



FACULDADE DE AGRONOMIA E ENGENHARIA FLORESTAL

DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL

Licenciatura em Engenharia florestal

PROJECTO FINAL

Avaliação dos impactos da severidade de queimadas sobre a estrutura, composição florística e diversidade da regeneração natural lenhosa do Miombo do Parque Nacional de Gilé.

Autor:

Joana Lizardo Govene

Supervisionado por:

Doutor Victorino A. Buramuge

Co-supervisionado por:

Professora Doutora Natasha S. Ribeiro

Mestre João C. Domingos

Maputo, Junho 2026

RESUMO

A regeneração natural de espécies arbóreas constitui um dos extractos mais sensíveis aos impactos das queimadas no Miombo. Dentre os factores de regime de queimadas que influenciam a regeneração, destaca-se a severidade de queimada, que afecta directamente a capacidade de restauração da vegetação pós-queimada. Este estudo teve como objectivo avaliar a influência da severidade de queimadas sobre a estrutura, composição florística e diversidade da regeneração natural lenhosa do Miombo do Parque Nacional de Gilé. Os impactos da severidade das queimadas na vegetação foram avaliados com base no mapa de severidade de queimadas para o ano de 2022, o qual foi categorizado em três classes nomeadamente baixa, média e alta severidade. As três classes de severidade foram usadas como unidades de amostragem, tendo sido estabelecidas 29 subparcelas para avaliar a regeneração natural estabelecida ($5 \leq \text{DAP} < 10$ cm), em subparcelas de 10×10 m, e a não estabelecida ($\text{DAP} < 5$ cm), em subparcelas de 5×5 m. Nas subparcelas foram registados, todos indivíduos vivos e mortos, incluindo suas características estruturais e origem. A análise incluiu variáveis estruturais (abundância, diâmetro, altura e área basal), riqueza e índices de diversidade (Shannon, Simpson). Foi analisada igualmente a influência da severidade das queimadas, factores ambientais e actividades antrópicas na estrutura e composição da vegetação. Os resultados mostraram que a severidade das queimadas influencia significativamente na estrutura da vegetação, com queimadas de média severidade a favorecerem determinadas espécies tolerantes ao fogo, enquanto áreas de baixa severidade apresentaram melhor desempenho de espécies mais sensíveis. Além disso, verificou-se que a severidade do fogo, aliada à temperatura e ao tipo de solo, impacta negativamente a estrutura florestal, reduzindo diâmetro, altura e área basal das árvores. A composição florística mostrou pouca variação na regeneração inicial, mas alterações foram observadas na regeneração estabelecida sob alta severidade. A riqueza e de espécies foram maiores em áreas de baixa e média severidade, sendo reduzidas em áreas de alta severidade. Conclui-se que queimadas severas comprometem a estrutura e diversidade da regeneração natural, enquanto níveis moderados de severidade podem favorecer determinados grupos de espécies. Assim, a gestão controlada do fogo é essencial para a conservação e sustentabilidade das florestas de miombo.

Palavras-chave: Áreas protegidas, estrutura e composição das espécies, regeneração estabelecida, regeneração não estabelecida, queimadas.

ABSTRACT

The natural regeneration of tree species is one of the most sensitive strata to the impacts of wildfires in the Miombo forest. Among the factors of the wildfire regime, that influence regeneration, wildfire severity stands out, directly affecting the post-fire restoration capacity of the vegetation. This study aimed to evaluate the influence of wildfire severity on the structure, floristic composition, and diversity of natural woody regeneration in the Miombo forest of Gilé National Park. The impacts of wildfire severity on vegetation were assessed based on the wildfire severity map for 2022, which was categorized into three classes: low, medium, and high severity. The three severity classes were used as sampling units, with 29 subplots established to assess established natural regeneration ($5 \leq \text{DBH} < 10$ cm) in 10×10 m subplots, and non-established regeneration ($\text{DBH} < 5$ cm) in 5×5 m subplots. All living and dead individuals were recorded in the subplots, including their structural characteristics and origin. The analysis included structural variables (abundance, diameter, height, and basal area), richness, and diversity indices (Shannon, Simpson). The influence of fire severity, environmental factors, and anthropogenic activities on vegetation structure and composition was also analyzed. The results showed that fire severity significantly influences vegetation structure, with medium-severity fires favoring certain fire-tolerant species, while low-severity areas showed better performance of more sensitive species. Furthermore, it was found that fire severity, combined with temperature and soil type, negatively impacts forest structure, reducing the diameter, height, and basal area of trees. Floristic composition showed little variation in initial regeneration, but changes were observed in established regeneration under high severity. Species richness was higher in areas of low and medium severity, and reduced in areas of high severity. It is concluded that severe fires compromise the structure and diversity of natural regeneration, while moderate levels of severity can favor certain groups of species. Thus, controlled fire management is essential for the conservation and sustainability of miombo forests.

Keywords: Protected areas, species structure and composition, established regeneration, non-established regeneration, wildfires

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho,

Em primeiro lugar, e de forma muito especial ao meu Pai (Lizardo Guerreiro António Govene), por acreditar e apostar em mim incansavelmente, pela sua confiança, amor, força e pelos conselhos transmitidos.

Minha mãe (Sandra Amélia Felimão) pelo apoio incondicional, protecção, sobretudo por estar sempre do meu lado (Kanimambo mamana).

Aos meus irmãos, Teodomiro E. Lizardo Govene, Percina Marlen Vembane, pelo apoio Moral.

A Joana Zitha, Kátia Gizela e Luísa Fernando Conde, fontes de inspiração e apoio moral.

Dedico este trabalho em memória a minha tia Alzira da Consceição Felimão, avô Diogo Mawai, avó Julieta Cossa e do avô António Govene.

Aos meus sobrinhos Lizardo Teodomiro (Hosy), Catarina Teodomiro (Rainha) e Wesley Dimande cujo desejo é que eles possam crescer almejando os mesmos passos da formação.

A toda minha Família Govene e Mawai, dedico!

AGRADECIMENTO

Em primeiro, agradeço a Deus pelo dom da vida, saúde, sabedoria e pelos sucessos e fracassos ao longo da minha vida e trajectória académica.

À Fundação para a Conservação da Biodiversidade (BIOFUND) pelo apoio financeiro através do Projecto Promove; à Faculdade de Agronomia e Engenharia Florestal da UEM, à Universidade de Lisboa, à Nitidae e à Administração Nacional das Áreas de Conservação (ANAC), através da PNAG pela parceria e colaboração na realização deste estudo.

De forma especial, ao meu supervisor Doutor Victorino Buramuge pela confiança, dedicação paciência e valiosas críticas e sugestões ao longo da orientação deste trabalho;

Aos meus co-supervisores Professora Doutora Natasha Sofia Ribeiro e ao Mestre João Domingos pela grande paciência, dedicação e acompanhamento durante a elaboração do presente trabalho.

O meu agradecimento estende-se igualmente à equipe do campo: Doutora Annae Senkoro, Sérgio Nhacudima (que Deus o tenha), Alzido Macamo, Ernesto Boane, Esménia Magaia e Jonathan Swap, pelo apoio, paciência, e colaboração na recolha de dados.

A todos os Professores e funcionários da FAEF-UEM, especialmente do Departamento de Engenharia Florestal, pelo apoio ao longo da minha formação (Kanimambo).

Aos meus colegas Eng. Admiro Macuacua, Eng. Álvaro Timotio, Arsénio Leonardo Dinis, Eng. Elton Tonela, Hercílio Alzido Macamo, Eng. Lúcia Salvador Comé, Eng. Nascir Carlos Morreira, Nélia Dércio Massinga, Eng. Odio Alzido Macamo, Parruque Victor, pelo apoio prestado nos momentos mais difíceis da minha formação.

Aos meus Amigos Mestre Aide Anselmo Farão, Eng. Ângela Paula Muthemba, Delfina Camilo Manusse, Eng. Djanina Sofia Mendes, Mestre Hermenegildo Mandlate, Mestre João Domingos, Leocádia Raimundo Matsinhe e Eng. Salima Alfredo Tembe, pelo carinho, amizade e apoio prestado em todos os momentos fora e dentro da minha formação. E a todos aqueles que de forma directa ou indirecta apoiaram neste processo, vai o meu muito obrigado.

Ngovendeeee! Muzui

ÍNDICE	
RESUMO	i
ABSTRACT	iii
AGRADECIMENTO	v
1.INTRODUÇÃO	1
1.1. Generalidade	1
1.2. Problema de estudo e Justificativa	3
1.3. OBJECTIVOS.....	4
1.3.1. Objectivo geral.....	4
1.3.2. Objectivos específicos	4
1.4. Questões de pesquisa	4
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	5
2.1. Regeneração do miombo	5
2.2 Distúrbios na regeneração da floresta de Miombo	6
2. 2.1 Queimadas.....	7
2.3 Mortalidade florestal	9
3. MÉTODOLOGIA	10
3.1 Descrição da área de estudo.....	10
3.1.2 Clima, relevo, hidrologia, vegetação e solos	10
3.1.3 Regime de queimadas no PNAG.....	11
3.2. Colecta de dados	11
3.3. Análise de dados	15
3.3.1 Estrutura da comunidade	15
3.3.2. Diversidade de espécies.....	19
3.4. Relação entre variáveis ambientais e parâmetros da vegetação.....	21
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	22
4.1. Composição de espécies	22
4.2. Estratégias de regeneração.....	26
4.3. Diversidade das espécies	28
4.4. Dissimilaridade de espécies sob extractos de severidade de queimadas	32
4.5. Estrutura horizontal	34
4.6. Estrutura vertical da floresta de Miombo	36
4.7. Distribuição diamétrica.....	39
4.8. Interação entre a severidade de queimadas e factores ambientais	41
4.9. Principais danos causados pelo fogo	43
4.9.1 Estado de sanidade	43
4.9.2 Estado de vigor das espécies	45

4.10. Mortalidade das espécies em regeneração natural	47
5. Conclusão	50
6. Recomendações.....	51
7. Referências Bibliográficas.....	52

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Categorização da severidade de queimadas segundo a revista Northwest Fire Science Consortium, 2018.....	8
Tabela 2. Classificação da severidade de queimadas com base no dNBR.....	12
Tabela 3. Classes de severidade de queimadas, associadas as áreas inventariada e respectivas distribuições das parcelas	12
Tabela 4: Índices de diversidade de Shannon e Simpson sob diferentes classes de severidade de queimadas	28

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Relação entre método de regeneração e os tipos de perturbação na floresta de Miombo	7
Figura 2. Localização geográfica do Parque nacional do Gilé, na Província de Zambézia	10
Figura 3. Distribuição das parcelas por classe de severidade das queimadas	13
Figura 4. Esquema da unidade amostral, mostrando as subparcelas para a avaliação da regeneração natural	14
Figura 5. Distribuição da riqueza de espécies entre famílias botânicas sob extractos de severidade das queimadas (baixa, média, alta) para (a) regeneração natural não estabelecida e (b) regeneração estabelecida.....	22
Figura 6. Densidade da regeneração natural em diferentes extractos de severidade das queimadas (baixa, média, alta): (a) não estabelecida e (b) estabelecida.	23
Figura 7. Formas de regeneração por extracto de severidade de queimada	26
Figura 8. Diversidade de espécies nos extractos de baixa, média e alta severidade das queimadas e o intervalo de confiança de 95% (sombreamento), de acordo com o número efectivo de espécies, A: riqueza de espécies ($q = 0$), B: Índice de Shannon ($q = 1$), C: Índice de Simpson ($q = 2$).	30

