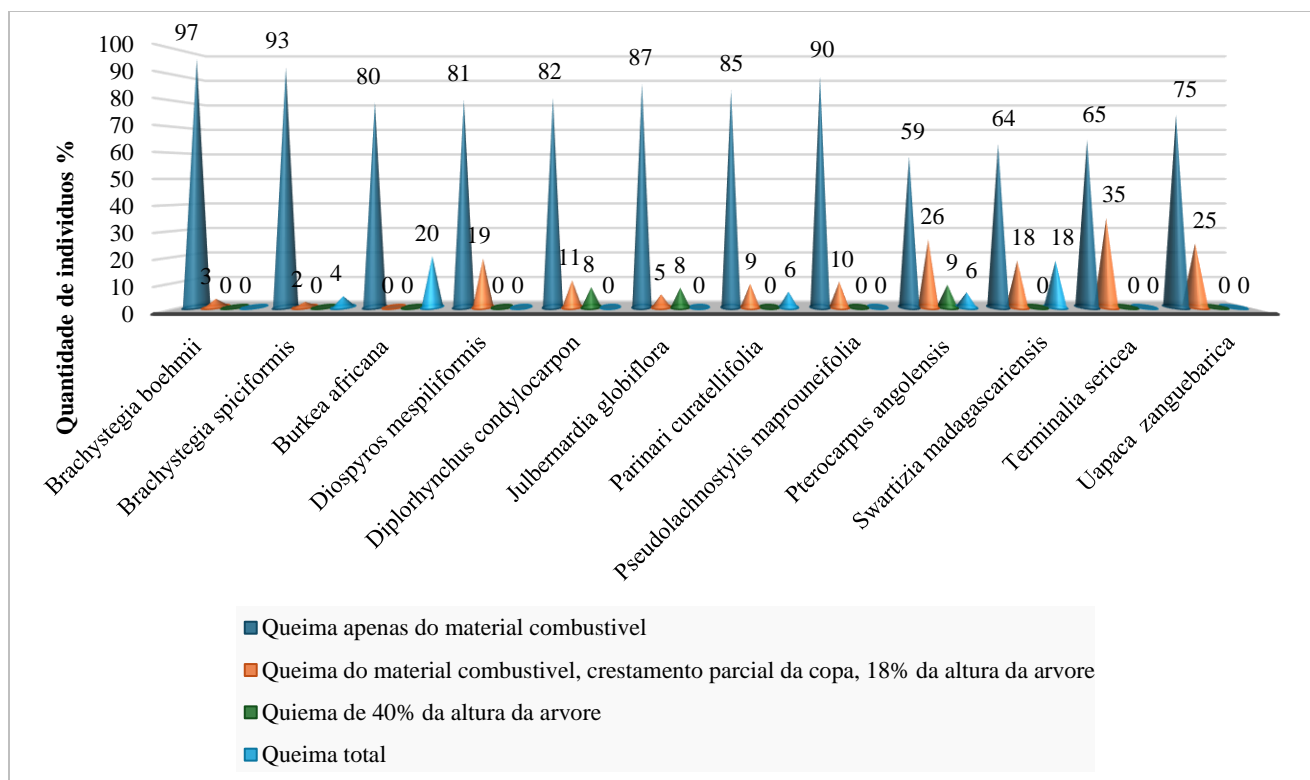


Figura 14: Representação de espécies arbóreas por tipo de nível de dano

Porém, há que salientar que algumas espécies como é o caso de *Burkea africana* e *Swartzia madagascariensis* apresentaram percentagens consideráveis de queima total dos indivíduos com 20 e 18%, respectivamente. As espécies *Terminalia sericea* (35%), *Uapaca zanguebarica* (25%), *Swartzia madagascariensis* (18%), *Diospyros mespiliformis* (19%), *Diplorhynchus condylocarpon* (11%) e *Parinari curatellifolia* (9%) foram afectadas pelas queimadas em cerca de 40% da altura dos seus indivíduos. Estas últimas duas espécies, são classificadas como espécies tolerantes ao fogo, são espécies capazes de sobreviver as queimadas regulares no final da estação seca (Frost, 1996).

4.6.2. Estado de sanidade

No que concerne a sanidade dos indivíduos (Figura 15), de todos os indivíduos inventariados 57%, apresentaram-se completamente sãos. Desta quantidade, a maior proporção (36,83%) encontra-se concentrada na classe de severidade de queimadas média enquanto 19,03 e 1,67% dos indivíduos estavam concentrados nas classes de média e alta severidade de queimadas, respectivamente.

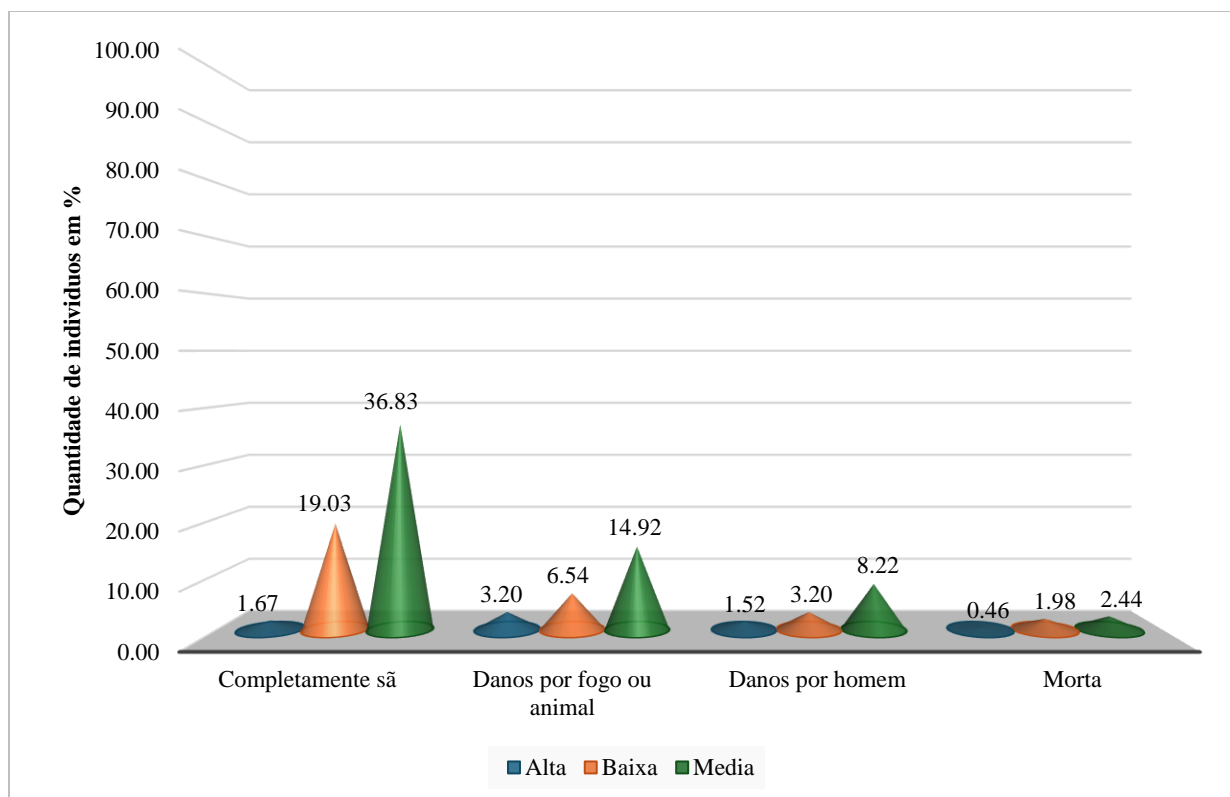


Figura 15: Representação do estado de sanidade por quantidade de indivíduos

Na categoria de danos causados pelo fogo ou animais, a classe de severidade média apresentou maior quantidade de indivíduos afectados (14,92%) e a classe de severidade alta apresentou menor quantidade (3,20%). Na categoria de danos causados por homem (casca removida ou danificada, cicatrizes mecânicas, corte de galhos, troncos cortados ou parcialmente derrubados), o mesmo comportamento ou tendência observada nas outras categorias, também é observado nesta, onde a quantidade de indivíduos com danos causados pelo homem é menor na classe de severidade fogo alta e maior na classe de severidade média. As baixas percentagens de mortalidade podem derivar do facto de a avaliação ter sido feita em indivíduos adultos, que são geralmente menos propensos as queimadas quando comparados com indivíduos em fase regenerativa. Holdo (2005) sustenta que a probabilidade de mortalidade de árvores devido ao fogo é mais recorrente em árvores de menor diâmetro, sendo que a vulnerabilidade diminui há medida em que o diâmetro é aumenta. E no estudo conduzido por Govene (em preparação), também realizado no PNAG, constatou-se que, tanto na regeneração arbórea estabelecida quanto na não estabelecida, a proporção de indivíduos mortos, foi maior nas áreas afectadas por queimadas.

As baixas percentagens de dano derivadas da acção antropogénica, podem ser consequência de o PNAG ser uma área de conservação de com estatuto de protecção total, sem população humana no seu interior, onde a extracção de produtos florestais é limitada/vedada.

Com base na ANOVA a 5% de nível de significância para testar a hipótese da existência de diferenças de sanidade dos indivíduos entre as classes de severidade de queimadas, constatou-se que não existem diferenças significativas ($p = 0,09$) entre as classes de severidade de queimadas no que concerne à sanidade dos indivíduos. Constatou-se também a inexistência de diferenças significativas ($p = 0,10$) entre os estados de sanidade dos indivíduos dentro de cada classe de severidade de queimadas.

Analisando a sanidade com foco nas espécies (Figura 16), observou-se que as espécies *Brachystegia boehmii*, *Brachystegia spiciformis*, *Julbernarda gloriflora*, *Pseudolachnostylis maprouneifolia* e *Swartzia madagascariensis*, apresentaram respectivamente 64, 43, 38, 31 e 30% dos seus indivíduos completamente sãos. Comportamento similar das primeiras três espécies foi também observado no estudo feito no PNAG por (Pungulanhe, (2020)). Por outro lado, as espécies *Uapaca zanguebarica*, *Swartzia madagascariensis*, *Burkea africana* e a *Parinari curatelifolia* são as espécies que se destacaram de forma negativa, apresentando respectivamente 57, 48, 42 e 18% dos seus indivíduos mortos. Em relação às espécies *Swartzia madagascariensis* e *Burkea africana* Pungulanhe (2020) também observou que estas espécies apresentaram maior nível de mortalidade.

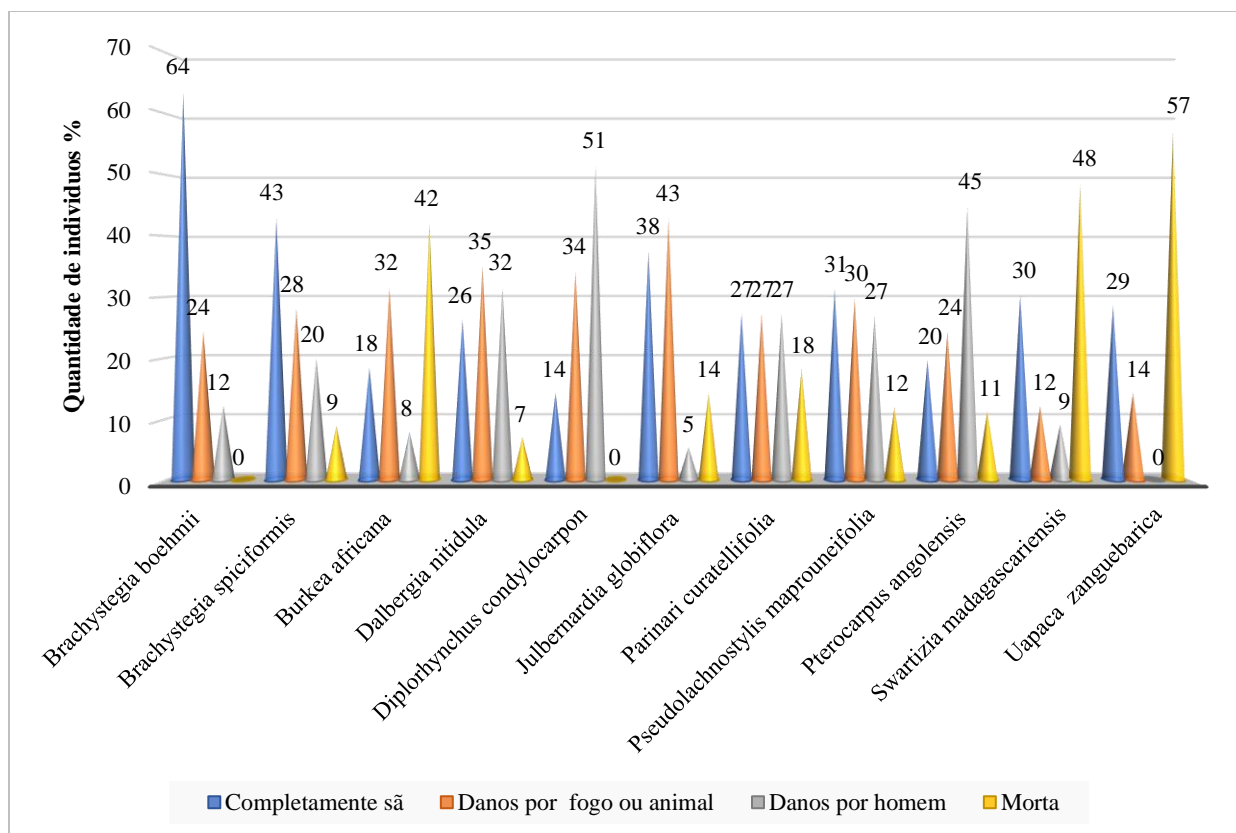


Figura 16: Representação de espécies arbóreas por tipo de estado de sanidade

É de destacar também que as espécies *Julbernardia globiflora*, *Dalbergia nitidula* sofreram mais por danos causados pelo fogo ou por animais com percentagens de danos de 43 e 35%.

As espécies *Diplorhynchus condylocarpon* e *Pterocarpus angolensis*, a primeira conhecida como espécie indicadora da ocorrência de queimadas (Ribeiro, 2021; Ribeiro et al., 2020), destacaram-se por serem as espécies que mais danos causados pelo homem sofreram com percentagem de dano de 51 e 45%, respectivamente.

Em Moçambique a espécie *Pterocarpus angolensis* (Umbila) é referenciada como uma das espécies madeireiras fortemente pressionadas sob ponto de vista de corte ilegal feita pela comunidade local (Malate, 2014; Adam et al., 2011; Marzoli, 2007). E segundo (Sanfilippo, 2014) *Diplorhynchus condylocarpon* é apta como lenha e para a produção de carvão, fora disso, tem muitos usos como medicamento e o látex é utilizado como cola. De acordo com a ANAC (2024) a casca, as flores as raízes de *Diplorhynchus condylocarpon* são essenciais na preparação de

medicamentos tradicionais. Essas podem ser algumas razões que fazem com que essas sejam as espécies que mais danos causados pelo homem sofreram.

4.6.3. Vigor

Tal como se sucedeu na avaliação do nível de dano assim como da sanidade, a variável vigor apresenta maior quantidade de indivíduos com bom vigor ou árvores com copa formando círculo completo. De todos os indivíduos avaliados, 56,31% estão concentrados na categoria de copa formando círculo completo, onde 35,46% estão na classe de severidade média, 19,18% na classe baixa e 1,67% na classe alta.

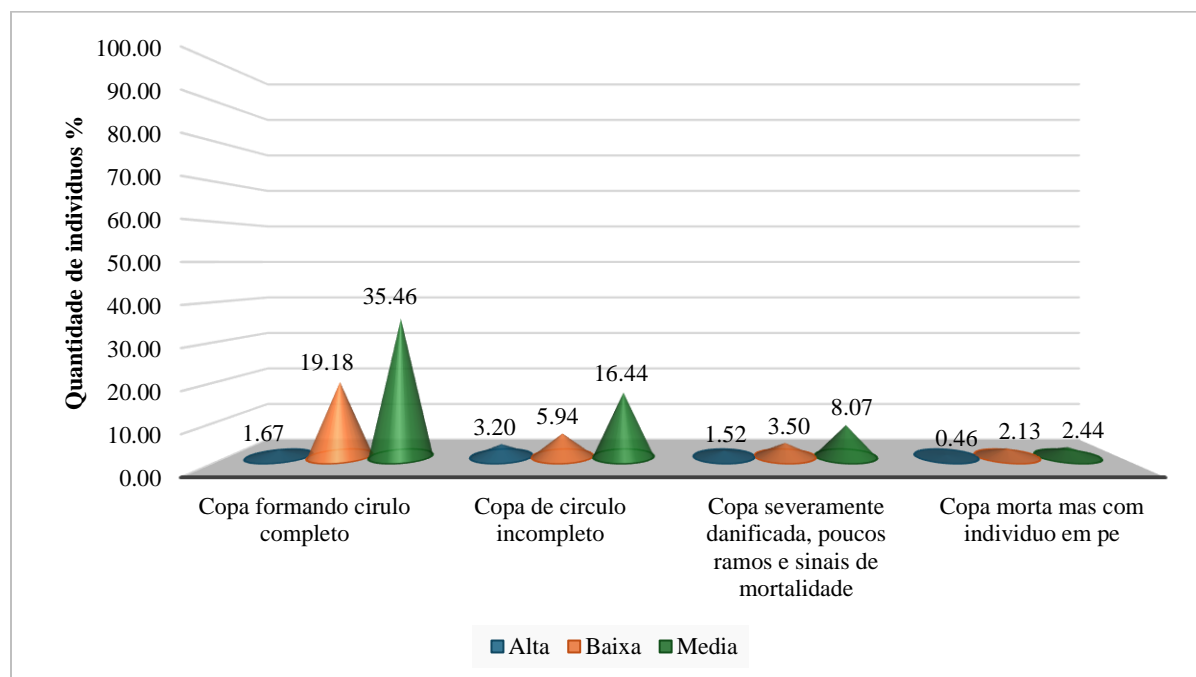


Figura 17: Representação do estado de sanidade por quantidade de indivíduos

Comparando-se as classes de severidade de queimadas baixa e média, pode-se observar que há uma tendência de aumento da quantidade de indivíduos com um bom vigor ou com a copa formando círculo completo, mas quando a severidade é aumentada, ocorre uma redução de indivíduos com um bom vigor. Resultados similares foram parcialmente observados por Pungunlanhe (2020), onde constatou que a área que recebeu as queimadas apresentou maior

quantidade de indivíduos com bom vigor em relação a área que não recebeu, porém, há necessidade de salientar que não há informações sobre o grau de severidade de queimadas da área que recebeu as queimadas.

Com base na ANOVA a 5% de nível de significância para testar a hipótese da existência de diferenças do vigor entre as classes de severidade de queimadas, constatou-se que não existem diferenças significativas ($p = 0,08$) entre as classes de severidade de queimadas. E observou-se também a inexistência de diferenças significativas entre as categorias do vigor dentro de cada classe de severidade de queimadas ($p = 0,09$).

No que concerne ao vigor com foco nas espécies, com base na figura 18, é possível observar que as espécies *Brachystegia boehmii* e *Brachystegia spiciformis* apresentaram maior quantidade de seus indivíduos com bom vigor, isto é, indivíduos com copa formando círculo completo. Resultados similares também foram obtidos por (Pungulanhe, 2020).

Na categoria de árvores com copa severamente danificada, com pouco ramos e com sinais de mortalidade as espécies que mais se destacaram foram *Pseudolachnostylis maprouneifolia*, *Millettia stuhlmannii* e a *Diplorynchus condylocarpon* com percentagens de danos de 71%, 50 e 46%, respectivamente. Sanfilippo (2014); Kerley et al., (2008); Anderson e Walker, (1974), argumentam que as folhas de *Diplorynchus condylocarpon* são a fonte preferida de alimentação das espécies de mariposas *Nephele comma*, *Gonimbrasia zambezina* e *Bunaea alcinoe* e de elefantes, podendo essa ser uma das razões por detrás desta danificação severa da copa desta espécie.

A espécie *Julbernardia globiflora* foi a espécie que mais se destacou isoladamente na categoria das árvores com copa de círculo incompleto com uma percentagem de danificação dos seus indivíduos de 45%, seguida de espécies *Diplorynchus condylocarpon*, *Burkea africana* e *Pseudolachnostylis maprouneifolia* com 42, 36 e 35% de seus indivíduos com copa de círculo incompleto. As espécies *Uapaca zanguebarica*, *Swartzia madagascariensis* e *Burkea africana* foram as que mais se destacaram em relação a árvores com copa morta, mas com o indivíduo em pé apresentando percentagens de 57, 48 e 41%.

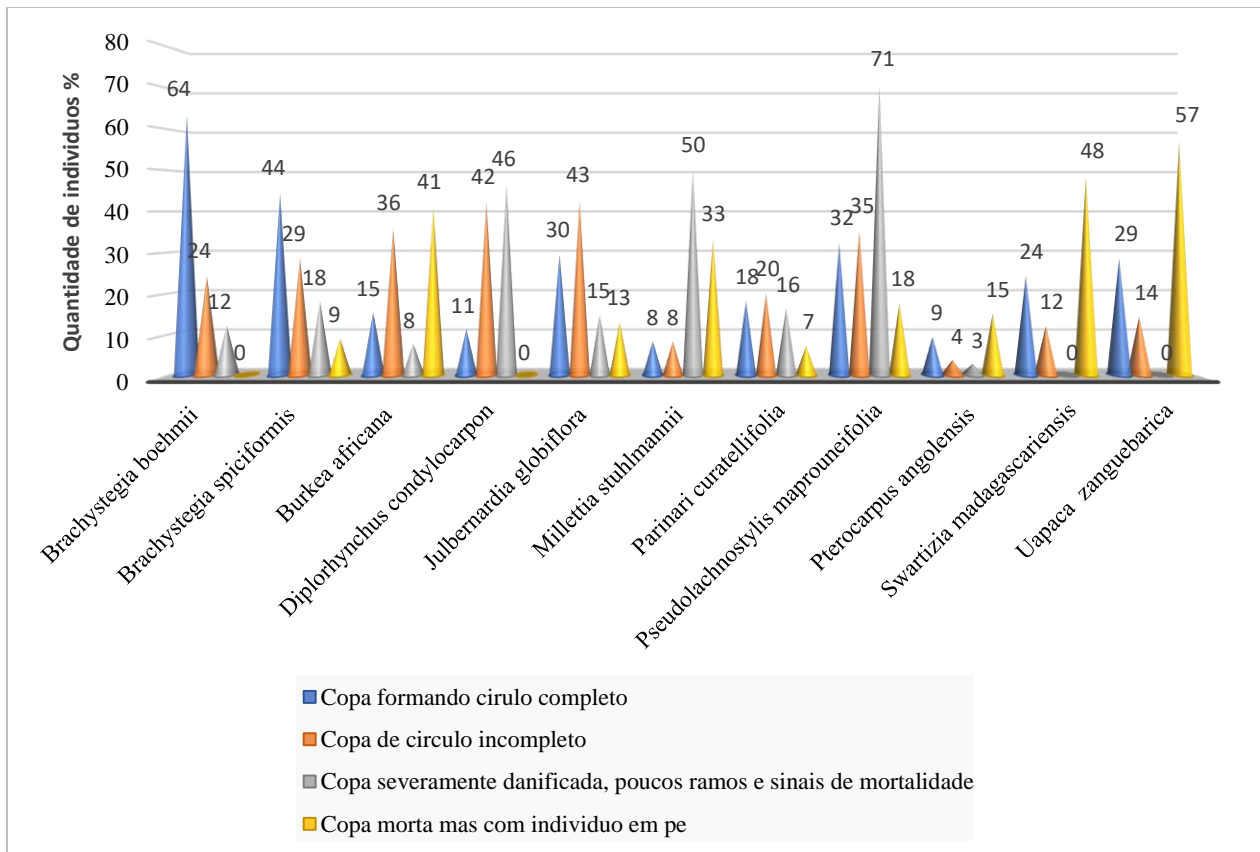


Figura 18: Representação de espécies arbóreas segundo o tipo de vigor

Em termos gerais, tanto para as variáveis nível de dano, sanidade e vigor, a classe de severidade média apresentou o maior número de indivíduos danificados, enquanto a classe de severidade alta apresentou a menor quantidade. Uma possível explicação para esse padrão é que a classe de severidade média possui maior densidade arbórea em comparação com a classe de severidade alta, o que facilita a propagação das chamas e do calor entre as árvores, aumentando o impacto sobre os indivíduos.

4.7. Análise de factores ambientais que influenciam na vegetação do PNAG.

4.7.1. Análise de correlação linear de Pearson

Com base na análise de regressão múltipla com interacção de variáveis, avaliou-se o grau de influência da severidade (Sev), caça furtiva (Ail), temperatura (T), precipitação (Pr), frequência de fogo (F) e o tipo de solo (TS) na estrutura e na composição da vegetação arbórea e graminal. Para essa finalidade, foi inicialmente aplicada a correlação de Pearson (Tabelas anexo IX e X), com o objectivo de verificar a existência e a intensidade das correlações entre as variáveis independentes.

Não foi observada nenhuma correlação linear entre a variável caça furtiva e com os demais atributos da vegetação graminal (biomassa graminal) e vegetação arbórea (altura, número de indivíduos e DAP).

No que concerne a variável biomassa graminal, observou-se uma correlação positiva moderada e estatisticamente significativa com as interações entre tipo de solo e precipitação ($R = 0,38$; $p = 0,04$) e tipo de solo e temperatura ($R = 0,39$; $p = 0,03$). Esses resultados indicam que o tipo de solo modula os efeitos do clima sobre a produtividade da biomassa graminal, sugerindo que solos vermelhos de textura média distrícos e solos castanhos de textura arenosa respondem de forma diferenciada a variabilidade climática, com impacto directo na produtividade da biomassa graminal.

Em contrapartida, os parâmetros estruturais da vegetação arbórea apresentaram predominantemente correlações negativas com interações envolvendo a severidade do fogo. Para a variável altura das árvores, observou-se uma correlação negativa moderada e significativa com interações entre a severidade do fogo e a temperatura ($R = -0,42$; $p = 0,02$) e entre severidade, frequência do fogo e temperatura ($R = -0,40$; $p = 0,03$). Essas interações sugerem que fogos mais severos e frequentes, especialmente com temperaturas elevadas, comprometem de certa forma o crescimento vertical da floresta, reduzindo deste modo o porte das árvores.

De forma consistente, a área basal também apresentou correlação negativa significativa com a interação entre severidade, frequência do fogo e temperatura ($R = -0,36$; $p = 0,04$). E estes resultados sugerem de certo modo queimadas frequentes e severas, agravadas por temperaturas

altas, impactam negativamente a estrutura da vegetação arbórea, reflectida em menor espessura dos troncos acumulada por área.

E no que tange ao DAP, essa variável também apresentou uma correlação negativa e significativa com a interação entre severidade do fogo, frequência e precipitação ($R = -0,40$; $p = 0,03$), indicando que queimadas severas e frequentes, mesmo em condições húmidas, pode inibir o desenvolvimento radial das árvores, reduzindo deste modo o DAP. sugerindo que, mesmo em condições de maior disponibilidade hídrica, a recorrência de queimadas severas pode limitar o crescimento radial das árvores.

4.7.2. Análise de regressão linear

Os resultados da correlação de Pearson (Secção 4.7.1) evidenciaram a existência de associações significativas entre variáveis ambientais e os atributos da vegetação, destacando-se, por um lado, a influência das interações entre as variáveis ambientais sobre a biomassa graminal e, por outro, os efeitos negativos das interações envolvendo a severidade e a frequência do fogo sobre a estrutura arbórea. Com base nesses padrões iniciais, procedeu-se à modelação por regressão linear, com o objectivo de quantificar o poder explicativo dessas interações e aprofundar a compreensão dos seus efeitos conjuntos.

a) Coeficientes de determinação dos modelos

em relação aos coeficientes de determinação (Tabela 9), de forma geral, os modelos apresentaram níveis de explicação variáveis, mas estatisticamente significativos para todas as variáveis analisadas. A biomassa graminal apresentou um poder explicativo moderado (R^2 ajustado = 0,34; $p < 0,05$), o que está em consonância com os resultados da correlação, onde se observou que a sua variação é parcialmente explicada por interações edafo-climáticas. Este resultado reforça a ideia de que, embora relevantes, tais factores não esgotam a explicação da variabilidade da biomassa, sugerindo a influência de outros elementos ecológicos não incluídos no modelo.