Figura 9. Diversidade de espécies de regeneração natural estabelecida nos extractos baixa e média severidade e intervalo de confiança de 95% (sombreamento), em cada ordem, A: riqueza ($q = 0$) de espécies, B: Shannon ($q = 1$), C: Simpson ($q = 2$).....	31
Figura 10. Escalonamento multidimensional não-métrica (nMDS) em função aos extractos de severidade de queimadas para regeneração natural não estabelecida (a) e regeneração natural estabelecida (b)	33
Figura 11 Estrutura vertical da vegetação estabelecida em função a severidade das queimadas.	37
Figura 12. Distribuição diamétrica da regeneração estabelecida nos estratos de baixa e média severidade	39
Figura 13. Estado Sanitário dos indivíduos em regeneração natural no PNAG.....	43
Figura 14. Estado de vigor dos indivíduos em regeneração natural no PNAG	46
Figura 15. Densidade de indivíduos mortos (a) regeneração natural não estabelecida e (b) regeneração natural estabelecida.....	48

SIGLÁRIO

ANAC	Administração Nacional das Áreas de Conservação
BIOFUND	Fundação para a Conservação da Biodiversidade
D ₀	Diamêtro da Base
DAP	Diâmetro a altura do peito
MICOA	Ministério para a Coordenação da Acção Ambiental
MITADER	Ministério da Terra, Ambiente e Desenvolvimento Rural de Moçambique
PNAG	Parque Nacional de Gilé

1. INTRODUÇÃO

1.1. Generalidade

O Miombo constitui um dos tipos de formações florestais mais representativos do continente africano, cobrindo aproximadamente 10% da área florestal, estendendo-se numa área de cerca de 1,9 milhões de km², distribuídos por sete países (Moçambique, Malawi, Tanzânia, Zimbábue, Zâmbia, Angola e República Democrática do Congo) (Dziba *et al.*, 2020). Esta floresta é conhecida pela sua elevada riqueza de espécies, destacando-se os géneros *Brachystegia*, *Julbernadia* e *Isoberlinia* (Njoghomi, 2021).

Para além do seu valor ecológico, estas florestas desempenham um papel fundamental no sustento de cerca de 100 milhões de populações, fornecendo bens e serviços essenciais como energia, alimentos, materiais de construção e regulação climática (Aquino *et al.*, 2018, Timberlake & Chidumayo, 2011).

Apesar dessa importância, o miombo é um ecossistema altamente dinâmico, cuja estrutura e funcionamento são fortemente influenciados por perturbações naturais e antrópicas, com destaque para o fogo (Ribeiro *et al.*, 2020). As queimadas, frequentemente associadas a práticas como a agricultura itinerante, são um elemento recorrente neste sistema e podem contribuir para a sua manutenção ecológica (Miombo Network, 2016). No entanto, quando ocorrem com elevada frequência e intensidade, tornam-se um factor de degradação, comprometendo a regeneração da vegetação e a estabilidade do ecossistema (Ameja *et al.*, 2022).

No que se refere a regeneração, indivíduos jovens são mais afectados negativamente por queimadas frequentes, sofrendo danos ou morte, o que reduz a probabilidade de transição para as classes adultas. Porém, as queimadas frias prescritas podem promover a regeneração devido aos efeitos de baixa intensidade na quebra de dormência das sementes. Queimadas no fim da época seca são mais destrutivas relativamente aos da época chuvosa ou do início da época seca (Ryan & Williams, 2011).

Nos últimos anos, a intensificação das actividades humanas tem aumentado a ocorrência de queimadas severas, agravando processos como a fragmentação florestal e a perda de biodiversidade (Miombo Network, 2016). Este cenário levanta preocupações sobre a capacidade de recuperação do Miombo e sobre os impactos a longo prazo na sua estrutura e funcionamento.

Embora existam diversos estudos sobre o papel do fogo no ecossistema de miombo, ainda persistem lacunas significativas no que diz respeito aos efeitos da severidade das queimadas, particularmente sobre a regeneração natural da vegetação. Esta limitação no conhecimento dificulta a compreensão dos mecanismos de resposta do ecossistema e compromete a definição de estratégias eficazes de gestão e conservação.

Diante disso, este estudo torna-se essencial para aprofundar o conhecimento sobre como diferentes níveis de severidade do fogo influenciam a regeneração do miombo do Parque Nacional do Gilé (PNAG), de modo a contribuir para uma gestão mais sustentável deste ecossistema.

1.2. Problema de estudo e Justificativa

O Parque Nacional do Gilé (PNAG) é uma das áreas de conservação em Moçambique caracterizada por extensas formações de miombo de elevada diversidade de espécies de flora e fauna, constituindo assim uma área chave para a conservação da biodiversidade (Fusari *et al.*, 2010). Embora não possua população humana habitando dentro dela, o Parque sofre pressões das populações que residem ao seu redor, o que ameaça a integridade desse ecossistema (Montfort *et al.*, 2021).

As actividades humanas na Zona tampão do PNAG constituem as principais ameaças à biodiversidade da área, particularmente a agricultura itinerante onde o fogo é usado para a abertura de machambas, actividades extrativas ilegais e a caça furtiva. O fogo de causa humana é o principal responsável pelo grande número de queimadas descontroladas que anualmente ocorrem na área, representando um perigo significativo para a vegetação (Fusari *et al.*, 2010).

Embora as florestas de Miombo sejam ecossistemas naturalmente adaptados ao fogo, a recorrência e as características das queimadas podem comprometer os processos de regeneração natural, alterando a estrutura, composição florística e a dinâmica destes ecossistemas.

Embora existam estudos que abordam os impactos do fogo no miombo: Zolho (2005), Ribeiro *et al.* (2008), Ryan e Williams (2011), Mwansa (2018), Chinder (2020) e Salimo *et al.* (2025), estes concentram-se maioritariamente na frequência e intensidade das queimadas, sendo ainda escasso o conhecimento sobre os efeitos da severidade do fogo um parâmetro directamente relacionado com a magnitude dos danos causados à vegetação (Keeley, 2009). Esta lacuna é ainda mais evidente em Moçambique, onde não existem estudos específicos sobre este tema, e é igualmente limitada a nível do ecossistema de miombo no contexto regional e internacional.

A ausência desta informação limita a compreensão dos impactos reais do fogo sobre a regeneração natural, dificultando a previsão da dinâmica da vegetação e comprometendo a definição de estratégias eficazes de manejo e conservação. Como consequência, práticas de gestão do fogo podem tornar-se inadequadas, colocando em risco a sustentabilidade do ecossistema e a conservação da biodiversidade no PNAG.

Diante disso, a realização deste estudo justifica-se pela sua relevância científica e prática, ao contribuir para o preenchimento desta lacuna de conhecimento sobre a severidade das

queimadas e seus efeitos na regeneração do miombo. Os resultados esperados poderão subsidiar estratégias de gestão do fogo, apoiar acções de conservação e promover o uso sustentável dos recursos naturais na zona tampão do parque. Além disso, o estudo reforça a base científica para a tomada de decisões no âmbito do plano de manejo do PNAG e dos programas de monitoria, contando com o apoio de instituições nacionais e internacionais, o que evidencia a sua relevância e aplicabilidade.

1.3. OBJECTIVOS

1.3.1. Objectivo geral

Avaliar os impactos da severidade de queimadas sobre a estrutura, composição florística e diversidade da regeneração natural lenhosa do Miombo do Parque Nacional de Gilé.

1.3.2. Objectivos específicos

- i. Determinar a estrutura da regeneração natural estabelecida;
- ii. Analisar o efeito da severidade das queimadas na diversidade e composição florística da regeneração natural das espécies lenhosas;
- iii. Analisar os principais danos causados pelo fogo a componente da regeneração natural;
- iv. Determinar como a severidade das queimadas, associada a variáveis ambientais e antrópicas, influencia a regeneração natural de miombo.

1.4. Questões de pesquisa

- I. Qual é o efeito da severidade do fogo sobre estrutura e composição da regeneração natural?
- II. Como a severidade do fogo influencia a diversidade da regeneração natural?
- III. Quais são os principais danos causados pelo fogo a regeneração natural?
- IV. Como a severidade do fogo em interação com factores ambientais, influencia parâmetros da regeneração natural?

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Regeneração do miombo

A regeneração natural constitui uma importante característica funcional das plantas para a sustentabilidade dos ecossistemas, representando o processo contínuo de substituição de indivíduos adultos por juvenis através de fluxos de entradas e saídas no ecossistema (Hofiço, 2021). No miombo, este processo envolve a renovação da cobertura vegetal através da reprodução vegetativa e emergência de plântulas, sendo considerado um dos principais estoques de diversidade e representando a futura composição florística da área (Sousa, 2014; Nghonda *et al.*, 2024).

Este processo pode ser analisado tanto de forma dinâmica, como a renovação da cobertura vegetal ao longo do tempo, quanto de forma estática, considerando a estrutura e a distribuição dos indivíduos jovens presentes na área (Costa *et al.*, 2019; Chami, 2008). No ecossistema do miombo, a regeneração natural é favorecida por adaptações das espécies às perturbações frequentes, a maioria das espécies possui a capacidade de produzir rebentos a partir das raízes e apresenta botões epicórmicos, que permitem a regeneração do cepo (toiça) quando a parte aérea é removida ou danificada pelo fogo ou por outros agentes de perturbação (Hofiço, 2021).

Segundo Fernandes *et al.* (2020), a regeneração natural engloba todos os indivíduos com diâmetro até 10 cm. Neste contexto, as plantas do estracto inferior da floresta, com diâmetro da base (Do) inferior a 5 cm, constituem a regeneração não estabelecida, enquanto as plantas do estracto intermédio, com diâmetro à altura do peito (DAP) igual ou superior a 5 cm e inferior a 10 cm, representam a regeneração estabelecida, apresentando maior probabilidade de atingir a fase adulta.

A regeneração natural constitui um importante indicador do estado de conservação da floresta, refletindo a sua capacidade de renovação e continuidade. Assim, a ausência de regeneração de determinadas espécies pode comprometer a sua persistência na comunidade vegetal, aumentando o risco de extinção local e evidenciando a necessidade de medidas de conservação (Avila, 2010). Além disso, a regeneração contribui para a recuperação das funções ecossistémicas, nomeadamente o sequestro de carbono, a ciclagem de nutrientes e a regulação hidrológica, reforçando a resiliência dos ecossistemas perante as perturbações (Avila, 2010; Chama *et al.*, 2018). Contudo, o sucesso da regeneração natural depende da sobrevivência dos indivíduos jovens, a qual é condicionada por diversos factores, como as queimadas, a herbivoria, a competição por recursos e as condições climáticas adversas. Como consequência, apenas os indivíduos mais

vigorosos conseguem persistir e integrar a estrutura adulta da floresta (Hofiço, 2021; Myonga, 2019).

2.2 Distúrbios na regeneração da floresta de Miombo

A regeneração das florestas de miombo é influenciada por diferentes distúrbios ecológicos que condicionam a dinâmica, estrutura e composição florística destas formações vegetais (Ribeiro *et al.*, 2020). Esses distúrbios afectam a capacidade de germinação, recrutamento e rebrotação das espécies, podendo favorecer tanto a recuperação quanto a degradação do ecossistema (Chazdon, 2003). Assim, a regeneração resulta da interação entre factores edáficos, climáticos e biológicos, os quais determinam o sucesso da recuperação da vegetação (Chama *et al.*, 2018). Os factores edáficos exercem influência directa sobre o desenvolvimento da vegetação, uma vez que as características físicas e químicas do solo condicionam a disponibilidade de água, nutrientes e aeração (Avila, 2010). Nas florestas de miombo, os solos são geralmente pobres em nutrientes e ácidos, limitando o crescimento inicial das plantas e favorecendo espécies adaptadas a ambientes de baixa fertilidade (Montfort *et al.*, 2021).

Os factores climáticos, especialmente secas e inundações, afectam significativamente a regeneração das espécies de miombo, influenciando a produção de sementes, germinação e sobrevivência das plântulas (Syampungani *et al.*, 2020). O aquecimento climático tende a reduzir a produção de frutos e sementes, comprometendo a regeneração sexual e a diversidade genética das espécies florestais.

Os factores biológicos incluem queimadas, herbívoros, pragas, doenças e actividades humanas, considerados importantes agentes de perturbação nos ecossistemas de miombo (Chama *et al.*, 2018). Embora estas florestas apresentem elevada capacidade regenerativa, os estádios iniciais da regeneração são mais vulneráveis a factores bióticos e abióticos. Neste contexto, doenças e pragas tendem a afectar indivíduos enfraquecidos, contribuindo para a selecção natural das espécies mais adaptadas às condições locais. Além disso, as actividades humanas frequentemente intensificam ou modificam esses distúrbios naturais, criando condições adicionais que afectam directamente o sucesso do recrutamento e da regeneração das espécies de miombo.

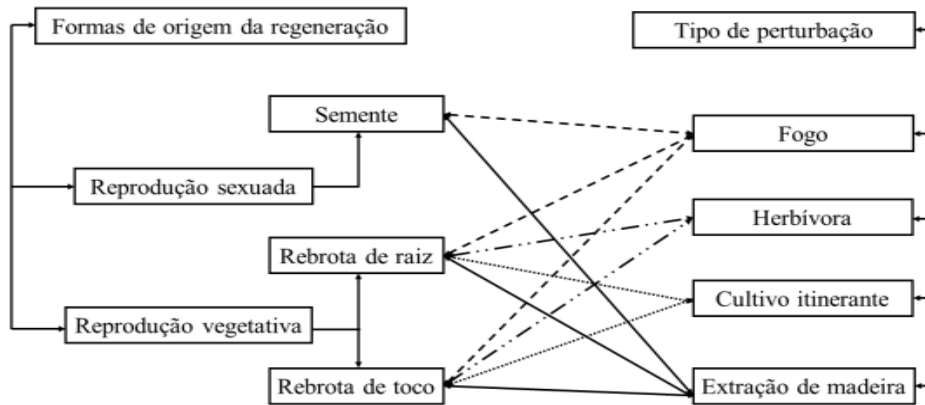


Figura 1. Relação entre método de regeneração e os tipos de perturbação na floresta de Miombo

Fonte: Godbless *et al.*, (2019)

2. 2.1 Queimadas

O fogo constitui um dos principais distúrbios ecológicos nos ecossistemas terrestres, desempenhando papel importante na manutenção da heterogeneidade ambiental e na regeneração de espécies adaptadas às queimadas (Timberlake & Chidumayo, 2011). Nas florestas de miombo, o fogo actua como agente ecológico essencial para a regeneração de espécies como *Pterocarpus angolensis* e *Combretum molle*, cujas sementes apresentam germinação estimulada pelo calor. Outras espécies, como *Brachystegia boehmii*, apresentam elevada capacidade de regeneração vegetativa após o fogo devido às reservas armazenadas em estruturas subterrâneas (Chinder, 2020; Ryan & Williams, 2011). Entretanto, quando ocorre de forma descontrolada, o fogo transforma-se em queimada ou incêndio florestal, podendo resultar de actividades humanas ou causas naturais, como raios (Goldammer, 2017; Ribeiro *et al.*, 2017).

O fogo actua em conjunto com a herbivoria especialmente de grandes mamíferos como um dos principais agentes modeladores da paisagem (Chinder, 2020). Os elefantes durante a sua alimentação danificam as árvores e abrem clareiras que posteriormente se tornam vulneráveis à ocorrência de queimada (Ribeiro *et al.*, 2020). Os efeitos do fogo na vegetação, solo e atmosfera dependem do regime de queimadas definido como o conjunto de condições médias e recorrentes dos principais componentes do fogo que se mantêm constantes ao longo do tempo em uma determinada área (Krebs *et al.*, 2010), caracterizado pela frequência, intensidade, severidade e sazonalidade, elementos fundamentais para compreender os impactos sobre a vegetação e o solo (Krebs *et al.*, 2010).

1. A frequência do fogo corresponde ao número médio de incêndios que ocorrem num determinado período, sendo geralmente expressa pelo intervalo de retorno entre dois incêndios sucessivos (Van Sleuwen, 2006), variando geralmente entre 1 e 4 anos nas florestas de miombo (Ribeiro *et al.*, 2017). Queimadas frequentes reduzem a densidade de árvores, afetam a regeneração sexual e vegetativa e comprometem o crescimento de plântulas e juvenis, sobretudo devido ao esgotamento das reservas radiculares (Zolho, 2005; Chinder, 2020). Contudo, frequências baixas a moderadas podem favorecer a regeneração ao estimular a germinação e melhorar a disponibilidade de luz e humidade (Mwansa, 2018).
2. A intensidade do fogo refere-se à energia térmica liberada durante o incêndio e depende da quantidade de combustível, humidade e condições climáticas (Van Sleuwen, 2006). Fogos de baixa intensidade tendem a estimular a regeneração e manter a biomassa florestal, enquanto incêndios intensos aumentam a mortalidade de plântulas e comprometem a regeneração natural (Govender *et al.*, 2006; Ryan & Williams, 2011). Por sua vez, a severidade do fogo corresponde ao grau de alteração causado na vegetação e no solo, sendo influenciada pela duração do incêndio, tipo de vegetação e quantidade de combustível disponível (Nunes, 2019). Fogos severos promovem maior mortalidade arbórea, redução da cobertura vegetal e perda de biodiversidade (Moreira *et al.*, 2010; Miller *et al.*, 2023). Métricas para estes parâmetros variam de acordo com ecossistema e é categorizada em baixa, média e alta, refletindo diferentes efeitos sobre a vegetação e o solo (Northwest Fire Science Consortium, 2018; ver Tabela 1).

Tabela 1: Categorização da severidade de queimadas segundo a revista Northwest Fire Science Consortium, 2018.

Severidade	Descrição/características
Baixa	Fogo com efeito limitado nas árvores com excesso de vegetação de sub-bosque e solos
Média	Fogo que produz efeitos variáveis e moderados nas árvores com vegetação rasteira, em média 30-80% da vegetação morta e ou solo com moderada exposição.

Alta	Fogo que produz uma alta percentagem de mortalidade de árvores em excesso (> 80%) e ou extensa exposição mineral do solo
-------------	--

A literatura demonstra que o fogo desempenha simultaneamente funções ecológicas benéficas e efeitos negativos sobre a regeneração do miombo. Contudo, observa-se que a maior parte dos estudos tem enfatizado a frequência e intensidade das queimadas, enquanto a severidade do fogo tem recebido menor atenção. Além disso, os resultados disponíveis mostram respostas variáveis entre espécies e mecanismo de regeneração, indicando que ainda não existe consenso sobre a magnitude dos efeitos da severidade das queimadas na dinâmica regenerativa do miombo. Esta limitação evidencia a necessidade de estudos que investigam a relação entre a severidade de queimadas e regeneração natural em diferentes contextos ecológicos

2.3 Mortalidade florestal

A mortalidade florestal refere-se ao número ou volume de árvores mortas entre dois períodos de medição, constituindo um dos principais processos da dinâmica florestal por refletir alterações estruturais e funcionais do ecossistema (Rocha, 2001). Em florestas tropicais, a mortalidade está relacionada com a longevidade das árvores, distribuição dos indivíduos e aberturas no dossel, enquanto nas florestas de miombo depende sobretudo da morfologia das plantas, da fisiologia e do comportamento do fogo (Carvalho, 1999; Zolho, 2005). Nas florestas de miombo, a mortalidade concentra-se principalmente nos estágios iniciais de desenvolvimento, onde plântulas e juvenis apresentam maior vulnerabilidade às variações ambientais, como disponibilidade de água, luz e nutrientes, sendo mais intensa no final da estação seca (Zolho, 2005). Espécies emergentes tendem a apresentar menores taxas de mortalidade em comparação às espécies de sub-bosque. À medida que os indivíduos atingem classes de tamanho superiores, as taxas de mortalidade reduzem-se gradualmente, refletindo a selecção de indivíduos mais adaptados às condições locais. Neste contexto, a mortalidade desempenha um papel importante na regulação do recrutamento e na manutenção da estrutura e dinâmica das florestas. Em miombo, as taxas de mortalidade e recrutamento variam entre 0,9% e 4,5% ao ano (Amade, 2016).

3. MÉTODOLOGIA

3.1 Descrição da área de estudo

O Parque Nacional do Gilé (PNAG) localiza-se no nordeste da Província da Zambézia, abrangendo os distritos de Pebane e Gilé, com uma área de 2.840 km² e uma Zona Tampão (ZT) de 1.527 km² (Figura 2). É a única área protegida da província, situada entre os rios Nanhope, Naivogone, Lice, Mulela e Molocué, que delimitam parte dos seus limites geográficos (ANAC,2024).

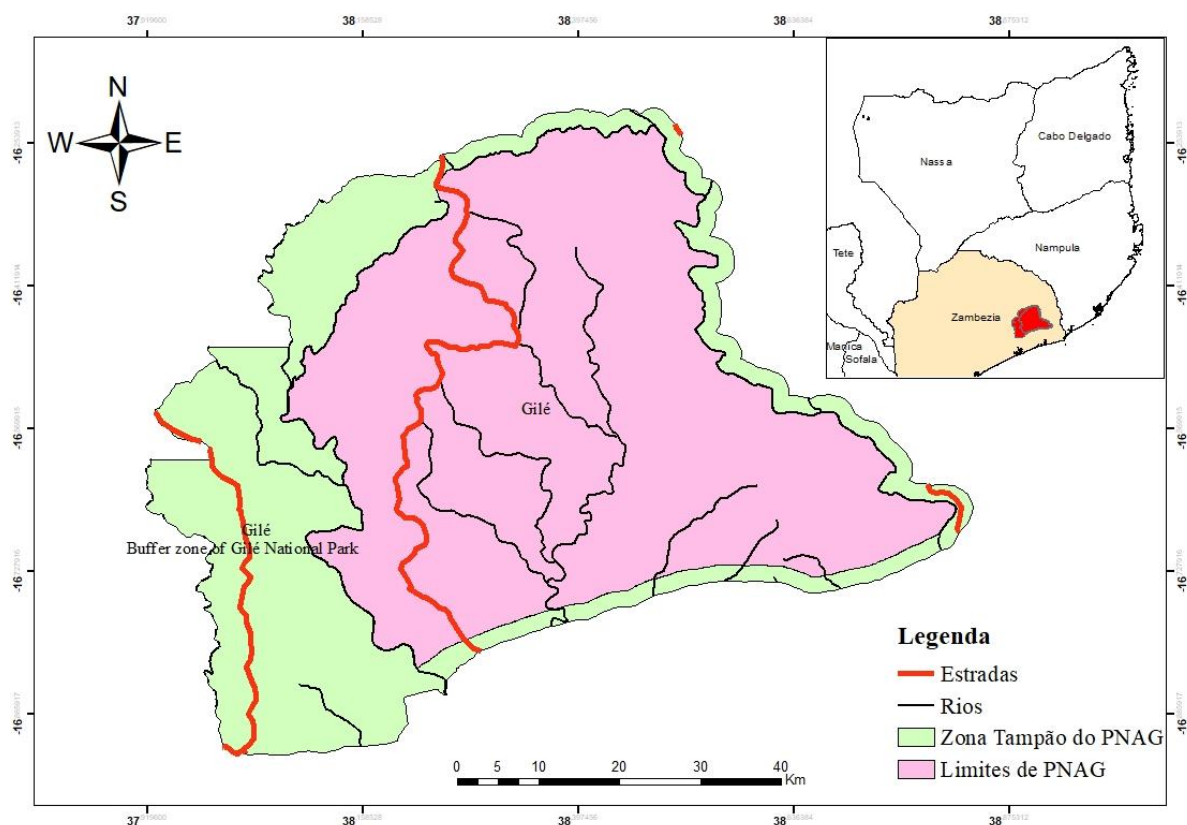


Figura 2. Localização geográfica do Parque nacional do Gilé, na Província de Zambézia

3.1.2 Clima, relevo, hidrologia, vegetação e solos

O clima do PNAG é tropical húmido, com uma estação seca entre Maio e Outubro e uma estação chuvosa de Novembro a Abril, apresentando precipitações anuais entre 800 e 1000 mm e temperaturas médias que variam entre 13 °C e 35,7 °C (MICOA, 2012; Etc. Terra, 2017). A topografia é predominantemente plana, com altitudes inferiores a 500 m, embora existam inselbergs graníticos isolados que se destacam na paisagem. O parque é drenado por vários rios, destacando-se os rios Mulela, Molocué e Malema (Fusari et al., 2010).