Tabela 9: Coeficientes de determinação dos modelos de regressão linear

Variável	R ² ajustado	p
Biomassa graminal	0,34	0,02
DAP	0,67	0,02
Altura (m)	0,50	0,003
Área basal (m ²)	0,55	0,04

Em contraste, os parâmetros estruturais da vegetação arbórea apresentaram maior poder explicativo, com destaque para o DAP (R² ajustado = 0,67; $p < 0,05$), seguido da área basal (R² ajustado = 0,55; $p < 0,05$) e da altura (R² ajustado = 0,50; $p < 0,05$). Estes resultados corroboram os padrões observados anteriormente, indicando que a estrutura arbórea é mais fortemente condicionada pelas interações entre severidade, frequência do fogo e variáveis climáticas, quando comparada à biomassa graminal.

b) Efeito das interações dos factores sobre as variáveis da vegetação

i) Biomassa graminal

Com base na Tabela 10, observa-se que a interação tipo de solo e precipitação, apresentou coeficiente negativo (coeficiente = -0,33; $p = 0,03$), indicando que, em determinados solos, o aumento da precipitação está associado à redução da biomassa graminal, provavelmente por saturação hídrica ou menor aeração do solo.

Tabela 10: Estimativas do efeito da interação dos factores sobre a biomassa graminal

	Coeficiente	Valor de P
Constante	80,5	0,02
Tipo de solo*Pr	-0,33	0,03
Tipo de solo*T	17,09	0,04

Em relação a interação tipo de solo e temperatura o efeito foi positivo e significativo (coeficiente = 17,09; $p = 0,04$), sugerindo que temperaturas mais elevadas promovem o aumento da biomassa

em determinados tipos de solo, talvez pela aceleração do metabolismo vegetal ou maior taxa de crescimento das gramíneas. Abaixo segue a equação geral da regressão (Equação 21)

$$\text{Biomassa graminal} = 80,5 - 0,33\text{TS*Pr} + 17,09\text{TS*T} \quad \text{Equação 21}$$

No estudo feito por Ahmad et al. (2007), constatou-se que a densidade de gramíneas aumenta com o incremento da precipitação e da disponibilidade de nutrientes do solo. Por sua vez, para Karp et al. (2023) e Frost, (1996), a produção de biomassa graminal está positivamente correlacionada com a precipitação. E Williams et al. (2025) e Chidumayo, (1997), demonstraram em seus estudos que a interação entre solo e precipitação pode modular o impacto do fogo e a regeneração da vegetação graminal. Sustentam ainda indicando que solos menos férteis com baixa precipitação favorecem gramíneas tolerantes ao estresse hídrico e ao fogo, enquanto solos férteis e bem irrigados promovem maior diversidade e produtividade da biomassa graminal.

ii) Altura das árvores

No que concerne a altura dos indivíduos arbóreos (Tabela 11), a interação severidade, frequência e precipitação (coeficiente = 0,02; p = 0,001) é significativa, sugerindo que a combinação entre essas três variáveis tem um efeito positivo e estatisticamente relevante sobre a altura das árvores. Um aumento nesta interação está associado a um ligeiro aumento na altura, o que pode indicar que regimes específicos de fogo e precipitação influenciam positivamente o crescimento vertical das árvores.

Tabela 11: Estimativas do efeito da interação dos factores sobre a altura das árvores

Variável	Coefficiente	Valor de P
Constante	-62,54	0,56
Sev*F*Pr	0,02	0.001
Sev*T	17	0,02

No que concerne a combinação Severidade e temperatura (coeficiente. = 17; p = 0,02), ela também teve um efeito estatisticamente significativo. Isso evidencia de certa forma que a interação entre severidade do fogo e temperatura tem um forte efeito positivo na altura das árvores. Possivelmente,

condições de temperatura mais favoráveis, combinadas com certo nível de distúrbio por fogo, promovem o crescimento vertical dos indivíduos arbóreos. Em relação a constante, o valor de $p = 0,56$ indica que esta constante não é estatisticamente significativa, ou seja, pode não contribuir de forma relevante para a explicação da altura. Abaixo segue a equação geral da regressão (Equação 22) :

$$\text{Altura (m)} = -62,54 + 0,02\text{Sev}*\text{F}*\text{Pr} + 17\text{Sev}*T \quad \text{Equação 22}$$

O PNAG é classificado como uma Floresta Zambeziaca Seca de miombo, apresentando árvores com alturas não superiores a 18 metros. A altura destas árvores é grandemente influenciada pela precipitação (Ribeiro et al., 2002; Frost, 1996). A combinação de alta frequência de fogo com baixa precipitação favorece a savanização, diminuindo densidade e altura arbórea ao longo do tempo (Ribeiro et al., 2015)

iii) Área basal por parcela (m²)

No que concerne a área basal (Tabela 12), os resultados mostram que o coeficiente da interação da severidade, frequência e precipitação é positivo e pequeno (0,0002), com um valor de $p = 0,03$, indicando que esta variável é estatisticamente significativa. Isso sugere que, apesar da magnitude do coeficiente ser reduzida, a interação entre os três factores tem um efeito real, ainda que modesto, sobre a área basal. A constante do modelo é de 25,26, com um valor de $p = 0,42$, o que demonstra que a constante não é estatisticamente significativa. Porém, como o foco está nos efeitos das variáveis independentes, a não significância da constante não compromete a interpretação do efeito da interação das variáveis independentes.

Tabela 12: Estimativas do efeito da interação dos factores sobre a area basal

Variável	Coefficiente	Valor de P
Constante	25,26	0,42
Sev*F*Pr	0,0002	0.03

Em suma, de ponto de vista ecológico, o resultado da interação entre a severidade e a frequência do fogo, em combinação com a precipitação, influencia a estrutura arbórea, sugere para a

existência de efeitos sinérgicos sobre a estrutura da vegetação arbórea. Abaixo segue a equação geral do modelo de regressão linear (Equação 23):

$$\text{Área Basal (m}^2\text{)} = 25,26 + 0,0002\text{Sev}*\text{F}*\text{Pr} \quad \text{Equação 23}$$

Em vários estudos feitos Frost (1996), no ecossistema de miombo constatou que a área basal está inversamente relacionada à razão temperatura média/precipitação. Modelos matemáticos desenvolvidos por Nieman et al. (2021), demonstram que a alta frequência de queimadas actua como um factor limitante à expansão da vegetação arbórea, sobretudo em ambientes húmidos.

iv) DAP

Em relação a variável DAP (Tabela 13), os resultados mostram que a interação entre a severidade, frequência e precipitação (coeficiente = 0,05; p = 0,02), é estatisticamente significativa, o que indica que a combinação entre a severidade do fogo, a frequência e a precipitação tem um efeito conjunto relevante sobre o DAP. O coeficiente positivo (0,05) indica que o aumento na intensidade conjunta dessas variáveis está associado a um aumento no DAP, ainda que pequeno.

Tabela 13: Estimativas do efeito da interação dos factores sobre o DAP

Variável	Coefficiente	Valor de P
Constante	6569,8	0,35
Sev*F*Pr	0,05	0.02

De acordo com Backéus et al. (2022), a disponibilidade hídrica tem efeito positivo sobre o crescimento diamétrico. Queimadas frequentes e de alta intensidade afectam negativamente o crescimento diamétrico (Ribeiro et al., 2020; Ryan e Williams, 2011). Enquanto que para Shackleton e Scholes, (2000), áreas submetidas a queimadas de baixa severidade ou com menor frequência de ocorrência apresentam maior incremento diamétrico, refletido em maiores valores médios de DAP. Abaixo segue a equação geral do modelo de regressão linear (Equação 24):

$$\text{DAP} = 6569,8 + 0,05\text{Sev}*\text{F}*\text{Pr} \quad \text{Equação 24}$$

CAPÍTULO V: CONCLUSÕES

- ✓ Das 50 espécies inventariadas e distribuídas em 20 famílias, a Fabaceae é a família que apresentou maior diversidade de espécies (18) correspondente a 36% do total.
- ✓ As espécies *Brachystegia boehmii*, *Julbernardia globiflora* e *Brachystegia spiciformis* apresentam-se como as mais importantes nas classes de média e baixa severidade e com algum destaque também na classe alta, enquanto a *Pterocarpus angolensis*, *Burkea africana*, *Terminalia sericea* e *Uapaca Zanguebarica* apresentam-se como as mais importantes nas classes de alta severidade de fogo.
- ✓ A severidade de queimadas não teve nenhum efeito significativo na composição das espécies.
- ✓ A riqueza e a diversidade de espécies são maximizadas na classe de severidade média.
- ✓ Em relação à distribuição diamétrica, as três classes de severidade de queimadas apresentam uma distribuição exponencial negativa em forma de um J invertido.
- ✓ Foram no total inventariadas 9 espécies graminais e a *Eragrostis plana* assim como a *Themeda triandra* são as mais frequentes nas três classes de severidade.
- ✓ A severidade de queimadas não teve nenhum efeito significativo na biomassa graminal
- ✓ Apesar das diferenças descritivas entre as classes de severidade, as análises estatísticas indicam que não existem diferenças significativas entre as classes no que diz respeito ao nível de dano, sanidade, vigor dos indivíduos arbóreos assim como no nível de dano da componente graminal.
- ✓ A classe de severidade média apresenta, de forma consistente, maior impacto sobre os indivíduos arbóreos, concentrando a maior proporção de árvores com sinais de dano, alterações na sanidade e redução do vigor.
- ✓ As espécies *Burkea africana*, *Swartzia madagascariensis*, *Pterocarpus angolensis* e *Parinari curatellifolia* apresentam mais danos de queimadas com 20, 18, 6 e 6% dos seus indivíduos queimados totalmente respectivamente.
- ✓ Com base no PCA constatou-se que há uma tendência de uma associação negativa de cobertura de copa e positiva da quantidade de biomassa graminal nas classes de severidade média e alta.

- ✓ A diversidade, estrutura e composição da vegetação do PNAG é influenciada por efeitos sinérgicos da severidade e frequência de fogo, precipitação, temperatura e tipo do solo, e não por factores isolados.

CAPÍTULO VI: RECOMENDAÇÕES

- a) Recomenda-se a implementação de práticas de manejo de fogo que equilibrem a prevenção de queimadas de alta severidade e a promoção de queimadas controladas de média severidade.
- b) É essencial fazer-se a monitoria das comunidades das espécies de *Swartzia madagascariensis*, *Burkea africana*, *Parinari curatelifolia* e *Pterocarpus angolensis* por apresentarem elevada taxa de mortalidade e queima total dos seus indivíduos.
- c) E para futuros estudos, há uma necessidade de se explorar de forma detalhada o impacto na composição e estrutura da vegetação arbórea e graminal da interação dos factores temperatura, precipitação, tipo de solo e frequência de fogo.
- d) Que estudos adicionais sejam feitos duas épocas distintas (início e fim da época seca), por forma a se poder aferir com maior precisão do efeito das queimadas sobre a vegetação graminal, pois ela responde de forma diferenciada as queimadas feitas em diferentes épocas.
- e) Recomenda-se a realização de estudos mais detalhados sobre a resposta das espécies *Themeda triandra* e *Eragrostis plana* a queimadas, tendo em conta que a primeira constitui um indicador da degradação da vegetação, enquanto a segunda apresenta alta inflamabilidade, mesmo quando completamente verde.
- f) Melhorar o delineamento amostral, assegurando uma distribuição mais equilibrada de parcelas entre as classes de severidade de fogo, com especial atenção ao aumento da representatividade da classe de alta severidade.
- g) Elaborar previamente o mapa de severidade de fogo, de modo a orientar de forma mais eficaz a selecção e alocação das parcelas no terreno.
- h) Reforçar o planeamento logístico do trabalho de campo, incluindo estratégias de acesso às áreas mais remotas, de forma a garantir maior cobertura espacial e representatividade da amostragem.

CAPÍTULO VII: REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Adam, Y., Klaey, A., e Machele, J. (2011). “No fim não vai ficar nada”: exploração dos recursos florestais em Cabo Delgado relatório do trabalho de campo em Namiune, Nkonga e 5º Congresso: Relatório do trabalho de campo nas concessões COMADEL e a FMJ, Cabo Delgado, Novembro de 2010. Moçambique.
- Ahmad, K., Hussain, M., Ashraf, M., Luqman, M., Ashraf, M. Y., e Khan, Z. I. (2007). Indigenous vegetation of Soone valley: At the risk of extinction. *Pakistan Journal of Botany*, 39(3), 679–690.
- Ameja, L. G., Ribeiro, N., Siteo, A. A., e Guillot, B. (2022). Regeneration and restoration status of miombo woodland following land use land cover changes at the buffer zone of Gile National Park’s Central Mozambique. *Trees, Forests and People*, 9. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.tfp.2022.100290> [Acessado: 16/05/25]
- Administração Nacional das Áreas de Conservação (ANAC). 2024. Plano de Maneio do Parque Nacional do Gilé 2024 – 2033. Maputo
- Ananias, S., Costa, E. A., Fleig, F. D., José, S., e Nanvonamuquitxo, A. (2018). Regulation of the diametric structure of the Miombo Woodland using the De Liocourt method in Mozambique. *Pesquisas Agrárias e Ambientais* 6(4). Disponível em: <http://dx.doi.org/10.31413/nativa.v6i4.5396> [Acessado: 20/11/24]
- ANBG. (2018). Themeda triandra. Australian National Botanic Gardens and Centre for Australian National Biodiversity Research.
- Anderson, G. D., e Walker, B. H. (1974). Vegetation composition and elephant damage in the Sengwa Wildlife Research Area, Rhodesia. University of Rhodesia.
- Andrade, C. M. S. de, Salman, A. K. D., Gama, M. de M. B., Parmejiani, R. S., Oliveira, L. C. de, Oliveira, T. K. de, Moura, D. C. de S., López, G. F. Z., Azevedo, J. M. A. de, Zaninetti, R. A., e Pereira, W. J. P. (2012). Guia de Espécies. Disponível em: <http://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/handle/doc/964750> [Acessado: 16/05/25].

- André, B. P. S. (2022). Modelação e caracterização do comportamento do fogo em diferentes níveis de cobertura florestal no Posto Administrativo de Combomune. [Dissertação de mestrado da Universidade Eduardo Mondlane].
- António, C. B. S. (2020). Efeito do tipo de solo e regime de fogo no microbioma do solo e na resposta fisiológica de duas espécies prioritárias de Miombo: *Brachystegia spiciformis* Benth. e *Brachystegia boehmii* Taub. no Parque Nacional da Gorongosa. [Dissertação de mestrado, da Universidade Zambeze].
- Aquino, A., Lim, C., Kaechele, K., e Taquidir, M. (2018). Notas sobre a Floresta em Moçambique. Banco Mundial.
- Araújo, F. D. C., Santos, R., e Coelho, P. (2016). O papel do distúrbio na regeneração natural dos ecossistemas florestais. *Revista de Ciências Agroambientais*. 14(1), 131-142.
- Archibald, S., Staver, A. C., e Levin, S. A. (2012). Evolution of human-driven fire regimes in Africa. *Ecology*, 109(3), 847–852. Disponível em <https://doi.org/10.1073/pnas.1118648109> [Acessado em: 13/05/25]
- Backéus, I., Skoglund, J., Skarpe, C., e Hytteborn, H. (2022). Diameter growth of trees in miombo and acacia woodland in an eroded landscape in Tanzania. *African Journal of Ecology*, 60, 714–722. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/aje.12970> [Acessado em: 31/07/25]
- Banco Mundial. (2018). Notas sobre a Floresta em Moçambique. Moçambique.
- Barbosa, G. P., Nogueira, G. S., e Oliveira, M. L. R. De. (2017). Pós-estratificação em inventário florestal da vegetação arbórea-arbustiva. *Scientia Forestalis*, 45(115), 445–453. Disponível em: <https://doi.org/dx.doi.org/10.18671/scifor.v45n115.03> [Acessado em: 10/04/24]
- Batista, A. C., Soares, R. V. (1997). Avaliação do comportamento do fogo em queimas controladas sob povoamentos no norte do Paraná. *Floresta*, 25(2), 31-42.
- Berger, C., Grand, L., Fitzgerald, S., e Leavell, D. (2018). Fire FAQs: What is fire severity? Oregon State Extension Service.