A vegetação é típica de floresta seca de miombo, incluindo dambos e florestas ribeirinhas, com elevada diversidade florística, destacando-se espécies como *Brachystegia boehmii*,

Julbernardia globiflora, *Pterocarpus angolensis* e *Burkea africana* (Fusari et al., 2010; Pungulanhe, 2021). Geologicamente, a área é composta por formações pré-câmblicas metamorfizadas, enquanto os solos predominantes são arenosos claros e argilosos vermelhos, caracterizados por baixa fertilidade e reduzida capacidade de retenção de água (Fusari et al., 2010).

3.1.3 Regime de queimadas no PNAG

No Parque Nacional do Gilé (PNAG), o fogo constitui um distúrbio recorrente, ocorrendo principalmente durante a estação seca, entre Julho e Novembro, com maior incidência nos meses de Agosto, Setembro e Outubro, período em que a vegetação apresenta maior secura e as queimadas atingem maior intensidade (Maúnze, 2016; Pungulanhe, 2021; Domingos *et al.*, 2025). A frequência e o intervalo de retorno das queimadas variam entre > 1 e 4 anos, podendo afectar negativamente a regeneração natural do miombo, uma vez que queimadas frequentes eliminam continuamente plântulas e indivíduos jovens antes de atingirem estágios mais resistentes ao fogo (Ryan & Williams, 2011).

Estudos recentes reportam frequências mais baixas de queimadas, cerca de 0,26 vezes/ano, com intervalos médios de retorno de 3,9 anos, favorecendo o acúmulo de biomassa e o estabelecimento da regeneração natural (Domingos *et al.*, 2025). A intensidade média das queimadas varia entre 25 e 36 MW, embora incêndios tardios e intensos possam provocar elevada mortalidade de plântulas e jovens, comprometendo a estrutura e diversidade da floresta (Zolho, 2005). Quanto à severidade, Domingos *et al.* (2025) verificaram predominância de queimadas de severidade média no PNAG, ocupando cerca de 2.463 km², enquanto áreas de baixa e alta severidade corresponderam a aproximadamente 51 km² e 1,53 km², respectivamente. Esses padrões demonstram que o regime de fogo no PNAG ocorre de forma relativamente regular, influenciando directamente a regeneração e a dinâmica ecológica das formações de miombo.

3.2. Colecta de dados

Para a definição dos extractos de severidade de queimadas, foi usado o mapa de severidade de queimadas gerado por Domingos *et al.* (2025), o qual foi categorizado em quatro classes com base nos valores do delta Normalized Burn Ratio (dNBR) descritos na Tabela 2.

Tabela 2. Classificação da severidade de queimadas com base no dNBR

Classe de severidade	Intervalo de dNBR	Descrição
Não queimado	$\leq 0,099$	Áreas sem alteração da vegetação
Baixa severidade	0,1-0,26	Queima superficial com pouca alteração na cobertura e pouca mortalidade da vegetação estruturalmente dominante
Média severidade	0,27-0,43	Efeitos mistos na vegetação estruturalmente dominante
Alta severidade	$> 0,66$	Áreas com alta ou completa mortalidade da vegetação dominante

Fonte: Domingos *et al.* (2025); Lee *et al.* (2024).

O índice derivado da diferença normalizada (NBR) entre imagens de satélite pré e pós-queimadas, variando de -1 a 1; valores próximos ou superior a 1 indicam ausência de vegetação enquanto valores menores indicam áreas com vegetação densa sem redução na refletância (Lee *et al.*, 2024). Contudo neste estudo foram consideradas apenas três classes de severidade de queimadas (baixa, média e alta). Isso deve-se ao facto do mapa de severidade ter sido elaborado após a realização do trabalho de campo, pelo que nenhuma das parcelas amostradas coincidiu com a área classificada como não queimadas. Após essa consideração, verificou-se que, a classe de baixa severidade manteve maior número de parcelas, seguidas pelas classes de média e alta (Tabela 3). Com base nessas adoptou-se o método de amostragem estratificada, considerando os três extractos de severidade.

Tabela 3. Classes de severidade de queimadas, associadas as áreas inventariada e respectivas distribuições das parcelas

Classe de severidade	Área (ha)	Nº de parcelas
Baixa	3072,43	9
Média	1156,79	18
Alta	125,13	2
Total	4354,35	29

A alocação das parcelas foi feita de forma aleatória para os respectivos extractos, conforme ilustra a Figura 3. Os pontos alocados foram usados para estabelecimento das parcelas de 50×20 m (0,1 ha), previamente demarcadas no âmbito de um estudo complementar conduzido na mesma área e no mesmo período, focado na vegetação adulta DAP ≥ 10 cm.

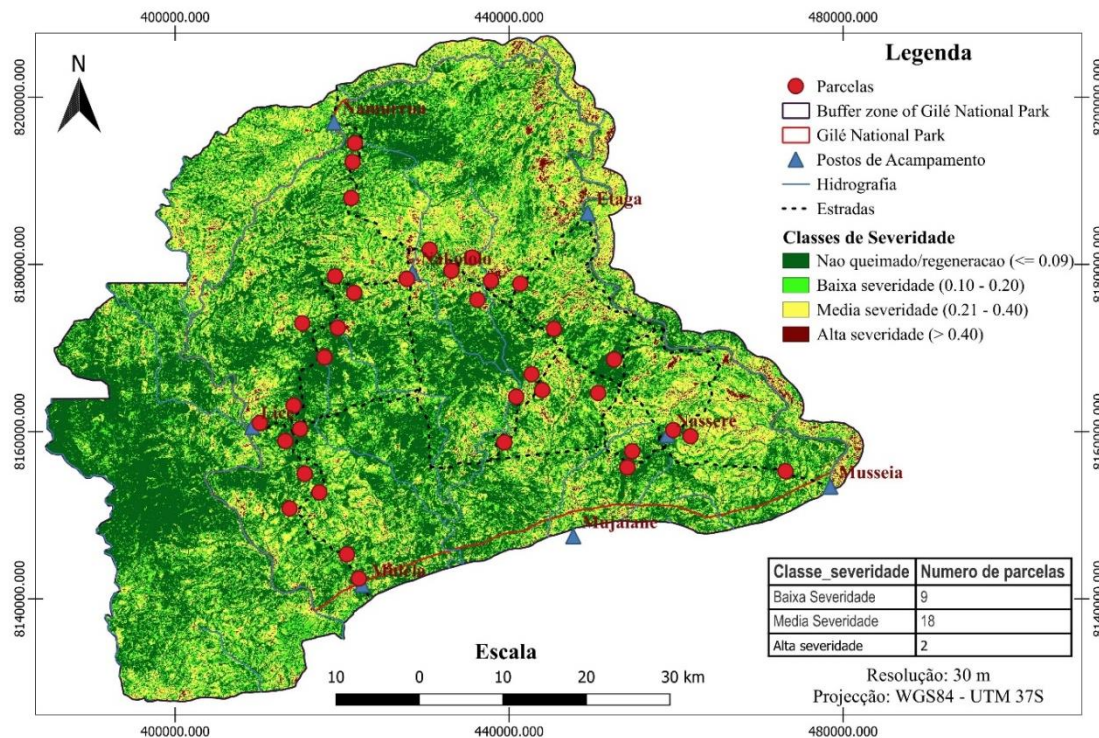


Figura 3. Distribuição das parcelas por classe de severidade das queimadas

Fonte: Adaptado de Domingos *et al.* (2025)

No total, foram consideradas 29 parcelas principais, dentro das quais foram alocadas sub-parcelas destinadas à avaliação da regeneração natural, definidas em duas categorias de acordo com Fernandes *et al.* (2020), sendo consideradas duas classes de tamanho, com base no diâmetro: (i) Indivíduos com $5 \leq \text{DAP} < 10$ cm, correspondentes a regeneração natural estabelecida, avaliados em sub-parcelas de 10×10 m dada a elevada precisão amostral e baixo tempo de amostragem; e (ii) Indivíduos com $D_0 < 5$ cm correspondentes a regeneração natural não estabelecida, avaliados em sub-parcelas de 5×5 m (Figura 4). No total foram avaliadas 29 subparcelas de 10×10 m e 29 subparcelas de 5×5 m.



Figura 4. Esquema da unidade amostral, mostrando as subparcelas para a avaliação da regeneração natural

Nas subparcelas de 10 x 10 m foram medidos e avaliados os seguintes parâmetros: diâmetro a altura do peito (DAP) utilizando uma fita diamétrica (Modelo 283D/10m) com $\pm 1\text{mm}$ de precisão (Carolina *et al.*, 2014), altura total das árvores determinada com o auxílio a um Hipsómetro (Haglöf Vertex IV Hypsometer) de 0,1m de precisão (Haglof Suecia AB, 2007). Foram avaliados estado de sanidade dos indivíduos determinada pela presença de sinais de ataque de insetos e doenças. Para minimizar a subjetividade desta avaliação, foi adoptada a classificação estabelecida por Fernandes *et al.*, (2020): Completamente sã (4), danificada por efeito do fogo (3), danificada por acção humana (2) e morta (em pé ou tombada) por diversas causa (1). E avaliados o vigor dos indivíduos com base na forma da copa adoptando a seguinte classificação: Copa formando círculo completo e projecção simétrica ao redor do fuste (4), Copa de círculo incompleto e distintivamente assimétrica ou fino (3), copa severamente danificada com poucos ramos e sinais de mortalidade com seu círculo ocupando menos de metade da projecção de uma copa normal ou indivíduos sem copa (2) e por fim copa morta ou aparentemente morta, mas o individuo mantem-se em pé (1).

Nas subparcelas de 5 x 5 m foram avaliados o número de indivíduos por espécie e forma de regeneração, distinguindo-se regeneração vegetativa por rebrotação da toça e regeneração por sementes. No caso por rebrotação a presença de toças ajudou a determinar a forma de origem e para a regeneração por semente foram consideradas todas as plantas recém-estabelecidas e que não sofreram danos ou morte.

A avaliação dos danos baseou-se na observação direta de distúrbios como fogo (carvão, tronco queimado, cinzas), herbívoros (descasque, ramos quebrados, rastros), acção antrópica (cortes e

danos mecânicos) e outros não identificados (cuja origem não pode ser determinada visualmente). Consideraram-se mortas as árvores sem evidência de brotação.

Todos os indivíduos vivos (em pé/deitados) e mortos foram identificados no campo pelos seus respectivos nomes locais e científicos com ajuda de guias locais e botânico. Espécies não identificadas no campo foram recolhidas, prensadas e posteriormente identificadas no herbário da Universidade Eduardo Mondlane.