- Bond, W. J., e Keane, R. E. (2017). Fires, Ecological Effects of ☆. *Reference Module in Life Sciences*, 1–11. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-809633-8.02098-7> [Acessado em: 12/07/25]
- Bond, W. J., e Keeley, J. E. (2005). Fire as a global ‘ herbivore ’: the ecology and evolution of flammable ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution*, 20(7). Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.04.025> [Acessado em: 03/04/25]
- Bonilla, O. H., e Lucena, E. M. P. de. (2015). Fundamentos em Ecologia (EDUECE (ed.); 2nd ed.). EDUECE.
- Box, G. E. P., e Cox, D. R. (1964). An analysis of transformations. *Journal of the Royal Etatistical Society*, 26(2).
- Buramuge, V. A., Ribeiro, N., Olsson, L., Bandeira, R. R., e Lisboa, S. N. (2023). Tree Species Composition and Diversity in Fire-Affected Areas of Miombo Woodlands, Central Mozambique. *Fire*, 6(1), 1–17. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/fire6010026> [Acessado em: 01/08/25]
- Burres, E. (2010). Standard Operating Procedure (SOP) 4.9.1.2. 2(Mcc), 3–4.
- Campbell, B. M. (1996). *The Miombo in Transition: Woodlands and Welfare in Africa*. Center for International Forestry Research (CIFOR). Bogor, Indonesia
- Campbell, B. M., Angelsen, A., Cunningham, A. B., Katerere, Y., Siteo, A. A., e Wunder, S. (2007). Miombo woodlands – opportunities and barriers to sustainable forest management.
- Campbell, B. M., Cunliffe, R. N., e Gambiza, J. (1995). Vegetation structure and small-scale pattern in Miombo Woodland, Marondera, Zimbabwe. *Bothalia*, 25(1), 121–126. Disponível em: <https://doi.org/10.4102/abc.v25i1.721> [Acessado em 22/08/25].
- Cangela, A. da C. N. P. (2014). Caracterização e mapeamento do regime de queimadas na Reserva Nacional de Niassa. Dissertação. Universidade Eduardo Mondlane.
- Chao, A., Gotelli, N. J., Hsieh, T. C., Sander, E. L., Ma, K. H., Colwell, R. K., e Ellison, A. A. M.

- (2014). Rarefaction and Extrapolation with Hill Numbers: A Framework for Sampling and Estimation in Species Diversity Studies. *Ecological Monographs*, 84(1), 45–67.
- Chao, A., Thorn, S., Chiu, C. H., Moyes, F., Hu, K. H., Chazdon, R. L., Wu, J., Magnago, L. F. S., Dornelas, M., Zelený, D., Colwell, R. K., e Magurran, A. E. (2023). Rarefaction and extrapolation with beta diversity under a framework of Hill numbers: The iNEXT.beta3D standardization. *Ecological Monographs*, 93(4). Disponível em: <https://doi.org/10.1002/ecm.1588> [Acessado em: 16/05/25]
- Chaves, A. D. C. G., Santos, R. M. de S., Santos, J. O. dos, Fernandes, A. de A., e Maracajá, P. B. (2013). A importância dos levantamentos florístico e fitossociológico para a conservação e preservação das florestas The importance of floristic and phytosociological surveys for conservation and preservation of. *Revista ACSA*, 9(2), 43–48.
- Chein, F. (2019). Introdução aos modelos de regressão linear: um passo inicial para compreensão da econometria como uma ferramenta de avaliação de políticas públicas. In *ENAP* (Ed. 1), Coleção Metodologias de Pesquisa. Brasília, Brasil.
- Chidumayo, E. N. (1997). Annual and spatial variation in herbaceous biomass production in a Zambian dry miombo woodland. *South African Journal of Botany*, 63(2), 74–81. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0254-6299\(15\)30706-7](https://doi.org/10.1016/S0254-6299(15)30706-7) [Acessado em: 22/07/25].
- Chidumayo, E. N. (2004). Development of *Brachystegia-Julbernardia* woodland after clear-felling in central Zambia: Evidence for high resilience. *Applied Vegetation Science*, 7(2), 237–242. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2004.tb00615.x> [Acessado em 13/09/24].
- Chidumayo, E. N., e Gumbo, D. J. (2010). The Dry Forests and Woodlands of Africa: Managing for Products and Services. *Earthscan*. Washington, DC, USA. Disponível em: <https://doi.org/10.4324/9781849776547> [Acessado em: 08/04/23].
- Chimuco, F. T. (2015). Modelos de Regressão Linear: Fatores que Influenciam a Esperança de Vida em Angola. [Dissertação de mestrado da Universidade Aberta].
- Chinder, G. B. (2020). Efeito da herbivoria e frequência do fogo no crescimento e atributos

funcionais de *Julbernardia globiflora* (Benth) no Parque Nacional da Gorongosa. [Dissertação de mestrado da Universidade Zambeze].

Clarke, K. R. (1993). Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, 18(1), 117–143. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x> [Acessado em: 16/05/25].

Coimbra Limeira, M. M., Andrade Ramos, Y., Reis de Sousa, M. V., Bueno Coelho, M. C., Varavallo, M. A., Santa Brigida Ataide, Y., Ferreira dos Santos, A., e Erpen, M. L. (2021). Estrutura e composição florística em área de floresta ombrófila densa sob manejo florestal. *Advances in Forestry Science*, 8(2), 1389–1401. Disponível em: <https://doi.org/10.34062/afs.v8i2.10975> [Acessado em: 24/09/24].

Connell, J. H. (1978). Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science*. Vol. 199, No 4335. Science, New Series.

Department of Agriculture, Water and the Environment (DAWE). (2022). Fire regimes that cause declines in biodiversity as a key threatening process. Canberra.

Deweese, P. A., Campbell, B. M., Katerere, Y., Siteo, A., Cunningham, A. B., Angelsen, A., e Wunder, S. (2010). Managing the miombo woodlands of Southern Africa: Policies, incentives and options for the rural poor. *Journal of Natural Resources Policy Research*, 2(1), 57–73. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/19390450903350846> [Acessado em: 09/09/24].

Dexter, E., Rollwagen-Bollens, G., e Bollens, S. M. (2018). The trouble with stress: A flexible method for the evaluation of nonmetric multidimensional scaling. *Association for the Sciences of Limnology and Oceanography*, 16, 434-443. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/lom3.10257> [Acessado em: 20/05/25].

Direcção Nacional de Áreas de Conservação (DNAC). (2012). Relatório de Análise Integrada da Capacidade de Carga da Zona de Apoio do Parque Nacional do Limpopo e Baseline da Capacidade de Carga - Relatório Final Maputo. Maputo, Moçambique.

Dumas-johansen, M., Muir, G., e Zuzhang, X. (2018). Sustainable management of Miombo woodlands – Food security, nutrition and wood energy. *Researchgate*. Disponível em:

<https://www.researchgate.net/publication/324065401> [Acessado em: 29/08/24]

- Dzwonko, Z., Loster, S., e Gawroński, S. (2018). Effects of fire severity on understory community regeneration and early succession after burning of moist pine forest. *Tuexenia*, 38, 197–214. Disponível em: <https://doi.org/10.14471/2018.38.003> [Acessado em: 10/05/25].
- EtcTerra. (2017). Project Design Document of GNR REDD Project. Validated by VCS. (No. 3), joint project description e monitoring report: VCS Version 3. Maputo, Mozambique.
- Falcão, P. M., e Noa, M. (2016). Definição de Florestas, Desmatamento e Degradação Florestal no âmbito do REDD+. FUNAB. Maputo, Moçambique.
- Florêncio, A. C. (2020). Uso de substratos orgânico-minerais na produção de mudas de mofumbo (*Combretum leprosum* Mart.). [Monografia da Universidade Federal Rural].
- FNDS e IIAM. (2022). Relatório da Instalação e 1ª Medição da Parcela de Amostragem Permanente GL05 no Parque Nacional do Limpop. 33(1), 1–12.
- Freitas, W. K., e Magalhães, L. M. S. (2012). Métodos e Parâmetros para Estudo da Vegetação com Ênfase no Estrato Arbóreo. *Floresta e Ambiente*, 19(4), 520–540. Disponível em: <https://doi.org/10.4322/floram.2012.054> [Acessado em: 08/04/23].
- Frost, P. (1996). The ecology of miombo woodlands. In Campbell B. (ed.). *The Miombo in Transition: Woodlands and Welfare in Africa*. 11-57. Centre for International Forestry Research, Bogor, Indonesia.
- Gale, M. G., e Cary, G. J. (2022). What determines variation in remotely sensed fire severity? Consideration of remote sensing limitations and confounding factors. *International Journal of Wildland Fire*, 31(3), 291–305. Disponível em: <https://doi.org/10.1071/WF21131> [Acessado em: 10/05/25].
- Gandiwa, E. (2011). Effects of repeated burning on woody vegetation structure and composition in a semi arid southern African savanna. *International Journal of Environmental Sciences*, 2(2), 458–471.

- Garcia, F. L. M. R. (2015). Análise de componentes principais e escalonamento multidimensional: duas classes de métodos multivariados de redução de dimensionalidade. [Monografia da Universidade Federal do Rio de Janeiro].
- Gårdman, A. (2020). Tree diversity and edge effects in Nhamacoa miombo forest, Mozambique. [Dissertation from the Biology Education Centre, Uppsala University].
- Garrett, W., Tipper, R., Berry, N., Harley, R., Grace, J., Williams, M., Ryan, C., Flaherty, S., e Goodman, L. (2009). Plan Vivo Technical Specification: Conservation of miombo woodland in Mozambique. *ResearchGate*. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/266969588> [Acessado em: 22/08/24].
- Giddey, B. L., Baard, J. A., e Kraaij, T. (2022). Fire severity and tree size affect post-fire survival of Afrotropical forest trees. *Fire Ecology*, 18(1). Disponível em: <https://doi.org/10.1186/s42408-022-00128-5> [Acessado em: 10/05/25].
- Gonçalves, F. M. P., Revermann, R., Gomes, A. L., Aidar, M. P. M., Finckh, M., e Juergens, N. (2017). Tree Species Diversity and Composition of Miombo Woodlands in South-Central Angola: A Chronosequence of Forest Recovery after Shifting Cultivation. *International Journal of Forestry Research*. Disponível em: <https://doi.org/10.1155/2017/6202093> [Acessado em 20/11/24]
- Gonçalves, L. N. M. (2017). Efeito do distúrbio nas estratégias de vida: Dinâmicas evolutivas e ecológicas. [Dissertação da Universidade de São Paulo].
- Gonçalves, W. L. (2023). Severidade de queimadas: tendências da literatura global e um estudo de caso na Área de Proteção Ambiental Cabeceiras do Rio Cuiabá/Mato Grosso (APACRC/MT). [Dissertação da Universidade Estadual de Goiás].
- Govender, N., Trollope, W. S. W., e Van Wilgen, B. W. (2006). The effect of fire season, fire frequency, rainfall and management on fire intensity in savanna vegetation in South Africa. *Journal of Applied Ecology*, 43(4), 748–758. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01184.x>
- Graz, F. P. (2004). Description and ecology of *Pterocarpus angolensis* in Namibia. DINTERIA.

No. 29:27-39. Windhoek, Namibia.

Guerra-Hernández, J., Pereira, J. M. C., Stovall, A., e Pascual, A. (2024). Impact of fire severity on forest structure and biomass stocks using NASA GEDI data. Insights from the 2020 and 2021 wildfire season in Spain and Portugal. *Science of Remote Sensing*, 9(5). Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.srs.2024.100134> [Acessado em: 10/05/25].

Gumbo, D., Clendenning, J., Martius, C., Moombe, K., Grundy, I., Nasi, R., Mumba, K. Y., Ribeiro, N., Kabwe, G., e Petrokofsky, G. (2018). How have carbon stocks in central and southern Africa's miombo woodlands changed over the last 50 years? A systematic map of the evidence. *Environmental Evidence*, 7(1), 1–19. Disponível em: <https://doi.org/10.1186/s13750-018-0128-0> [Acessado em: 10/04/23]

Hasenauer, H. (2006). Sustainable forest management: growth models for Europe. (ed. 1). Berlin: Springer-Verlag.

Higgins, S. I., Bond, W. J., e Trollope, W. S. W. (2000). Fire, resprouting and variability: A recipe for grass-tree coexistence in savanna. *Journal of Ecology*, 88(2), 213–229. Disponível em: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.2000.00435.x> [Acessado em: 16/05/25]

Hofiço, N. dos S. A. (2014). Suficiência amostral para uma floresta de miombo no distrito de Mocuba, província da Zambézia, em Moçambique. [Dissertação da Universidade Federal de Santa Maria].

Hofiço, N. dos S. A., e Fleig, F. D. (2015). Diversity and Structure of Miombo Woodlands in Mozambique Using a Range of Sampling Sizes. *Journal of Agricultural Science and Technology*, 5, 679–690. Disponível em: <https://doi.org/10.17265/2161-6264/2015.10.005> [Acessado em: 20/11/24].

Holdo, R. M. (2005). Stem mortality following fire in Kalahari sand vegetation: Effects of frost, prior damage, and tree neighbourhoods. *Plant Ecology*, 180(1), 77–86. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11258-005-2796-4> [Acessado em:16/05/25].

Hosokawa, R. T. (1981). Manejo de florestas tropicais úmidas em regime de rendimento sustentado. Curitiba.