3.3. Análise de dados

Todos os dados referentes a diâmetro, altura e densidade dos indivíduos foram submetidos ao teste de normalidade por meio do teste de Shapiro-wilk para verificar se os dados seguiam distribuição normal, e a avaliação da homogeneidade de variância entre os grupos com base no teste de Fligner-Killeen (Silva, 2010). Os resultados indicaram que os pressupostos para testes paramétricos não foram atendidos, justificando a utilização do teste não paramétrico de Kruskal-wallis para comparar os diferentes extractos de severidade de queimadas (Moreno & Morcillo, 2019). Todas as análises estatísticas foram realizadas utilizando o software R stúdio versão 4.3.2 (R CORE TEAM, 2023) e PAST 4.03 (Hammer *et al.*, 2001). Um nível de confiança de 95% ($P < 0.05$) foi considerada estatisticamente significativa para todas as análises. Para completar a análise dos dados também foram avaliados os impactos do fogo sobre a estrutura e composição florística.

3.3.1 Estrutura da comunidade

A estrutura da comunidade foi avaliada em três dimensões: horizontal, diamétrica e vertical

A estrutura horizontal resulta das características e combinações entre as quantidades em que cada espécie ocorre por unidade de área (abundância), e a forma como essas espécies se distribuem na área (frequência) e do espaço que ocupam no terreno (dominância) (Carvalho, 1999). Os dados de abundância, frequência e dominância das espécies arbóreas foram utilizados para calcular o Índice de Valor de Importância Ecológica (IVI), o qual avalia o peso ecológico das espécies na comunidade (Ribeiro *et al.*, 2002).

A abundância absoluta foi obtida com base no número de indivíduos por hectare (Equação 1), enquanto a abundância relativa foi calculada como a proporção do número de indivíduos da espécie em relação ao total de indivíduos amostrados (Equação 2). A frequência absoluta de cada espécie foi obtida pelo número de parcelas em que a espécie foi registrada (Equação 3), enquanto a frequência relativa foi calculada como a proporção de parcelas em que cada espécie

foi encontrada em relação ao total de parcelas (Equação 4) e por fim a dominância absoluta foi calculada com base na área basal ocupada por cada indivíduo (Equação 5) enquanto a dominância relativa como a proporção da área basal de cada espécie em relação a soma da área basal de todas espécies (Equação 6). O IVI foi então calculado a partir da soma da abundância relativa (Ab_{Ri}), frequência relativa (F_{Ri}) e dominância relativa (D_{Ri}) de cada espécie (Equação 7). Conforme apresentado nas equações abaixo:

$$Ab_i = \frac{n_i}{ha} \quad \text{Equação 1}$$

$$Ab_{Ri} = \frac{n_i/ha}{N/ha} \quad \text{Equação 2}$$

Onde: A abundância absoluta (Ab_i) corresponde ao número de indivíduos da espécie i por unidade de área ($n_i/há$), enquanto a abundância relativa (Ab_{Ri}) resulta da razão entre número total de indivíduos de todas as espécies por unidade de área (N/ha).

A frequência foi obtida com as seguintes fórmulas:

$$FA = \frac{n_s}{N_t} \quad \text{Equação 3}$$

$$FR_i = \frac{FA}{\sum FA} * 100 \quad \text{Equação 4}$$

Onde: a frequência absoluta da espécie (FA) corresponde a razão entre número de unidades (n_s) e o número total de unidades amostrais amostrais em que a espécie "s" ocorre (N_t) e a frequência relativa da espécie (F_{Ri}) representa a razão entre a frequência absoluta da espécie e o somatório das frequências absolutas de todas as espécies nas parcelas ($\sum FA$).

A dominância foi calculada de acordo com a área basal com as seguintes fórmulas:

$$D_{i_{abs}} = \frac{\sum g_i}{h_a} \quad \text{Equação 5}$$

$$D_{Ri} = \frac{g_i/ha}{G/ha} \quad \text{Equação 6}$$

Onde D_i representa a dominância absoluta, D_{Ri} a dominância relativa, g_i - área basal da espécie i , $g_i/há$ a área basal da espécie i por unidade de área e $G/há$ a área basal de todas espécies por unidade de área.

O Índice De Valor de importância foi estimado como sendo:

$$IVI = ARi + FRi + DRi \quad \text{Equação 7}$$

Onde o IVI representa índice de valor de importância da espécie i , a ARi corresponde á abundância relativa das espécies, a FRi á Frequência relativa das espécies, e a DRi á Dominância relativa das espécies.

A distribuição diamétrica de um povoamento florestal corresponde ao número de árvores, por hectare, e por classe de DAP, independentemente das espécies. Já a distribuição diamétrica da espécie refere-se ao número de árvores, por hectare, e por classe de DAP, para a i -ésima espécie (Dias *et al*, 2022). A distribuição diamétrica foi analisada para a regeneração natural estabelecida. Indivíduos amostrados foram distribuídos em cinco classes diamétricas, com intervalo de classe de aproximadamente 1cm, considerando como limite inferior o diâmetro de 5cm, tornando-se possível obter a abundância de árvores em cada classe diamétrica.

A determinação das classes diamétricas foi realizada utilizando o critério estatístico regra de Sturges (Equação 5). A escolha deste método justifica-se pelo seu amplo uso em estudos de inventários florestais, o que assegura um elevado grau de padronização metodológica e comparabilidade com a literatura científica. Embora existam outros métodos como a regra de raiz quadrada $\sqrt{n}$, o método de Sturges evita excessiva fragmentação dos dados, o que facilita uma interpretação clara da estrutura diamétrica da floresta (Lacerda, 2017).

$$K = 1 + 3,33 \log n \quad \text{Equação 8}$$

Em que: K = Número de classes e n = número de indivíduos mensurados.

A estrutura vertical é composta pelos diferentes estratos (Inferior, Médio e Superior) que formam a vegetação vertical. Segundo Freitas e Magalhães (2012), as informações referentes aos estudos da estrutura vertical, aliados as estimativas dos parâmetros fitossociológicos da estrutura horizontal, propiciam uma caracterização mais completa da importância ecológica das espécies na comunidade florestal.

Para a análise da estrutura vertical, foram considerados três estratos conforme Dias *et al.* (2022):

- Estrato inferior: Árvore com $H_t < (H_m - 1S)$;
- Estrato médio: Árvore com $(H_m - 1S) \leq H_t < (H_m + 1S)$;
- Estrato superior: Árvore com $H_t \geq (H_m + 1S)$.

Onde: H_m é a média das alturas totais (H_t) dos indivíduos amostrados; S é o desvio padrão das alturas totais (H_t) dos indivíduos amostrados; H_t é a altura total do j -ésima árvore individual.

A partir dos estratos definidos calculou-se o valor fitossociológico VF que é a percentagem do total de indivíduos da espécie no estrato, em relação ao total geral (Torres *et al.*, 2017). O valor da posição sociológica absoluta (PSA) e relativa (PSR) (Equação 9).

A posição sociológica absoluta (PSA) indica a importância da espécie considerando a sua participação nos estratos verticais do povoamento, ela é obtida pelo somatório dos produtos do valor fitossociológico simplificado de cada estrato pelo número de plantas daquela espécie no mesmo estrato (Equação 10). Enquanto, que a posição sociológica relativa (PSR) é expressa em percentagem, e leva em consideração a posição sociológica de cada espécie dividido pelo somatório das posições sociológicas de todas as espécies (Equação 11). Conforme as expressões a seguir:

$$VF_j = \frac{N_j}{N} * 100 \quad \text{Equação 9}$$

$$PSA_i = \sum_{j=1}^i VF_j * n_{ij} \quad \text{Equação 10}$$

$$PSR_i = \frac{PSA_i}{\sum_{i=1}^s PSA_i} * 100 \quad \text{Equação 11}$$

onde

PSA i é Posição sociológica absoluta da i -ésima espécie;

PSR i = Posição sociológica relativa (%) da i -ésima espécie

VF j = Valor fitossociológico simplificado do j -ésimo estrato;

n_{ij} = Número de árvores da i -ésima espécie;

N_j = Número de indivíduos no j -ésimo estrato;

N = Número total de indivíduos de todas as espécies em todos os estratos.

Todas análises referentes à estrutura da vegetação foram realizadas no software Microsoft excel 2016.

3.3.2. Diversidade de espécies

A diversidade de espécies foi analisada através do índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') e a dominância de Simpson ($1-D$). O índice Shannon avalia a diversidade da comunidade levando em consideração a riqueza das espécies e a abundância relativa das espécies, variando de zero para uma comunidade que compreende uma única espécie a valores altos para uma comunidade que compreende muitas espécies com poucos indivíduos. Os índices de Shannon variam principalmente entre 1,5 e 3,5 e raramente é superior a 5. A estimativa do índice de diversidade de Shannon-Wiener foi realizada com base em (Silva, 2010), sendo expressa pela seguinte equação:

$$H = - \sum_{i=1}^s p_i \ln p_i$$

Equação 12

Onde H' = Índice de diversidade de Shannon-Wiener, p_i = abundância relativa de cada espécie, calculada pela proporção dos indivíduos de uma espécie (n_i) pelo número total dos indivíduos na comunidade (N): (n_i/N) e S = número de espécies.

Índice de dominância de Simpson pode ser definido como uma medida do grau de dominância das espécies numa comunidade, variando de 0, maior dominância das espécies na comunidade (baixa diversidade das espécies), a 1, menor dominância de poucas espécies na comunidade (alta diversidade das espécies). Schorn (2014). A sua estimativa foi realizada com base na seguinte equação:

$$D_s = 1 - \frac{\sum n_i(n_i - 1)}{N(N - 1)}$$

Equação 13

Onde o D_s representa a Diversidade de Simpson, n_i o número de indivíduos da espécie “ i ” e N corresponde ao número total de indivíduos de todas as espécies amostradas.

Para comparar a riqueza e diversidade de espécies entre os diferentes extractos da severidade de queimadas, foram construídas curvas de rarefação (Chao *et al.*, 2014). As curvas de rarefação foram testadas para diferenças estatísticas, usando os critérios de sobreposição com

95% de confiança. As comparações entre a riqueza de espécies e os extractos diferentes podem ser influenciadas pela densidade de indivíduos amostrados em cada ambiente (Chao *et al*, 2014).

Na sequência, examinou-se os padrões de dissimilaridade de espécies arbóreas entre os diferentes extractos da severidade de queimadas, usando a ordenação multidimensional não-métrica NMDS (nonmetric *multidimensional scaling*) (Albuquerque *et al.*, 2016; Buramuge *et al.*, 2023). Nestas análises, utilizou-se as matrizes de dados constituídos pela abundância de indivíduos das espécies nas parcelas (matriz de abundância) com base no índice de similaridade de Bora-Curtis (Santos, 2008).

A análise NMDS identifica padrões de ocorrência de composição de espécies em diferentes locais e determina quais ambientes são dissimilares. A fidelidade da representação gráfica é avaliada pelo valor de *stress*, que mede a diferença entre as distâncias mostradas no diagrama e as distâncias originais obtidas em campo. Valores de *stress* inferiores a 20% indicam um ajuste aceitável para interpretação ecológica, sendo que valores próximos de 0% representam uma melhor fidelidade entre as distâncias originais e as representadas no diagrama. Quando o *stress* ultrapassa 20%, embora a ordenação ainda possa indicar tendências, recomenda-se utilizar outra técnica antes de tirar conclusões (Santos, 2008).

Nesses casos, os dados originais da densidade podem ser transformados com objectivo de reduzir a escala da diferença da contribuição de espécies poucos abundantes se comparados aqueles abundantes, melhorando a estrutura dos dados para análises multivariadas. As transformações mais utilizadas incluem a raiz quadrada, logaritmo ou raiz a quarta (Santos, 2008). No presente estudo, os dados da densidade bruta foram submetidos a transformação por raiz quadrada, por ter sido a que melhor reduziu a assimetria na distribuição das densidades.