- Jensen, B., Patterson, G., e Stewart, M. (2017). Aos protocol and procedure : riparian habitat assessment prepared.
- Junior, F. T. A., Silva, J. A. A. da, Ferreira, R. L. C., Marangon, L. C., Junior, R. F. C., e Silva, S. D. O. (2010). Utilização do quociente de de liocourt na avaliação da distribuição diamétrica em fragmentos de Floresta Ombrófila Aberta em Pernambuco. *Ciência Florestal*, 20(2), 307-319.
- Käll, K. (2006). The role of fire in the Miombo forest - And the adaptation of the Community-based forest management to meet local needs. Thesis. Södertörn University College - School of Life Sciences.
- Karp, A. T., Uno, K. T., Berke, M. A., Russell, J. M., Scholz, C. A., Marlon, J. R., Faith, J. T., e Staver, A. C. (2023). Nonlinear rainfall effects on savanna fire activity across the African Humid Period. Disponível em: <https://www.elsevier.com/open-access/userlicense/1.0/> [Acessado em: 31/07/25].
- Katani, Madoffe, S. S., Amanzi, N. S., Rija, Midtgaard, Mbeyale, Zahabu, e Tarimo, B. C. (2014). Assessment of fire prevalence and reduction strategies in Miombo woodlands of Eastern Tanzania. *Tanzania Journal of Forestry and Nature Conservation*, 84(1).
- Keeley, J. E. (2009). Fire intensity, fire severity and burn severity: A brief review and suggested usage. *International Journal of Wildland Fire*, 18(1), 116–126. Disponível em: <https://doi.org/10.1071/WF07049> [Acessado em: 08/05/25].
- Keeley, J. E., e Pausas, J. G. (2022). Evolutionary Ecology of Fire. *Annual Review Ecology, Evolution, and Systematics*. 53, 203–225. Disponível em: <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-102320095612> [Acessado em: 10/05/25].
- Kerley, G. I. H., Landman, M., Kruger, L. M., e Owen-smith, N. (2008). Effects of elephants on ecosystems and biodiversity. Disponível em: <https://doi.org/10.18772/22008034792> [Acessado em: 24/07/25].
- Korhonen, L., Korhonen, K. T., Rautiainen, M., e Stenberg, P. (2006). Estimation of Forest Canopy Cover : a Comparison of Field Measurement Techniques. 40(4), 577–588.

- Krebs, P., Pezzatti, G. B., Mazzoleni, S., Talbot, L. M., e Conedera, M. (2010). Fire regime: History and definition of a key concept in disturbance ecology. *Theory in Biosciences*, 129(1), 53–69. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s12064-010-0082-z> [Acessado em: 15/04/24].
- Leverkus, A. B., Lorite, J., Navarro, F. B., Sánchez-Cañete, E. P., e Castro, J. (2014). Post-fire salvage logging alters species composition and reduces cover, richness, and diversity in mediterranean plant communities. *Journal of Environmental Management*, 133, 323–331. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.12.014> [Acessado em: 08/05/25].
- Lindenmayer, D., Taylor, C., e Blanchard, W. (2021). Empirical analyses of the factors influencing fire severity in southeastern Australia. *Ecosphere*, 12(8). Disponível em: <https://doi.org/10.1002/ecs2.3721> [Acessado em: 10/05/25].
- Macave, O. A., Ribeiro, N., Ribeiro, A. I., Chaúque, A., Bandeira, R., Branquinho, C., e Washington-Allen, R. (2022). Modelling Aboveground Biomass of Miombo Woodlands in Niassa Special Reserve, Northern Mozambique. *Forests*, 13(2), 1–16. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/f13020311> [Acessado em: 22/08/24].
- Ministério da Agricultura e Desenvolvimento Rural (MADER). (2020). Manual para a Instalação e Monitoria de Parcelas de Amostragem Permanentes. Maputo, Moçambique.
- Magurran, A. (2004). Measuring Biological Diversity - Chapter 2. Measuring Biological Diversity, 18–215.
- Malate, Z. P. (2014). Análise da Comercialização de Madeira Serrada na Cidade de Maputo : o caso dos mercados Junta e Benfica. [Projecto final da Universidade Eduardo Mondlane].
- Martins, B. F. (2023). Técnicas geoestatísticas na redução da intensidade amostral em inventário de eucalipto. [Monografia da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro].
- Marzoli, A. (2007). Inventário Florestal Nacional: Avaliação Integrada das Florestas de Moçambique. Ministério da Agricultura. Maputo, Moçambique.
- Mathe, M. F. (2013). Modelação SIG na avaliação do risco de incêndio na Reserva Nacional do Niassa. [Dissertação da Universidade Nova de Lisboa].

- Matos, E. J. S. DE. (2020). Avaliação do uso do biocarvão de lodo de esgoto no de senvolvimentos de mudas de *Corymbia citriodora*. [Monografia da Universidade Federal de Sergipe].
- Matshawule, S. (2020). Species Composition and Biomass Production in Two Communal Coastal Rangelands of the Eastern Cape Province, South Africa. *Advance in Biological Research*, 1(1), 1–10. Disponível em: <https://doi.org/10.26855/abr.2020001> [Acessado em: 05/02/25].
- Maúnze, C. R. (2016). Análise Espacial e Temporal de Queimadas usando Imagens Satélite na Reserva Nacional do Gilé de 2004 a 2014. [Monografia da Universidade Eduardo Mondlane].
- McCune, B., e Grace, J. B. (2003). Analysis of Ecological Communities. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 289(2), 303–305. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/s0022-0981\(03\)00091-1](https://doi.org/10.1016/s0022-0981(03)00091-1) [Acessado em: 24/09/24].
- McLauchlan, K. K., Higuera, P. E., Miesel, J., Rogers, B. M., Schweitzer, J., Shuman, J. K., Tepley, A. J., Varner, J. M., Veblen, T. T., Adalsteinsson, S. A., Balch, J. K., Baker, P., Batllori, E., Bigio, E., Brando, P., Cattau, M., Chipman, M. L., Coen, J., Crandall, R., ... Watts, A. C. (2020). Fire as a fundamental ecological process: Research advances and frontiers. *Journal of Ecology*, 108(5), 2047–2069. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13403> [Acessado em 13/05/25].
- Melo, A. S. (2008). What do we win “confounding” species richness and evenness in a diversity index? *Biota Neotropica*, 8(3), 21–27. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/s1676-06032008000300001> [Acessado em: 08/04/23].
- Meneses, O. M., Ribeiro, N., Shirvani, Z., e Andrew, S. M. (2024). Spatio-Temporal Analysis of Wildfire Regimes in Miombo of the LevasFlor Forest Concession, Central Mozambique. *Fire*, 7(8). Disponível em: <https://doi.org/10.3390/fire7080264> [Acessado em: 16/05/25].
- Ministério para a Coordenação da Acção Ambiental (MICOA). (2009). 4th National Report on Implementation of the Convention on BiologicalM Diversity in Mozambique. Maputo, Moçambique.
- Ministério da Terra, Ambiente e Desenvolvimento Rural (MITADER). (2016). Estratégia

Nacional para a Redução de Emissões de Desmatamento e Degradação Florestal , Conservação de Florestas e Aumento de Reservas de Carbono Através de Florestas (REDD +) 2016-2030. Maputo, Moçambique.

Ministério da Terra, Ambiente e Desenvolvimento Rural (MITADER). (2019). Sexto Relatório Nacional da Implementação da Convenção Sobre a Diversidade Biológica em Moçambique. Vol. 150. Maputo, Moçambique.

Ministério da Terra, Ambiente e Desenvolvimento Rural (MITADER). (2021). Relatório do Inventário Florestal da Província da Zambézia : anexo do IV Inventário Florestal Nacional (actualização). Maputo, Moçambique.

Montfort, F. (2021). Dynamiques des paysages forestiers au Mozambique : Étude de l'écologie du Miombo pour contribuer aux stratégies de restauration des terres dégradées. L'UPR Forêts et Sociétés. [Thèse de doctorat, Campus International de Baillarguet].

Montfort, F., Nourtier, M., Grinand, C., Maneau, S., Mercier, C., Roelens, J. B., e Blanc, L. (2021). Regeneration capacities of woody species biodiversity and soil properties in Miombo woodland after slash-and-burn agriculture in Mozambique. *Forest Ecology and Management*, 488(1). Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119039> [Acessado em: 22/07/25].

Moreira, F., Catry, F. X., Silva, J. S., e Rego, F. (2010). Ecologia do fogo e gestão de áreas ardidas. *Journal of Chemical Information and Modeling*, 53(9). Disponível em: <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004> [Acessado em: 08/05/25].

Moreno, M., e Escobar, J. P. (2020). Estrutura , composição e diversidade da flora lenhosa da floresta de Miombo de Munhiba, Distrito Mocuba, Moçambique. *Revista Ciências Forestais*, 28, 112–122. Disponível em: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=48170468010> [Acessado em: 08/05/25].

Muhate, A. B. (2004). Estudo da composição e estrutura arbórea ao longo do grandiente altitudinal na Reserva Florestal de Moribane. [Dissertação de mestrado da Universidade Eduardo Mondlane].

- Muita, Z. R. (2023). Condição Ecológica e Diversidade das Pastagens do Parque Nacional do Gilé. Condição Ecológica e Diversidade das Pastagens do Parque Nacional do Gilé. [Dissertação de mestrado da Universidade Eduardo Mondlane].
- Munguambe, F. F. (2023). Distribuição de *Prosopis juliflora* e seu impacto no distrito de Chókwe. [Dissertação mestrado da Universidade Eduardo Mondlane].
- Muzime, I. P. (2015). Avaliação da estrutura da vegetação do Mopane e sua relação com o nível de degradação em Mabalane, Província de Gaza. [Dissertação de mestrado da Universidade Eduardo Mondlane].
- Mwakalukwa, E. E., Mwakisu, A., Mohammed, S., e Maliondo, S. (2023). Woody species diversity , composition , structure and carbon storage of a dry evergreen montane forest of Essimingor Nature Forest Reserve in Tanzania. 7(1), 26–36. Disponível em: <https://doi.org/10.13057/tropdrylands/t070104> [Acessado em: 20/11/24].
- Mwansa, P. (2018). Investigating the impact of fire on the natural regeneration of woody species in dry and wet Miombo woodland. [Dissertation from Stellenbosch University].
- Nanvonamuquitxo, S. J. A., Macueia, F. B. E. D., e Caravela, M. I. (2019). Structure and forest diversity of Miombo woodland in Taratibu, North of Mozambique. *Nativa*, 7(6), 778–783. Disponível em: <https://doi.org/10.31413/nativa.v7i6.7198> [Acessado em: 08/04/23].
- Neto, J. C. dos S. (2020). Modelos de distribuição diamétrica para Floresta Nacional de Contendas do Sincorá, Sudoeste da Bahia. [Dissertação de mestrado da Universidade Estadual do Sudoeste Da Bahia].
- Nhongo, E. J. S. (2018). Estudo sobre incêndios florestais na floresta de miombo Reserva do Niassa-Moçambique, Com base em dados de sensoriamento remoto. [Dissertação da Universidade Federal do Rio Grande do Sul].
- Nieman, W. A., van Wilgen, B. W., e Leslie, A. J. (2021). A reconstruction of the recent fire regimes of Majete Wildlife Reserve, Malawi, using remote sensing. *Fire Ecology*, 17(1). Disponível em: <https://doi.org/10.1186/s42408-021-00122-3> [Acessado em: 31/07/25].

- Novellie, P., e Kraaij, T. (2010). Evaluation of *Themeda triandra* as an indicator for monitoring the effects of grazing and fire in the Bontebok National Park. *Koedoe*, 52(1), 1–5. Disponível em: <https://doi.org/10.4102/koedoe.v52i1.977> [Acessado em: 08/05/25].
- Ojeda, F., Brun, F. G., e Vergara, J. J. (2005). Fire, rain and the selection of seeder and resprouter life-histories in fire-recruiting, woody plants. *New Phytologist*, 168(1), 155–165. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2005.01486.x> [Acessado em: 25/05/25].
- Onuoha, D. O., e Ibe, G. C. (2016). The Effect of Class Interval and Number of Classes on the Accuracy of Measures of Central Tendency. 1–23.
- Pais, A. (2015). Efeito do Fogo na Estrutura e nos Padrões de Distribuição das Formações vegetais no Parque Nacional do Limpopo. [Dissertação da Universidade Eduardo Mondlane].
- Parr, C. L., e Andersen, A. N. (2006). Patch mosaic burnig for biodiversity conservation: a critique of pyrodiversity paradigm. *Conservation Biology*, 20(6). Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00492.x> [Acessado em: 13/05/25].
- Pausas, J. G., e Keeley, J. E. (2009). A burning story: The role of fire in the history of life. *BioScience*, 59(7), 593–601. Disponível em: <https://doi.org/10.1525/bio.2009.59.7.10> [Acessado em: 13/05/25].
- Pereira-Silva, E. (2014). Variação diamétrica em plantas: Alterações temporais na distribuição dos diâmetros de espécies arbóreas. [Dissertação de mestrado da Universidade Estadual de Campinas].
- Peroni, N., e Hernández, M. I. M. (2011). *Ecologia de Populações e Comunidades*. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, Brasil.
- Pinto, L. V. A. (2003). Caracterização física da sub-bacia do Ribeirão Santa Cruz, Lavras, MG, e propostas de recuperação de suas nascentes. [Dissertação de mestrado da Universidade Federal de Lavras].
- Pinus, P. D. E., Em, L., e Neto, C. C. (2008). Dinâmica da distribuição diamétrica de povoamentos de *Pinus taeda* L. em diferentes idades e espaçamentos. 105.

- Pio, A. D., PioI, A. D., Oliveira, L. R. de, Spinola, C. M., Costa, J. P., Santos, L. C. da S., e Vale, V. S. do. (2023). Padrões florístico-estruturais , riqueza e diversidade de Florestas Estacionais Semidecíduais no Cerrado. [Dissertação de mestrado da Universidade Federal de Santa Maria].
- Pungulanhe, A. (2020). Caracterização da vegetação arbórea sob diferentes regimes de queimadas na floresta de miombo, Reserva Nacional do Gilé. provincia da Zambezia. [Dissertação de mestrado da Universidade Eduardo Mondlane].
- Reis, L. P., Ruschel, A. R., Silva, J. N. M., Reis, P. C. M. dos, Carvalho, J. O. P. de, e Soares, M. H. M. (2014). Dinâmica da distribuição diamétrica de algumas espécies de Sapotaceae após exploração florestal na Amazônia Oriental. *Revista de Ciências Agrarias*, 57(3), 234–243. Disponível em: <https://doi.org/10.4322/rca.ao1401> [Acessado em: 16/05/25].
- Ribeiro, N. (2016). O uso e a restauração das florestas de Miombo : necessidade de uma abordagem integrada e holística no manejo do ecossistema para a sustentabilidade a longo prazo. *Rede Miombo*, 1–6.
- Ribeiro, N., Cangela, A., Chauque, A., Bandeira, R. ., e Ribeiro-Barros, A. . (2017). Characterisation of spatial and temporal distribution of the fire regime in Niassa National Reserve, northern Mozambique. *International Journal of Wildland Fire*. Disponível em: <https://doi.org/10.1071/WF17085> [Acessado em: 13/05/25].
- Ribeiro, N., Matos, C. N., Moura, I. R., Washington-Allen, R. A., e Ribeiro, A. I. (2013). Monitoring vegetation dynamics and carbon stock density in miombo woodlands. *Carbon Balance and Management*, 8(1). Disponível em: <https://doi.org/10.1186/1750-0680-8-11> [Acessado em: 24/08/24].
- Ribeiro, N., Nazerali, S., e Chauque, A. (2020). A contribution to Mozambique’s biodiversity offsetting system: framework to assess the ecological condition of Miombo Woodlands. Maputo, Moçambique.
- Ribeiro, N., Nazerali, S., Nicolau, D., Sidat, N., e Costa, H. (2021). Relatório de Validação da métrica de miombo na reserva florestal de Derre na província da Zambézia: contribuição para

a implementação dos contrabalanços de biodiversidade. BIOFUND. Maputo, Moçambique.