Para testar diferenças nas composições dos grupos formados pela análise NMDS, utilizou-se um procedimento não paramétrico de permutação, a análise de similaridades (ANOSIM), baseado em 9999 permutações, em que o valor R fornece indicação sobre a sobreposição entre grupos de parcelas amostradas.

Quanto à interpretação de R, valores significativamente inferiores a 0,25 indicam que grupos considerados não são distintos; valores entre 0,25 a 0,50 indicam grupos muito sobrepostos; valores entre 0,50 e 0,75 indicam grupos distintos, mas com alguma sobreposição e valores superiores a 0,75 indicam grupos claramente distintos (Rodrigues, 2019). Os valores do R

negativos indicam que as diferenças entre os grupos de parcelas amostradas são menores em comparação com diferenças dentro dos grupos de parcelas amostradas. As Percentagens de similaridade (SIMPER) foram usadas para determinar as contribuições relativas de cada espécie para similaridades entre locais para a formação dos grupos e factores ambientais (Etchellsa *et al.*, 2020). As análises foram realizadas no software PAST 4.03.

3.4. Relação entre variáveis ambientais e parâmetros da vegetação

A análise de regressão envolveu variáveis relacionadas com a temperatura, precipitação (obtidas da World Clim), tipo de solos (dados da FAO 2019), actividades humanas (Actividades ilegal como densidade de armadilhas e vestígios de caça furtiva: dados fornecidos pela administração do Parque Nacional Gilé), frequências e severidade das queimadas (Domingos *et al.*, 2025).

A análise de regressão múltipla foi realizada para investigar a interação entre a severidade das queimadas e factores ambientais (temperatura, precipitação, tipo de solo e frequência das queimadas) e antrópicos (actividades humanas) na determinação da dinâmica da vegetação. Essa abordagem estatística permite modelar a relação entre uma variável dependente, representando características da vegetação (DAP), altura total (HT), área basal (AB) e número de indivíduos (ni) e múltiplas variáveis independentes (severidade das queimadas, frequência, precipitação, tipo de solo e actividades humanas). A análise foi realizada utilizando o software estatístico R Studio versão 4.3.2 (R CORE TEAM, 2023).

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Composição de espécies

Os resultados do presente estudo revelaram que a regeneração natural não estabelecida, registou um total de 1341 indivíduos, pertencentes a 60 espécies, representadas em 20 famílias botânicas, sendo a família Fabaceae a mais predominante (Apêndice I). Contudo, seis espécies não foram identificadas pelos seus respectivos nomes científicos. A regeneração natural estabelecida apresentou valores significativamente baixos, com 55 indivíduos, correspondentes a 29 espécies, distribuídas por 13 famílias botânicas. Duas dessas espécies não foram identificadas pelos respectivos nomes científicos (Apêndice II). Tal como observado na regeneração não estabelecida, a família Fabaceae destacou-se como a mais representativa, evidenciando a elevada capacidade adaptativa deste grupo às condições impostas pelo fogo (Figura 5).

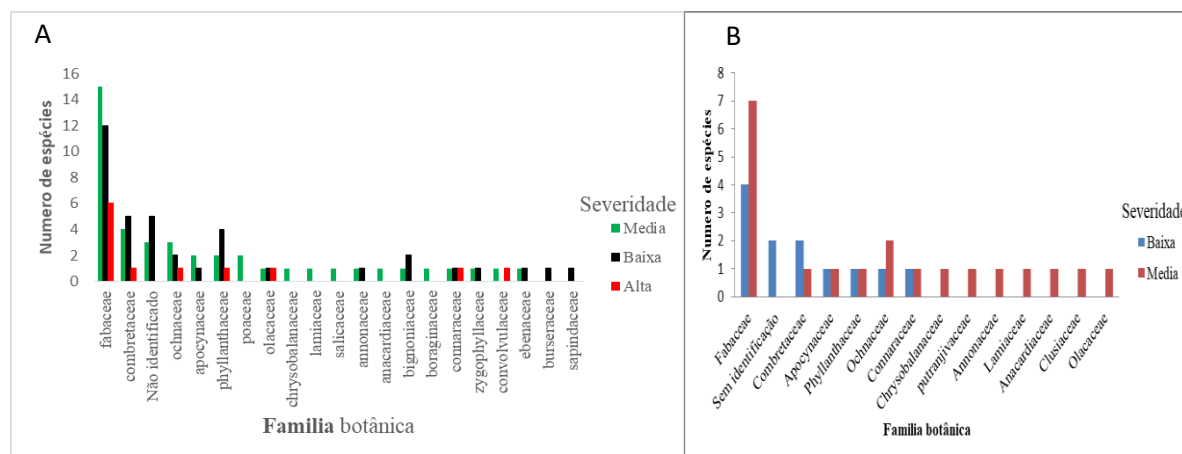


Figura 5. Distribuição da riqueza de espécies entre famílias botânicas sob extractos de severidade das queimadas (baixa, média, alta) para (a) regeneração natural não estabelecida e (b) regeneração estabelecida.

O número de espécies e família observada neste estudo foram diferentes dos obtidos por Buramuge *et al.*, (2023) que registraram 112 espécies pertencentes a 33 famílias botânicas em áreas do miombo do distrito de Manica (centro de Moçambique), afectadas pelo fogo. Apesar disso, constatou-se semelhança na proeminência de espécies de família Fabaceae. Esta diferença de número de espécies pode estar relacionada ao tamanho amostral visto que Buramuge *et al.*, (2023) utilizaram um número maior de parcelas e indivíduos, cobrindo uma área mais extensa e representativa. Além disso, as condições ambientais e o histórico de distúrbios das áreas são distintos, influenciando directamente a riqueza e composição das

espécies. O critério metodológico de estratificação por regimes de queimadas em Buramuge *et al.*, (2023) também permitiu capturar maior heterogeneidade ambiental, reflectindo em valores mais elevados de riqueza e diversidade, no estudo não se fez distinção em relação ao grupo de árvores, tendo sido consideradas como adultas todas as árvores com diâmetro maior que 5 cm, o que proporcionou maior diversidade das espécies.

A densidade da regeneração natural variou em função da severidade das queimadas, tanto para regeneração não estabelecida quanto para a estabelecida (Figura 6). A regeneração não estabelecida apresentou maior densidade de indivíduos e maior riqueza florística, refletindo uma resposta inicial mais intensa da vegetação após a ocorrência das queimadas. Em contraste, a regeneração estabelecida revelou menor densidade, sugerindo que apenas uma fracção das espécies e indivíduos que emergem após o fogo conseguem persistir e ultrapassar as fases iniciais de desenvolvimento.

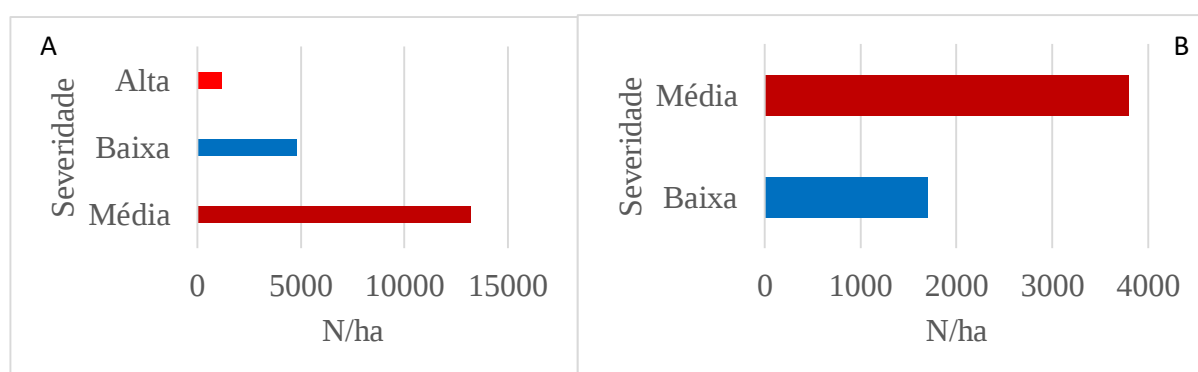


Figura 6. Densidade da regeneração natural em diferentes estratos de severidade das queimadas (baixa, média, alta) para (a) regeneração não estabelecida e (b) regeneração estabelecida.

A alta densidade dos indivíduos na regeneração não estabelecida indica recrutamento intenso inicial após-queimadas. Contudo, a redução da densidade na regeneração estabelecida sugere uma elevada mortalidade nos estágios iniciais de desenvolvimento possivelmente associados a condições adversas junto com o fogo. Esse padrão pode indicar que a severidade do fogo pode comprometer a reposição do estrato arbóreo a médio e longo prazo.

Além disso, a redução acentuada do número de indivíduos quando se passa da regeneração natural não estabelecida (caracterizada por elevado número de indivíduos 19157 N/ha) para a regeneração natural estabelecida (5500 N/ha) pode ser explicada, em parte, pela distribuição desigual da regeneração entre as parcelas amostradas. Das 29 parcelas avaliadas, apenas 18

apresentaram regeneração natural estabelecida, enquanto 11 parcelas não registaram qualquer indivíduo nesse estágio. Dentre estas parcelas sem regeneração estabelecida, seis estão associadas à severidade média das queimadas, três à baixa severidade e duas à alta severidade. Em contraste, a regeneração natural não estabelecida apresentou uma ocorrência muito mais ampla, estando ausente em apenas uma parcela, a qual se encontra igualmente associada à severidade média das queimadas. Este padrão evidencia que, embora a emergência inicial de plântulas e rebentos após o fogo ocorra de forma relativamente generalizada na área de estudo, a transição para estágios mais avançados de desenvolvimento é espacialmente mais restrita, sendo fortemente influenciada pelas condições impostas pela severidade das queimadas.

Além disso, a ausência da regeneração estabelecida em algumas parcelas, especialmente nos extractos de alta severidade, pode estar relacionada com a menor extensão das áreas classificadas nesse extracto, o que pode ter limitado a representatividade da amostragem. Ecologicamente, esse padrão indica que o fogo actua como um filtro ecológico nas florestas de miombo, favorecendo espécies mais tolerantes ao distúrbio, enquanto indivíduos mais sensíveis apresentam menor probabilidade de sobrevivência até estágios mais avançados de regeneração, conforme descrito por Ryan & Williams (2011).

A maior proporção de parcelas de severidade média sem regeneração estabelecida sugere que este nível de severidade pode representar um limite ecológico, no qual o fogo é suficientemente intenso para comprometer a sobrevivência e o crescimento dos indivíduos jovens, mas não suficientemente severo para eliminar totalmente a regeneração inicial. Assim, parte significativa dos indivíduos registados na regeneração não estabelecida não consegue persistir até ao estágio de regeneração estabelecida, contribuindo para a redução observada no número total de indivíduos.

A comparação das densidades entre os diferentes extractos de severidade do fogo, evidencia diferenças significativas para a densidade da regeneração não estabelecida nos extractos de média e baixa severidade de queimadas ($P < 0.05$). No entanto, as comparações entre os demais extractos (alta vs baixa e alta vs média) não apresentaram diferenças estatisticamente significativas ($P > 0.05$).