Ribeiro, N., Ruecker, G., Govender, N., Macandza, V., Pais, A., Machava, D., Chauque, A., Lisboa, S. N., e Bandeira, R. (2019). The influence of fire frequency on the structure and botanical composition of savanna ecosystems. *Ecology and Evolution*, 9(14), 8253–8264. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/ece3.5400> [Acessado em: 08/04/23].

Ribeiro, N., Siteo, A. A., Guedes, B. S., e Staiss, C. (2002). Manual de silvicultura tropical. Universidade Eduardo Mondlane-Faculdade de Agronomia e Engenharia Florestal. Maputo, Moçambique.

Ribeiro, N., Syampungani, S., Matakala, N. M., Nangoma, D., e Ribeiro-Barros, A. I. (2015). Miombo Woodlands Research Towards the Sustainable Use of Ecosystem Services in Southern Africa. *Intech*, 11(tourism), 13. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.5772/59288> [Acessado em: 22/08/24].

Robichaud, P. R., Beyers, J. L., e Neary, D. G. (2000). Evaluating the effectiveness of post-fire rehabilitation treatments. General Technical Report. RMRS-GTR-63. Fort Collins: Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station,.

Roderick, A. J. (1993). Post-Stratification: A Modeler's Perspective. *American Statistical Association*, 88(423), 1–5.

Ryan, C. M., Pritchard, R., McNicol, I., Owen, M., Fisher, J. A., e Lehmann, C. (2016). Ecosystem services from southern African woodlands and their future under global change. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 371(1703). Disponível em: <https://doi.org/10.1098/rstb.2015.0312> [Acessado em: 29/08/24].

Ryan, C. M., e Williams, M. (2011). How does fire intensity and frequency affect miombo woodland tree populations and biomass? *Ecological Applications*, 21(1), 48-60. Disponível em: <https://doi.org/10.1890/09-1489> [Acessado em: 22/08/24].

Ryan, C. M., Williams, M., e Grace, J. (2010). Above- and Belowground Carbon Stocks in a Miombo Woodland Landscape of Mozambique. 1–10.

- Ryan, C. M., Williams, M., e Grace, J. (2011). Above- and belowground carbon stocks in a miombo woodland landscape of mozambique. *Biotropica*, 43(4), 423–432. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2010.00713.x> [Acessado em: 22/08/24].
- Ryan, K. C. (1982). Evaluating potential tree mortality from prescribed burning. In: Baumgartner, D.M. (Ed.). *Proceedings of the Symposium on Site Preparation and Fuels Management on Steep Terrain (Issue 1994)*. National Interagency Fire Center.
- Southern African Development Community (SADC). (2010). *Regional Fire Management Programme Document*.
- Salimo, M. J. A. (2021). Avaliação dos factores que influenciam na dinâmica da vegetação arbórea na Reserva Especial do Niassa no período entre 2005 e 2019. [Dissertação da Universidade Eduardo Mondlane].
- Salomão, R. D. P., Júnior, S. B., Vieira, I. C. G., e Amaral, D. D. Do. (2024). Manual técnico de classificação dos estágios sucessionais de florestas secundárias Sistema Capoeira Classe (CapClasse) EMBRAPA (ed. 1). Disponível em: www.embrapa.br/fale-conosco/sac [Acessado em: 24/08/24].
- Sanfilippo, M. (2014). *Trinta árvores e arbustos do miombo angolano: Guia de campo para a identificação*. COSPE Firenze.
- Schumacher, M. V., e Dick, G. (2018). *Incêndios florestais*. Ed. 3. No. 13. Universidade Federal de Santa Maria.
- Shackleton, C. M., e Clarke, J. M. (2007). Paper I: Research and Management of Miombo Woodlands for Products in Support of Local Livelihoods. Genesis analytics lda, World Bank.
- Shackleton, C. M., e Scholes, R. J. (2000). Impact of fire frequency on woody community structure and soil nutrients in the Kruger National Park. *Koedoe*, 43(1), 75-81. Pretoria.
- Silva, J., Fernandes, P., Catry, F. X., Moreira, F., e Rego, F. (2010). Perigo, incidência e severidade do fogo nas florestas portuguesas. In *Ecologia do fogo e gestão de áreas ardidadas*. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/240613814> [Acessado em: 08/05/24].

- Simpson, K. J., Ripley, B. S., Christin, P. A., Belcher, C. M., Lehmann, C. E. R., Thomas, G. H., e Osborne, C. P. (2016). Determinants of flammability in savanna grass species. *Journal of Ecology*, 104(1), 138–148. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12503> [Acessado em: 10/05/25].
- Skinner, C. N., e Chang, C.-R. (1996). Fire Regimes, Past and Present. Final Report to Congress. 2. University of California. USA.
- Skovlin, J. M. (1971). The influence of fire on important range grasses of east Africa. Proceedings Annual Tall Timbers Fire Ecology Conference.
- Somarriba, E. (1999). Diversidad Shannon. *Agroforesteria En Las Americas*. 6(23).
- Sonto, E. P. (2020). Comportamento do fogo e sua relação com as florestas de miombo na Reserva Nacional do Niassa. [Dissertação da Universidade Eduardo Mondlane].
- Souza, D. R. de, Souza, A. L. de, Gama, J. R. V., e Leite, H. G. (2003). Emprego de análise multivariada para estratificação vertical de florestas inequidâneas. *Revista Árvore*, 27(1), 59–63. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/s0100-67622003000100008> [Acessado em: 24/08/24].
- Souza, F. M. D. S. (2020). Efeitos do fogo na regeneração natural e nas características de materiais combustíveis em floresta estacional semidecidual. [Dissertação da Universidade Federal de Viçosa].
- Sturges., H. A. (1926). The Choice of a class interval case I. Computations involving a single series. *Journal of the American Statistical Association*, 21(153), 65–66.
- Syampungani, S., Geldenhuys, C. J., e Chirwa, P. W. (2015). Regeneration dynamics of miombo woodland in response to different anthropogenic disturbances: forest characterisation for sustainable management. *Agroforestry Systems*, 90(4), 563–576. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10457-015-9841-7> [Acessado em: 19/08/25].
- Tarimo, B., Dick, Ø. B., Gobakken, T., e Totland, Ø. (2015). Spatial distribution of temporal dynamics in anthropogenic fires in miombo savanna woodlands of Tanzania. In Carbon

- Balance and Management. Springer International Publishing. Disponível em: <https://doi.org/10.1186/s13021-015-0029-2> [Acessado em: 08/04/23].
- Tchamba, J. J. (2017). Caracterização e cartografia da vegetação da região do Chipindo província da Huíla-Angola. [Dissertação da Universidade de Évora].
- Timberlake, J., e Chidumayo, E. (2011). Miombo ecoregion vision report. *Biodiversity Foundation for Africa*. (20). Bulawayo, Zimbabwe.
- Tomás, B. G. E. (2019). Estudo da Dieta do Chango (*Redunca arundinum* Boddaert, 1785) na época seca na Reserva Nacional de Maputo. [Monografia da Universidade Eduardo Mondlane].
- Topanotti, L. R. (2016). Fitossociologia, distribuição diamétrica e relações hipsométricas de um fragmento florestal no município de Dois Vizinhos-PR. [Monografia da Universidade Tecnológica Federal Do Paraná].
- Trollope, W. S. W., Trollope, L. A., e Skethes, B. (2006). Fire Effects and Management in African Grasslands and Savannas. *Encyclopedia of Life Support Systems*, 2.
- Ubisse, A. V. N. (2015). Avaliação do Impacto da Frequência de Queimadas na Diversidade de Pequenos Mamíferos no Parque Nacional do Kruger, África do Sul. [Dissertação da Universidade Eduardo Mondlane].
- Van Holsbeeck, S., De Cauwer, V., De Ridder, M., Fichtler, E., Beeckman, H., e Mertens, J. (2016). Annual diameter growth of *Pterocarpus angolensis* (Kiaat) and other woodland species in Namibia. *Forest Ecology and Management*, 373, 1–8. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.04.031> [Acessado em: 24/08/24].
- Wade, D. (2013). Fire Intensity and Fire Severity : How Hot Is Your Fire and Why Is That Important ? *Southern Fire Exchange*. Disponível em: www.southernfireexchange.org/SFT_Publications/Fact_Sheets.html [Acessado em: 10/05/25].
- Wasserman, T. N., e Mueller, S. E. (2023). Climate influences on future fire severity: a synthesis

of climate-fire interactions and impacts on fire regimes, high-severity fire, and forests in the western United States. *Fire Ecology*, 19(1). Disponível em: <https://doi.org/10.1186/s42408-023-00200-8> [Acessado em: 10/05/25].

Whelan, R. J. (1995). *The ecology of fire*. Department of Biological Sciences, University of Wollongong. Australia.

White, F. (1983). *The Vegetation of Africa: A descriptive memoir to accompany the UNESCO/AETFAT/UNSO, Vegetation Map of Africa (3 plates), 1:5,000,000*. UNESCO, Paris.

Wieczorkowski, J. D., Lehmann, C. E. R., Archibald, S., Banda, S., Goyder, D. J., Kaluwe, M., Kapinga, K., Larridon, I., Mashau, A. C., Phiri, E., e Syampungani, S. (2024). Fire facilitates ground layer plant diversity in a Miombo ecosystem. *Annals of Botany*, 133(5–6), 743–756. Disponível em: <https://doi.org/10.1093/aob/mcae035> [Acessado em: 24/08/24].

Williams, M., Milodowski, D. T., Smallman, T. L., Dexter, K. G., Hegerl, G. C., McNicol, I. M., O’Sullivan, M., Roesch, C. M., Ryan, C. M., Sitch, S., e Valade, A. (2025). Precipitation–fire functional interactions control biomass stocks and carbon exchanges across the world’s largest savanna. *Biogeosciences*, 22(6), 1597–1614. Disponível em: <https://doi.org/10.5194/bg-22-1597-2025> [Acessado em: 31/07/25].

World Wide Fund for Nature (WWF). (2012). *Miombo Eco-region “Home of the Zambezi” Conservation Strategy : 2011-2020*.

Wyk, B. van, e Wyk, P. van. (1997). *Field Guide–Trees of Southern Africa. Struik Nature*. (ed. 2). Cape Town, South Africa.

Zingara, F. da G. (2022). *Efeito da Pasteurização , da Acidificação e da Temperatura de Conservação na Título : Efeito da Pasteurização , da Acidificação e da Temperatura de Conservação na Estabilidade do Sumo de Canhú (Sclerocarya birrea)*. [Monografia da Universidade Eduardo Mondlane].

Zolho, R. (2005). *Effect of Fire Frequency on the Regeneration of Miombo Woodland in Nhambita, Mozambique*. [Dissertation from University of Edinburgh].