Em ambientes sujeitos a elevada (alta) severidade de queimadas, a regeneração pós-fogo tende a envolver um processo de recuperação mais prolongado, resultando num menor número de indivíduos regenerantes quando comparados com áreas de média a baixa

severidade (Crotteau *et al.* 2013). Ainda assim, observou-se um aumento da densidade de indivíduos nesse extracto, associado a ocorrências de espécies com características tolerantes ao fogo, tais como *B. boehmii*, *Hymenocardia acida*, *Swartzia madagascariensis*, *Pericopsis angolensis* e *Rourea orientalis*. Essas espécies apresentam estratégias adaptativas que favorecem sua persistência após queimadas, tais como: Casca espessas, capacidade de rebrotar após o fogo, sistemas radiculares profundos (Trapnell, 1959). *B. boehmii* mostrou-se dominante nos extractos de alta severidade de queimadas registrando-se com uma densidade média de 9 mudas/ha, enquanto *J. globiflora* foi dominante sobre os extractos de baixa e média severidade com densidades média de 24 a 54 mudas/ha.

A presença e dominância dessas espécies nos extractos de maior severidade indicam que o fogo nesses extractos actua como factor selectivo na composição florística, favorecendo espécies adaptadas a distúrbios como o caso da *B. boehmii*. Espécies deste género possuem características adaptativas ao fogo, como capacidade de rebrota a partir de cepos ou sistemas radiculares e possuem uma certa resistência da casca, o que lhes permite sobreviver ou regenerar-se mesmo após-queimadas mais severas (Ryan & Williams, 2011; Buramuge *et al.*, 2023). Dessa forma, a ocorrência desta espécie em áreas de maior severidade pode indicar maior tolerância às condições impostas pelo fogo.

Por outro lado, a maior dominância *J. globiflora* nos extractos de baixa e média severidade de queimadas pode ser explicada pela sua sensibilidade ao fogo de alta severidade. Em queimadas menos severas, o fogo não é suficiente para causar elevada mortalidade das árvores adultas em destruir o banco de sementes no solo, permitindo a sobrevivência dos indivíduos e a continuação da regeneração natural. Resultados semelhantes foram observados por Chinder *et al.*, (2020) e Buramuge *et al.*, (2023) onde a *J. globiflora* tendeu a apresentar melhor estabelecimento e crescimento em áreas sujeitas a regimes de queimadas menos intensos ou menos frequentes, uma vez que a abundância das mesmas reduziu em áreas frequentemente queimadas.

Assim, as diferenças observadas na dominância dessas espécies entre os extractos de severidade de queimadas sugerem que o fogo actua como um factor de selecção ecológico nas florestas de miombo, favorecendo espécies com diferentes níveis de tolerância às perturbações. Por outro lado, a regeneração estabelecida não apresentou diferenças significativas na densidade dos indivíduos entre os extractos de baixa e média severidade ($P=0,05$). Contudo, observou-se uma tendência a diferenças entre os extractos analisados embora os resultados não tenham atingido

o nível de significância estatístico ($P=0,05$). Esse padrão sugere que as espécies de miombo apresentam elevada capacidade de resistência e recuperação pós-queimadas de baixa e média severidade.

4.2. Estratégias de regeneração

Os resultados mostram que a principal forma de regeneração observada no Parque foi a regeneração vegetativa por toiça (Figura 7). Ao comparar a densidade de indivíduos nos diferentes estratos de severidade de fogo, os resultados revelaram diferenças significativas na densidade da regeneração entre os diferentes mecanismos de regeneração (germinação de sementes e toiça), variando de acordo com os diferentes estratos de ($P = 0,050$), conforme o discriminado na Figura 7.

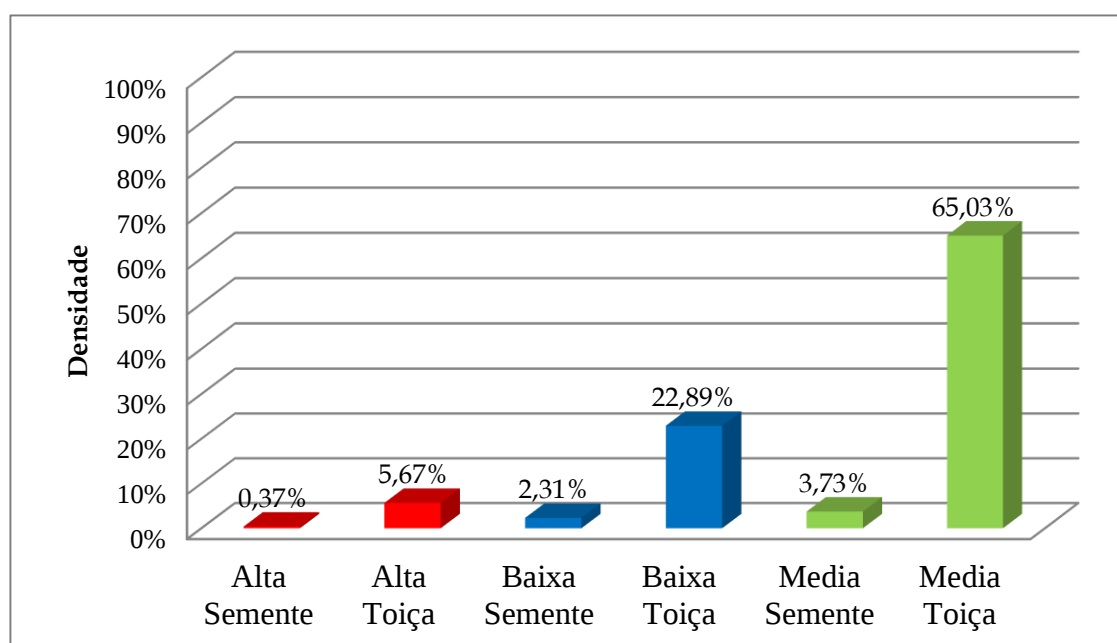


Figura 7. Formas de regeneração por estrato de severidade de queimada

Esse padrão sugere que muitas espécies possuem estratégias adaptativas que lhes permitem sobreviver e se recuperar pós-queimadas, mesmo quando indivíduos jovens não conseguem se estabelecer. Nesse contexto, o miombo é um ecossistema resiliente que pode regenerar naturalmente após distúrbios (Ribeiro *et al.*, 2020). A análise da forma de regeneração revelou que não houve efeito de interação significativo entre a severidade das queimadas e o mecanismo de regeneração ($F = 1,177$, $P = 0,31$). Isso indica que o efeito da severidade (baixa, média e alta) sobre a densidade de indivíduos não depende do mecanismo de regeneração, seja por semente ou por toiça (Apêndice V). Assim, cada factor foi avaliado individualmente quanto

aos efeitos na distribuição dos indivíduos regenerados. Esses resultados indicam que o fogo actua como um filtro na densidade dos indivíduos sem favorecer ou prejudicar o recrutamento por sementes ou rebrotamento por toíça, isso reforça a resiliência do miombo, evidenciando que ambas formas de regeneração contribuem para a manutenção da vegetação após - queimadas de diferentes níveis de severidades.

A análise estatística revelou um efeito significativo nas diferentes extractos de severidade de queimadas (alta, baixa e média), sobre a capacidade de regeneração dos indivíduos ($F = 6,250$, $P = 0,002$). Observou-se maior densidade de indivíduos regenerantes nos extractos com média a baixa severidade das queimadas, em comparação com os extractos de baixa a alta e média a alta severidade. Isso indica que extractos de média severidade de queimadas têm possíveis benefícios para o crescimento de certas espécies na regeneração não estabelecida. Em ecossistemas de miombo, o fogo constitui um factor ecológico importante que pode reduzir a competição entre as plantas, aumentando a disponibilidade de luz e estimular a regeneração natural, o que contribui para a manutenção da diversidade e da estrutura da vegetação (Chidumayo & Gumbo, 2010). Por outro lado, fogos intensos podem comprometer a regeneração natural e alterar a estrutura da comunidade.

Também houve um efeito significativo no mecanismo de regeneração onde os resultados indicam que variações na severidade de queimadas têm um maior impacto na germinação de sementes, pois a rebrotação por toíça teve maior densidade de indivíduos não sendo influenciado pelas diferentes classes de severidade de queimadas (baixa, média e alta), levando a afirmar que a resposta da vegetação a severidade de queimadas varia conforme o modo de regeneração. O mecanismo de regeneração determina a sensibilidade das espécies ao fogo: sementes são mais vulneráveis e respondem a severidade do fogo enquanto a rebrotação é resistente e garante continuidade para a resiliência do miombo frente a diferentes níveis de severidade de queimadas.

Resultados semelhantes foram observados por Ross *et al.* (2023) ao investigar a relação entre a severidade de queimadas e a regeneração da vegetação tropical e subtropical pós-queimadas subsequentes e vulnerabilidade ao fogo, onde o rebrotamento foi identificado em todos extractos de severidades de queimadas por ele estudado.

A redução da densidade dos indivíduos na germinação da semente é muito maior nos extractos de alta severidade, notavelmente não foi registrada germinação de espécies de características tolerantes a queimadas tais como: *E. africanum*, *Parinari curatellifolia*, *Pt. Angolensis*, essa

ausência é notória porque em extractos de baixa e média severidade de queimadas essas espécies apresentam maior densidade de indivíduos germinados. Isso demonstra que níveis elevados de queimadas podem limitar drasticamente o recrutamento sexual mesmo em espécies adaptadas, mostrando assim que a severidade do fogo não apenas reduz o número de novos indivíduos, mas também pode alterar a composição futura da comunidade tornando a regeneração por rebrotamento uma estratégia crítica para a resiliência do miombo. De forma diferente, verificou-se maior número de indivíduos regenerados por toija, indicando que em níveis elevados de severidade do fogo, a regeneração do extracto arbóreo ocorre predominantemente por via vegetativa e não por germinação de semente.

A regeneração de plantas a partir de sementes, as espécies *Cobretum zeyherii* foram as espécies que mais germinaram para todos os extractos de severidade do fogo, com maior destaque para o extracto de baixa a média severidade, seguida pelas *B. boehmii* também em todos extractos com maior destaque a média severidade e a terceira destacada foram a *E.africanum*. Esses resultados mostram que a regeneração por semente é dominada por espécies adaptadas ao fogo como *C. zeyherii*, enquanto outras espécies como *B. boehmii* e *E. a fricanum* se estabelecem em áreas com baixa ou média severidade de queimadas. Isso indica que a severidade do fogo influencia a composição e densidade da regeneração inicial moldando a sucessão e a estrutura futura da vegetação inicial.

4.3. Diversidade das espécies

Os índices de diversidade de Shannon (H') e Simpson (1-D) variaram em função da severidade das queimadas e entre os extractos de regeneração não estabelecida e estabelecida (Tabela 4).

Tabela 4: Índices de diversidade de Shannon e Simpson sob diferentes classes de severidade de queimadas

Severidade	Regeneração natural não estabelecida		Regeneração natural estabelecida	
	Shannon (H')	Simpson (1-D)	Shannon (H')	Simpson (1-D)
Baixa	3,18	0,94	2,39	0,89
Média	3,27	0,97	2,66	0,90
Alta	2,18	0,87	-	-

A diversidade de espécies para a regeneração não estabelecida variou em função da severidade das queimadas, sendo mais elevado nos extractos de baixa e média severidade e reduzida nos

extractos de alta severidade. O índice de Shannon (H') confirmou este padrão, apresentando valores superiores nos extractos de baixa e média severidade, o que indica maior heterogeneidade florística.

De igual modo, o índice de Simpson (1-D) apresentou valores elevados nesses extractos, evidenciando baixa dominância e maior equitabilidade na distribuição das espécies. Em contrapartida, o extracto de alta severidade apresentou uma menor diversidade e maior dominância de poucas espécies. Essa característica se deve ao facto de que as queimadas intensas eliminam espécies mais sensíveis, resultando em um extracto dominado por um número reduzido de espécies resistentes a altas severidades.