CAPÍTULO VIII: ANEXOS

Anexo I: Cálculos dos parâmetros da estrutura horizontal

Especie	Freq. Relativa			Dens. Relativa			Dom. Relativa			IVI		
	Alta	Baixa	Media	Alta	Baixa	Media	Alta	Baixa	Media	Alta	Baixa	Media
<i>Acacia nilotica</i>	0,00	0,00	0,58	0,00	0,00	0,24	0,00	0,00	0,23	0,00	0,00	1,05
<i>Albizia adianthifolia</i>	0,00	0,00	0,58	0,00	0,00	0,24	0,00	0,00	0,05	0,00	0,00	0,87
<i>Albizia versicolor</i>	0,00	1,37	0,58	0,00	0,50	0,24	0,00	0,14	0,04	0,00	2,01	0,87
<i>Annona senegalensis</i>	0,00	6,85	4,05	0,00	9,50	2,93	0,00	3,40	1,22	0,00	19,75	8,20
<i>Bauhinia petersiana</i>	5,88	1,37	1,16	2,22	0,50	0,49	3,22	0,42	0,11	11,32	2,29	1,76
<i>Brachystegia boehmii</i>	5,88	8,22	5,78	4,44	8,00	10,02	7,74	12,50	14,87	18,06	28,72	30,68
<i>Brachystegia bussei</i>	0,00	1,37	0,00	0,00	1,00	0,00	0,00	1,04	0,00	0,00	3,41	0,00
<i>Brachystegia sp</i>	5,88	0,00	1,73	2,22	0,00	0,98	1,05	0,00	0,57	9,15	0,00	3,28
<i>Brachystegia spiciformis</i>	5,88	9,59	6,94	8,89	23,50	9,29	6,61	45,06	19,31	21,38	78,14	35,53
<i>Brackenridgea zanguebarica</i>	0,00	0,00	0,58	0,00	0,00	1,22	0,00	0,00	0,31	0,00	0,00	2,11
<i>Breonadia salicina</i>	0,00	0,00	0,58	0,00	0,00	0,24	0,00	0,00	0,18	0,00	0,00	1,00
<i>Bridelia cathartica</i>	0,00	1,37	0,00	0,00	0,50	0,00	0,00	0,11	0,00	0,00	1,98	0,00
<i>Burkea africana</i>	11,76	4,11	4,62	4,44	1,50	3,18	2,21	1,16	4,31	18,42	6,77	12,11
<i>Byrsocarpus orientalis</i>	0,00	1,37	0,00	0,00	0,50	0,00	0,00	0,49	0,00	0,00	2,36	0,00
<i>Combretum molle</i>	0,00	0,00	1,16	0,00	0,00	0,73	0,00	0,00	0,54	0,00	0,00	2,43
<i>Combretum zeyheri</i>	0,00	1,37	1,16	0,00	1,00	0,98	0,00	0,21	0,52	0,00	2,58	2,66
<i>Dalbergia nitidula</i>	5,88	1,37	4,62	4,44	1,50	6,60	3,12	0,30	3,03	13,44	3,17	14,26
<i>Diospyros mespiliformis</i>	5,88	4,11	1,73	4,44	5,00	1,71	1,95	2,09	1,15	12,28	11,20	4,59
<i>Diplorhynchus condylocarpon</i>	0,00	4,11	5,20	0,00	2,50	7,09	0,00	1,09	3,80	0,00	7,70	16,09
<i>Dolichandrone cf alba</i>	0,00	4,11	2,31	0,00	2,50	0,98	0,00	2,28	1,07	0,00	8,89	4,36
<i>Erythrophleum africanum</i>	0,00	2,74	4,05	0,00	1,00	3,67	0,00	0,57	4,41	0,00	4,31	12,13
<i>Julbernardia globiflora</i>	11,76	4,11	4,62	26,67	5,50	3,18	27,44	4,39	2,41	65,87	14,00	10,22
<i>Kigelia africana</i>	0,00	1,37	0,00	0,00	0,50	0,00	0,00	0,23	0,00	0,00	2,10	0,00
<i>Lagynias dryadum</i>	0,00	1,37	0,00	0,00	0,50	0,00	0,00	0,14	0,00	0,00	2,01	0,00
<i>Lannea schimperi</i>	0,00	1,37	0,00	0,00	0,50	0,00	0,00	0,32	0,00	0,00	2,19	0,00
<i>Margaritaria discoidea var. triplosphaera</i>	0,00	0,00	0,58	0,00	0,00	0,24	0,00	0,00	0,10	0,00	0,00	0,92
<i>Millettia stuhlmannii</i>	0,00	1,37	2,89	0,00	0,50	2,44	0,00	0,62	2,49	0,00	2,49	7,82
<i>Mundulea sericea</i>	0,00	0,00	1,16	0,00	0,00	0,49	0,00	0,00	0,16	0,00	0,00	1,81
<i>Mystroxydon aethiopicum subsp. schlechteri</i>	0,00	0,00	0,58	0,00	0,00	0,24	0,00	0,00	0,05	0,00	0,00	0,87
<i>Ochna Schweinfurthiana</i>	0,00	0,00	0,58	0,00	0,00	0,24	0,00	0,00	0,17	0,00	0,00	1,00
<i>Ozoroa obovata</i>	0,00	1,37	0,58	0,00	0,50	0,24	0,00	0,09	0,09	0,00	1,96	0,91
<i>Ozoroa sphaerocarpa</i>	0,00	0,00	1,16	0,00	0,00	0,49	0,00	0,00	0,22	0,00	0,00	1,86
<i>Parinari curatellifolia</i>	5,88	5,48	5,78	2,22	8,00	10,51	3,22	5,85	6,63	11,32	19,33	22,92
<i>Phyllocosmus lemaireanus</i>	0,00	0,00	2,89	0,00	0,00	1,71	0,00	0,00	1,34	0,00	0,00	5,94

<i>Pseudolachnostylis maprouneifolia</i>	5,88	6,85	4,62	4,44	5,50	6,36	1,74	4,18	7,64	12,07	16,53	18,62
<i>Pteleopsis myrtifolia</i>	5,88	1,37	3,47	2,22	0,50	1,96	3,77	0,20	1,40	11,87	2,07	6,82
<i>Pterocarpus angolensis</i>	5,88	8,22	6,36	13,33	9,00	7,33	17,67	8,78	11,21	36,88	26,00	24,90
<i>Pterocarpus rotundifolius</i>	0,00	2,74	1,73	0,00	2,00	1,22	0,00	1,22	0,86	0,00	5,96	3,82
<i>Securidaca longepedunculata</i>	0,00	0,00	0,58	0,00	0,00	0,24	0,00	0,00	0,10	0,00	0,00	0,92
<i>Sterculia apperidiculata</i>	0,00	0,00	0,58	0,00	0,00	0,24	0,00	0,00	0,05	0,00	0,00	0,87
<i>Strychnos madagascariensis</i>	0,00	1,37	0,58	0,00	1,00	0,73	0,00	0,20	0,39	0,00	2,57	1,70
<i>Swartzia madagascariensis</i>	0,00	4,11	4,05	0,00	3,00	2,93	0,00	1,46	2,48	0,00	8,57	9,46
<i>Syzgium caudatum</i>	5,88	0,00	0,58	6,67	0,00	0,24	3,09	0,00	0,19	15,64	0,00	1,01
<i>Tamarindus indica</i>	0,00	0,00	1,16	0,00	0,00	0,73	0,00	0,00	0,25	0,00	0,00	2,14
<i>Terminalia sericea</i>	5,88	1,37	2,31	8,89	0,50	3,42	7,43	0,14	1,56	22,20	2,01	7,29
<i>Uapaca zanguebarica</i>	5,88	1,37	2,31	4,44	2,50	1,71	9,77	1,07	2,90	20,10	4,94	6,93
<i>Uapaca kirkiana</i>	0,00	1,37	1,16	0,00	0,50	0,49	0,00	0,07	0,61	0,00	1,94	2,26
<i>Uapaca nitida</i>	0,00	0,00	0,58	0,00	0,00	0,73	0,00	0,00	0,65	0,00	0,00	1,97
<i>Vitex payos</i>	0,00	1,37	0,58	0,00	0,50	0,24	0,00	0,15	0,06	0,00	2,02	0,88
<i>Ximenea caffra</i>	0,00	0,00	1,16	0,00	0,00	0,73	0,00	0,00	0,26	0,00	0,00	2,15

ANEXO II: ANOVA TWO WAY com repetição da variável Biomassa graminal

	Sum of sq	df	Mean square	F	p (same)
Classe	33,1427	2	16,5713	0,679	0,5116
Fase	264,727	1	264,727	10,85	0,001785
Interaction	5,78695	2	2,89347	0,1186	0,8884
Within:	1269,12	52	24,4061		
Total:	1572,77	57			

Teste de comparação de médias de Mann-Whitney Pairwise da variável Biomassa graminal

		Q	p
Alta-BAQ	Alta-BDQ	0,8176	0,9777
Alta-BAQ	Baixa-BAQ	0,2	0,9999
Alta-BAQ	Media-BAQ	0,8564	0,9736
Alta-BDQ	Baixa-BDQ	0,5286	0,9957
Alta-BDQ	Media-BDQ	0,07988	1
Baixa-BAQ	Baixa-BDQ	2,213	0,5262
Baixa-BAQ	Media-BAQ	1,594	0,7916
Baixa-BDQ	Media-BDQ	0,7993	0,9795
Media-BAQ	Media-BDQ	4,075	0,04362

ANEXO III: ANOVA TWO WAY sem repetição da variável Altura

Anova: factor duplo sem repetição						
SUMÁRIO	Contagem	Soma	Média	Variância		
estrato inferior	3	1050	350	134400		
estrato medio	3	4360	1453,333	1340133		
estrato superic	3	1190	396,6667	124633,3		
Alta	3	430	143,3333	42033,33		
Baixa	3	2020	673,3333	302633,3		
Media	3	4150	1383,333	1261233		
ANOVA						
Fonte de variação	SQ	gl	MQ	F	valor P	Fcrítico
Estrato altura	2336067	2	1168033	5,33511	0,074344	6,944272
Classe sev	2322600	2	1161300	5,304354	0,074972	6,944272
Erro	875733,3	4	218933,3			
Total	5534400	8				

ANEXO IV: ANOVA TWO WAY sem repetição da variável Nível de dano

Anova: factor duplo sem repetição						
SUMÁRIO	Contagem	Soma	Média	Variância		
Alta	4	6,527428712	1,631857178	0,3025		
Baixa	4	6,651076232	1,662769058	0,7906		
Media	4	6,207938134	1,551984534	1,2684		
Queima apenas do mate	3	7,981572428	2,660524143	0,1099		
Queima do material cor	3	5,442582329	1,81419411	0,0477		
Queima de 40% da altur	3	2,968189518	0,989396506	0,3851		
Queima total	3	2,994098805	0,998032935	0,1554		
ANOVA						
Fonte de variação	SQ	gl	MQ	F	valor P	Fcrítico
Classe de severidade	0,026144526	2	0,013072263	0,0572	0,94487208	5,143253
Escala de Nivel de dano	5,714477892	3	1,904825964	8,3415	0,01462717	4,757063
Erro	1,370137425	6	0,228356237			
Total	7,110759843	11				

ANEXO V: ANOVA TWO WAY sem repetição da variável Sanidade

SUMÁRIO	Contagem	Soma	Média	Variância		
Alta	4	45	11,25	54,916667		
Baixa	4	202	50,5	2627,6667		
Media	4	410	102,5	9771,6667		
Completamente sa	3	378	126	13341		
Danos por fogo ou anim	3	162	54	1573		
Danos por homem	3	85	28,3333	524,33333		
Morta	3	32	10,6667	46,333333		
ANOVA						
Fonte de variação	SQ	gl	MQ	F	valor P	Fcrítico
Classe de severidade	16761,5	2	8380,75	3,5392096	0,096558	5,14325
Estado de sanidade	23154,9	3	7718,31	3,2594578	0,101567	4,75706
Erro	14207,8	6	2367,97			
Total	54124,3	11				

ANEXO VI: ANOVA TWO WAY sem repetição da variável Vigor

Anova: factor duplo sem repetição						
<i>SUMÁRIO</i>	<i>Contagem</i>	<i>Soma</i>	<i>Média</i>	<i>Variância</i>		
Alta	4	45	11,25	54,916667		
Baixa	4	202	50,5	2640,3333		
Media	4	410	102,5	8997,6667		
Copa formando cirulo completo	3	370	123,33	12326,333		
Copa de cirulo incompleto	3	168	56	2109		
Copa severamente danificada, po	3	86	28,667	486,33333		
Copa morta mas com individuo en	3	33	11	49		
ANOVA						
<i>Fonte de variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor P</i>	<i>Fcrítico</i>
Classe severidade	16761,5	2	8380,8	3,8152607	0,08529	5,143253
Escala do Vigor	21898,917	3	7299,6	3,3230946	0,0982	4,757063
Erro	13179,833	6	2196,6			
Total	51840,25	11				

~

ANEXO IX: Tabela de correlação linear múltipla de Pearson (Valores de p na linha e R múltiplo na coluna)

	Biomassa	DAP (cm)	H (m)	AB(m2/parcela)	N indivíduos	Severidade	Tipos_solc	Frequenci	Actilegais	Precipitac	Temperat	sev° TS	sev° F	sev° AI	sev° Pr	sev° T	TS° F	TS° AI
BiomassaAQ		0,95234	0,067608	0,93746	0,02366	0,24837	0,035022	0,14	0,16618	0,003664	0,12318	0,040409	0,14878	0,34164	0,32322	0,24162	0,013179	0,85415
DAP (cm)	-0,01161		3,81E-05	0,93746	0,02366	0,24837	0,035022	0,14	0,16618	0,003664	0,12318	0,040409	0,14878	0,34164	0,32322	0,24162	0,013179	0,85415
H (m)	-0,34407	0,68731		0,93746	0,02366	0,24837	0,035022	0,14	0,16618	0,003664	0,12318	0,040409	0,14878	0,34164	0,32322	0,24162	0,013179	0,85415
AB(m2/parcela)	0,015239	0,98771	0,66273		0,02366	0,24837	0,035022	0,14	0,16618	0,003664	0,12318	0,040409	0,14878	0,34164	0,32322	0,24162	0,013179	0,85415
N indivíduos	-0,41904	0,057216	0,28167	0,038897		0,24837	0,035022	0,14	0,16618	0,003664	0,12318	0,040409	0,14878	0,34164	0,32322	0,24162	0,013179	0,85415
Severidade	0,22142	-0,40659	-0,41896	-0,43478	-0,3032		0,035022	0,14	0,16618	0,003664	0,12318	0,040409	0,14878	0,34164	0,32322	0,24162	0,013179	0,85415
Tipos solo	0,39285	0,12469	-0,10419	0,14481	-0,0506	-0,07182		0,14	0,16618	0,003664	0,12318	0,040409	0,14878	0,34164	0,32322	0,24162	0,013179	0,85415
Frequencia	0,28085	-0,131	-0,31307	-0,09691	-0,1304	0,2666	-0,03223		0,16618	0,003664	0,12318	0,040409	0,14878	0,34164	0,32322	0,24162	0,013179	0,85415
Actilegais	-0,26414	-0,04976	0,04254	-0,05571	0,050946	-0,26324	-0,17468	-0,13242		0,003664	0,12318	0,040409	0,14878	0,34164	0,32322	0,24162	0,013179	0,85415
Precipitac	-0,5222	0,051329	0,43603	0,007669	0,068613	-0,0689	-0,20559	-0,41019	0,16462		0,12318	0,040409	0,14878	0,34164	0,32322	0,24162	0,013179	0,85415
Temperatur	0,29283	-0,13272	-0,46652	-0,13879	-0,27967	0,41817	-0,24812	0,24825	0,044078	-0,55732		0,040409	0,14878	0,34164	0,32322	0,24162	0,013179	0,85415
sev° TS	0,38279	-0,08159	-0,27166	-0,07747	-0,06512	0,33715	0,80034	0,19403	-0,23521	-0,30168	0,046606		0,14878	0,34164	0,32322	0,24162	0,013179	0,85415
sev° F	0,27501	-0,36703	-0,43127	-0,36827	-0,19352	0,86224	0,035986	0,65406	-0,29499	-0,2214	0,34859	0,42624		0,14878	0,34164	0,32322	0,24162	0,013179
sev° AI	-0,18314	-0,18967	-0,13652	-0,22127	-0,12721	0,2173	-0,26172	-0,11307	0,74731	0,29251	0,13967	-0,23324	0,036489		0,14878	0,34164	0,32322	0,24162
sev° Pr	0,18664	-0,40027	-0,38821	-0,43179	-0,30491	0,99722	-0,0937	0,24351	-0,24207	0,000801	0,3885	0,3088	0,84638	0,2511		0,14878	0,34164	0,32322
sev° T	0,22452	-0,40714	-0,42473	-0,43509	-0,30682	0,99988	-0,07256	0,26688	-0,262	-0,07739	0,42991	0,33571	0,86173	0,21765	0,99658		0,14878	0,34164
TS° F	0,45482	0,090735	-0,29541	0,10262	-0,15912	0,11843	0,90856	0,2	-0,24928	-0,33727	-0,00346	0,89447	0,25504	-0,24777	0,08935	0,11885		0,14878
TS° AI	-0,0357	0,2855	0,25109	0,30058	0,03749	-0,26431	0,4284	-0,27912	0,29138	0,073016	-0,34766	0,13014	-0,22375	0,027928	-0,264	-0,26551	0,1873	
TS° Pr	0,38002	0,12394	-0,09171	0,14452	-0,03931	-0,08274	0,99949	-0,04661	-0,16933	-0,19151	-0,26799	0,78994	0,232829	-0,26129	-0,1039	-0,0836	0,89714	0,43991
TS° T	0,39834	0,12423	-0,11029	0,14417	-0,05601	-0,06518	0,99988	-0,02505	-0,17732	-0,21233	-0,23809	0,80628	0,043093	-0,26205	-0,08742	-0,06588	0,91392	0,4224
F° AI	-0,07802	-0,09934	-0,03571	-0,09689	0,0423	-0,19474	0,20458	0,30505	0,84243	-0,08406	0,12643	-0,18286	-0,08183	0,60692	-0,18651	-0,19344	-0,19249	0,030512
F° Pr	0,23839	-0,12567	-0,27257	-0,09432	-0,11984	0,2743	-0,05857	0,99624	-0,13546	-0,33438	0,20489	0,16898	0,65927	-0,09681	0,25665	0,27378	0,16838	-0,28783
F° T	0,28851	-0,13278	-0,32335	-0,09876	-0,13788	0,27329	-0,03355	0,9997	-0,12874	-0,42346	0,27031	0,19544	0,65763	-0,10944	0,24948	0,2739	0,20143	-0,2803
AI° Pr	-0,2743	-0,04969	0,047741	-0,05686	0,046032	-0,25775	-0,17586	-0,15652	0,99924	0,18774	0,037511	-0,2394	-0,29961	0,75653	-0,23517	-0,25657	-0,25428	0,30005
AI° T	-0,26246	-0,05306	0,038419	-0,05932	0,050398	-0,2607	-0,17829	-0,12875	0,99993	0,1619	0,050302	-0,23557	-0,29269	0,74845	-0,23961	-0,25941	-0,24979	0,2815
Pr° T	-0,48864	0,00595	0,3209	-0,04757	-0,03237	0,089543	-0,33929	-0,37767	0,21082	0,94201	-0,24641	-0,3313	-0,11619	0,39905	0,1589	0,084353	-0,39426	-0,05491
sev° TS° F	0,34945	-0,08247	-0,32695	-0,0804	-0,09613	0,38668	0,72931	0,27046	-0,23534	-0,31769	0,10955	0,98362	0,49143	-0,21069	0,35753	0,38567	0,88637	0,071769
sev° TS° AI	0,18373	0,24865	0,026591	0,23422	0,006751	-0,15112	0,47952	-0,07409	0,197	-0,08019	-0,18572	0,2775	-0,07077	0,046787	-0,16037	-0,15141	0,39105	0,83139
sev° TS° Pr	0,37847	-0,08312	-0,26597	-0,07888	-0,05853	0,33745	0,79989	0,18908	-0,23383	-0,29639	0,04011	0,99988	0,42544	-0,23355	0,30335	0,33592	0,89028	0,13286
sev° TS° T	0,38341	-0,08173	-0,27401	-0,07761	-0,06772	0,33806	0,79937	0,19632	-0,23582	-0,30346	0,049619	0,99998	0,42747	-0,23308	0,30961	0,33665	0,89531	0,128
sev° F° AI	-0,08119	-0,16983	-0,11194	-0,19229	-0,04325	0,19344	-0,2393	0,22918	0,70217	0,10542	0,14671	-0,18873	0,19033	0,89862	0,21586	0,1936	-0,19414	-0,03327
sev° F° Pr	0,24829	-0,36199	-0,40493	-0,36559	-0,19053	0,86861	0,017168	0,64348	-0,28626	-0,17333	0,32952	0,4066	0,99849	0,058937	0,8566	0,86771	0,23194	-0,22752
sev° F° T	0,27821	-0,36794	-0,43598	-0,36906	-0,19713	0,86279	0,036433	0,65377	-0,2942	-0,22738	0,35657	0,42573	0,99994	0,036921	0,84657	0,86245	0,25594	-0,22365
sev° AI° Pr	-0,18645	-0,19289	-0,13356	-0,22531	-0,13739	0,22748	-0,26286	-0,12644	0,73576	0,30908	0,13647	-0,2349	0,038343	0,99946	0,26242	0,22779	-0,25049	0,026568
sev° AI° T	-0,18275	-0,19077	-0,13781	-0,22247	-0,12748	0,21829	-0,26268	-0,11223	0,74714	0,29136	0,14241	-0,23314	0,037183	0,99998	0,25207	0,21868	-0,24768	0,024684
sev° Pr° T	0,19003	-0,40105	-0,39424	-0,43235	-0,30866	0,99764	-0,09437	0,24398	-0,24088	-0,00784	0,40056	0,30767	0,84638	0,25164	0,99988	0,99723	0,08994	-0,26533
TS° F° AI	0,19578	0,24341	0,011792	0,22724	0,004688	-0,14207	0,4773	-0,06	0,18863	-0,08916	-0,17132	0,23832	-0,06007	0,047465	-0,15183	-0,1423	0,39969	0,81092
TS° F° Pr	0,44956	0,087518	-0,28991	0,099637	-0,15046	0,11475	0,91465	0,1922	-0,2495	-0,32971	-0,01711	0,89639	0,25111	-0,25014	0,085941	0,11507	0,99974	0,19178
TS° F° T	0,45645	0,091217	-0,29799	0,10306	-0,16296	0,12155	0,90544	0,20377	-0,24935	-0,34061	0,003155	0,8946	0,25812	-0,24691	0,092343	0,12201	0,99995	0,18458
TS° AI° Pr	-0,0427	0,28508	0,25703	0,30105	0,038286	-0,26652	0,42427	-0,28426	0,29282	0,077633	-0,351	0,12455	-0,2275	0,027149	-0,2659	-0,26775	0,17954	0,99983

TS° Pr	TS° T	F° AI	F° Pr	F° T	AI° Pr	AI° T	Pr° T	sev° TS° F	sev° TS° AI	sev° TS° Pr	sev° TS° T	sev° F° AI	sev° F° Pr	sev° F° T	sev° AI° Pr	sev° AI° T	sev° Pr° T	TS° F° AI	TS° F° Pr	TS° F° T
0,042009	0,032335	0,68746	0,21301	0,12907	0,14988	0,16899	0,007153	0,063153	0,34005	0,042919	0,40006	0,67545	0,19405	0,14392	0,33283	0,34269	0,32346	0,30876	0,014418	0,012813
0,5218	0,52084	0,60816	0,51596	0,4923	0,79797	0,78458	0,97556	0,67062	0,19337	0,66817	0,6734	0,37844	0,053653	0,049557	0,3161	0,32154	0,031069	0,20324	0,65168	0,63793
0,63613	0,56899	0,8541	0,15257	0,087077	0,80574	0,84315	0,089643	0,083422	0,89109	0,16315	0,15033	0,56318	0,029333	0,01807	0,48975	0,47592	0,034327	0,95159	0,12713	0,11641
0,45448	0,45557	0,61709	0,62649	0,61027	0,76954	0,75987	0,80644	0,67844	0,22135	0,68419	0,68903	0,31764	0,05114	0,044814	0,23993	0,24607	0,019163	0,23583	0,60708	0,59473
0,83955	0,77291	0,82753	0,53578	0,47569	0,81257	0,79515	0,86761	0,61984	0,97228	0,76299	0,72708	0,82372	0,32216	0,30537	0,47725	0,50599	0,10328	0,98074	0,45393	0,39833
0,66958	0,73993	0,31139	0,14988	0,15144	0,17705	0,17196	0,64414	0,038252	0,43392	0,073419	0,072872	0,31469	0,10109	0,17509	0,23532	0,25529	5,90E-33	0,46225	0,55336	0,52994
6,10E-42	2,96E-50	0,28708	0,76281	0,86282	0,36151	0,3548	0,071763	7,19E-06	0,008485	0,92401	1,99E-07	0,2112	0,92957	0,85117	0,16832	0,16862	0,62629			

ANEXO X: Tabela resumida de correlacção linear múltipla de Pearson

		TS*Pr	TS*T	Sev*T	Sev*Pr*T	Sev*F*Pr	Sev*F*T
Biomassa	Valor P	0,04	0,03	0,24	0,33	0,19	0,14
	R multiplo	0,38	0,39	0,22	0,19	0,24	0,27
Altura	Valor de P	0,63	0,56	0,02	0,03	0,03	0,01
	R multiplo	-0,09	-0,11	-0,42	-0,39	-0,4	-0,43
Area basal	Valor de P	0,45	0,45	0,01	0,01	0,05	0,04
	R multiplo	0,14	0,14	-0,43	-0,43	-0,36	-0,36
DAP	Valor de P	0,52	0,52	0,02	0,03	0,05	0,05
	R multiplo	0,12	0,12	-0,4	-0,4	-0,36	-0,36

ANEXO XI: Ficha de campo para o arvores adultas

Província _____ Distrito _____ Posto administrativo _____

Tipo de Floresta _____ Clusters N^o. _____ Parcela N^o. _____

Lat: _____ Log: _____ Data ____/____/____. Número da ficha _____

Nr	Nome da Espécie	Local	DAP (cm)	HT(m)	%CC	Vigor	Nível dano	de	Observações
	Científico								
1									
2									
3									
4									
5									
6									
7									
8									
9									

10								
11								
12								
13								
14								
15								
16								
17								
18								
19								
20								
21								

Legenda:

DAP___Diâmetro a altura do peito

HT___ Altura Total da arvore

%CC___ Percentagem de cobertura da copa

ANEXO XII: Ficha de campo para vegetação graminal

Província _____ Distrito _____ Posto administrativo _____

Tipo de Floresta _____ Clusters N^o: _____ Parcela N^o: _____ Subparcela N

Lat: _____ Log: _____ Data ___/___/____. Número da ficha _____

	Nome da Espécie			Observação
	Científico	Local	Altura (cm)	
1				
2				
3				
4				
5				
6				
7				
8				
9				
10				
11				
12				
13				
14				

ANEXO XIII: Vigor e sanidade das árvores

a) Vigor

Para avaliação do vigor da árvore será considerada a forma da copa e a sua assimetria em relação ao tronco, pois são indicativos da sua capacidade fotossintética e da sua correlação com o estágio de desenvolvimento até à mortalidade do indivíduo, com as seguintes pontuações:

a.1. copa formando um círculo completo e projecção simétrica ao redor do fuste - **4 pontos;**

a.2. copa de círculo incompleto e distintivamente assimétrica ou fina -----**3 pontos;**

a.3. copa severamente danificada com poucos ramos e sinais de mortalidade, com o seu círculo ocupando menos de metade da projecção de uma copa normal ou indivíduo vivo sem copa -----
----- **2 pontos;**

a.4. copa morta ou aparentemente morta, mas o indivíduo mantém-se em pé ----- **1 ponto.**

Será levada em consideração a caducidade das árvores, pois, os indivíduos perdem, parcial ou totalmente, as suas folhas na época seca. Nestes casos, os indivíduos serão pontuados pela sua forma de copa e assimetria dos ramos de acordo às classes acima descritas (Fernandes *et al.*, 2020).












Classes / pontuação	Projeção da Copa	Características da copa	
a.1...(4)			
a.2...(3)			
a.3...(2)			
a.4...(1)			

Fig. 2: Avaliação do vigor quanto a forma da copa e sua assimetria em relação ao tronco.

Fonte: Chiconela, (2019)

b) Sanidade

Para a sanidade será avaliada a condição da árvore e a possibilidade de podridão ou mortalidade devido a danos causados por animais, insetos, fungos, doenças e presença de fogo e será pontuada nas seguintes classes:

b.1. completamente sã ----- **4 pontos;**

b.2. danificada por efeito de relâmpagos, fogo ou acção animal, com possibilidade de recuperação
-----**3 pontos;**

b.3. danificada por acção humana (extracção da casca para fabrico de colmeias, canoas e outros usos), existência de cavidades (acção humana ou natural), e possível estrangulamento por lianas e/ou epífitos, com fracas possibilidades de recuperação ----- **2 pontos;**

b.4. Morta (em pé ou tombada) por diversas causas ----- **1 ponto;**

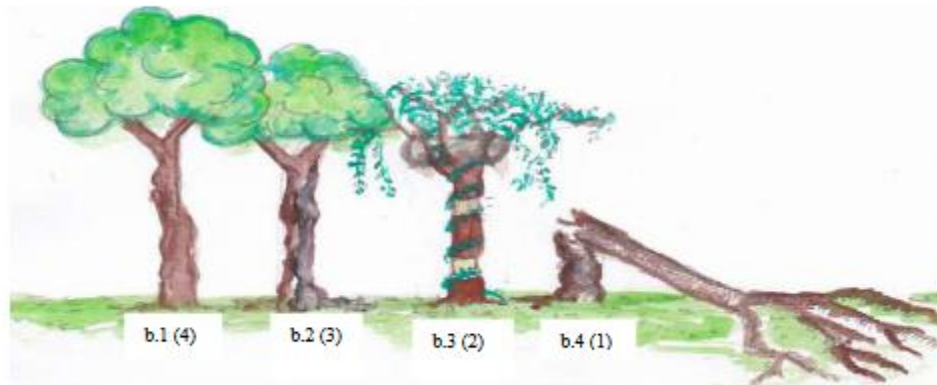
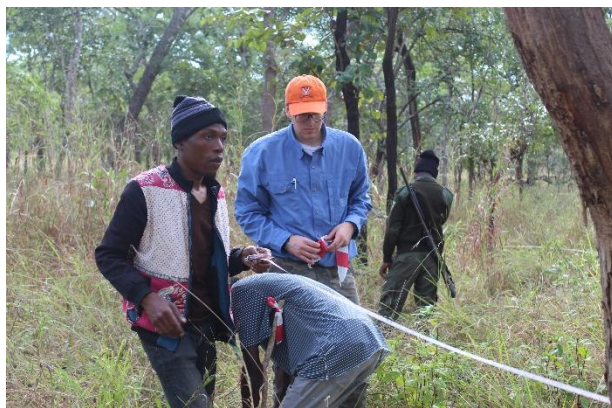


Fig. 3. Determinação da Sanidade da árvore

Fonte: Chiconela, (2019)

ANEXO XIV: Alguns registos do trabalho de campo



Dimensionamento das parcelas



Levantamento de dados ambientais gerais e altimétricos



Colecta de dados da vegetação graminal



Mensuração do DAP



Propagação do fogo na parcela



Queimada



Parte da parcela com vegeta graminal consumida



Parte da equipe do projecto no qual o presente estudo se enquadra