A maior diversidade observada nos extractos de baixa e média severidade pode estar associada ao facto de queimadas menos intensas promoverem condições favoráveis a regeneração natural, estimulando tanto a germinação de sementes quanto ao rebrotamento vegetativo. Este padrão está de acordo com Ryan e Williams (2011), que demonstraram que a intensidade do fogo influencia a composição e estrutura das comunidades de miombo, sendo que queimadas mais intensas tendem a aumentar a mortalidade de espécies sensíveis reduzindo a diversidade da área, enquanto que queimadas menos intensas contribuem para maior heterogeneidade estrutural e florística.

Em contrapartida, para a regeneração estabelecida, os valores de índice de diversidade de Shannon e Simpson foram inferiores quando comparados aos da regeneração não estabelecida. Nos extractos de baixa e média severidade de queimadas, os valores de índice de diversidade foram semelhantes, observando-se um ligeiro aumento no extracto de média severidade.

Não se registou regeneração no extractos de alta severidade, impossibilitando a estimativa dos índices de diversidade nesse nível. Esse padrão, caracteriza comunidades com diversidade média e baixa dominância das espécies pelo que a redução do índice de Shannon na regeneração estabelecida indica a actuação de filtros ambientais que favorecem apenas espécies mais adaptadas as condições pós-fogo. A manutenção de índices semelhantes nos extractos de baixa e média severidade sugere que esses níveis de distúrbio não ultrapassam o limite de resistência do ecossistema. Por outro lado, a ausência de regeneração no extracto de alta severidade indica possível comprometimento da capacidade de recuperação do ecossistema, refletindo perda da resiliência ecológica.

Segundo Magurran (2004), valores de índice de Shannon superiores a dois são típicos de comunidades com diversidade moderada a alta, comuns em formações vegetais naturais bem estruturadas. Dessa forma, os extractos analisados apresentaram não apenas um número razoável de espécies, mas também uma distribuição relativamente equilibrada de indivíduos entre as espécies, com o extracto de média severidade mostrando-se ligeiramente mais diverso que o de baixa severidade.

A análise da diversidade de espécies confirmou diferenças significativas entre os extractos de severidade de queimadas na regeneração não estabelecida, com menores valores observados no extracto de alta severidade (Figura 8 A, C). Esses resultados corroboram o padrão previamente observado, evidenciando a consistência do efeito da severidade do fogo sobre este extracto de regeneração.

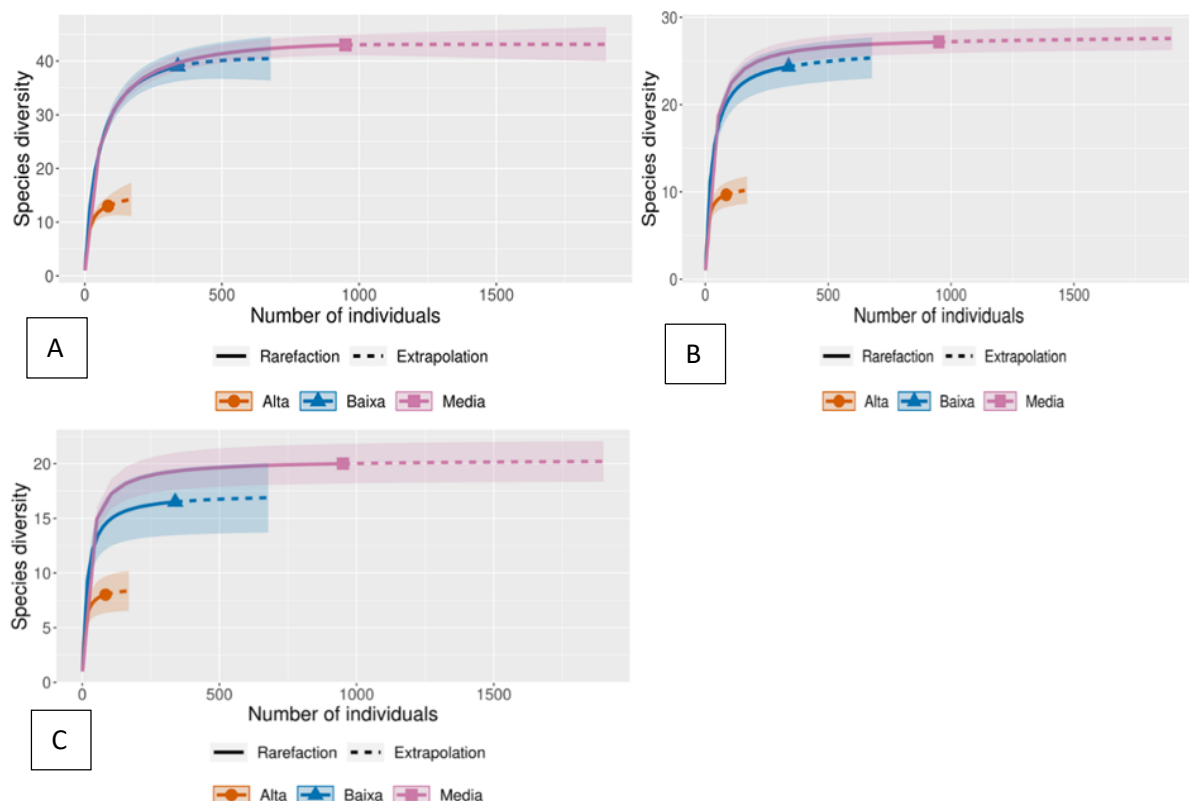


Figura 8. Diversidade de espécies nos extractos de baixa, média e alta severidade das queimadas e o intervalo de confiança de 95% (sombreamento), de acordo com o número efectivo de

espécies, A: riqueza de espécies ($q = 0$), B: Índice de Shannon ($q = 1$), C: Índice de Simpson ($q = 2$).

Adicionalmente, não foram observadas diferenças estatísticas significativas entre os extractos de baixa e média severidade na regeneração estabelecida, conforme evidenciado (Figuras 9 B e C). Esse resultado sugere elevada resiliência das espécies lenhosas do miombo a queimadas de baixa e média severidade, indicando adaptação ao regime de fogo característico desse ecossistema.

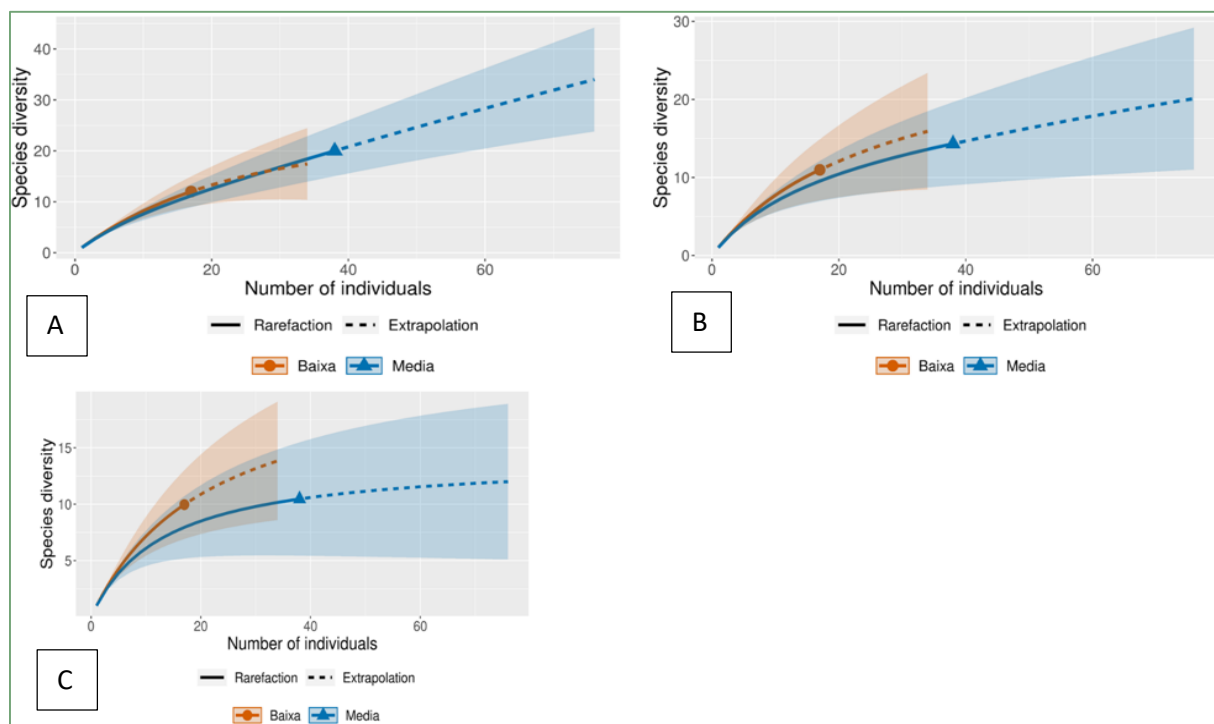


Figura 9. Diversidade de espécies de regeneração natural estabelecida nos extractos baixa e média severidade e intervalo de confiança de 95% (sombreamento), em cada ordem, A: riqueza ($q = 0$) de espécies, B: Shannon ($q = 1$), C: Simpson ($q = 2$).

A ausência de diferenças significativas na diversidade entre os extractos de baixa e média severidade sugere que esses níveis de distúrbios não foram suficientemente intensos para alterar de forma significativa a composição florística. Esse padrão é consistente com Ross *et al.* (2023), os quais justificam que a severidade alta das queimadas podem limitar a diversidade de espécies nativas da floresta tropical devido à sua incapacidade de se regenerar Pós-queimadas. Esta falha no restabelecimento vegetal frequentemente leva ao aumento da presença de gramíneas, que por sua vez, funcionam como promotoras de novas queimadas.

Por outro lado, Ross *et al.* (2023) argumentam que as queimadas de média severidade podem aumentar a complementaridade da área ao reduzir a competição entre espécies e potencialmente favorecer a diversidade.

4.4. Dissimilaridade de espécies sob extractos de severidade de queimadas

A análise da composição de espécies revelou padrões diferentes entre a regeneração natural não estabelecida e a regeneração natural estabelecida de acordo com as classes de severidade das queimadas (Figura 10a). Na regeneração natural não estabelecida, o valor de *stress* foi de 0,1529 indicando um ajuste aceitável, ao permitir observação de maior variação na composição das espécies, sobretudo associada ao extracto de alta severidade. Nesse estágio inicial da regeneração, os extractos de baixa e média severidade apresentaram elevada sobreposição e proximidade no espaço de ordenação, enquanto o extracto de alta severidade mostrou-se mais agrupado, sugerindo uma composição florística distinta associada a níveis mais elevados de perturbação. Esse padrão sugere que nas fases iniciais da regeneração, a alta severidade actua como um filtro ecológico mais intenso, favorecendo espécies com maior capacidade de resistência.

De forma diferente, na regeneração natural estabelecida (Figura 10b), o nMDS apresentou um valor de *stress* inferior ($Stress = 0,04$), indicando excelente qualidade do ajuste. Os extractos baixos e médio de severidade mostraram agrupamentos próximos entre si, mas também evidenciam algumas diferenças (maior variabilidade nas amostras do grupo de média severidade), o que sugere respostas distintas da vegetação à severidade das queimadas. Os grupos apresentaram alguma sobreposição que revela a existência de espécies em comum entre os extractos (baixa e média) severidade. Diferentemente do observado na regeneração não estabelecida, não se verificou uma separação clara associada à severidade do fogo, indicando maior estabilidade composicional nos indivíduos já estabelecidos sugerindo que, após ultrapassar a fase inicial de recrutamento, a comunidade tende a apresentar maior resiliência as variações na severidade das queimadas, desta forma, a severidade do fogo parece afectar fortemente os processos iniciais de regeneração do que a composição das comunidades já estabelecidas, refletindo a adaptação do miombo a regimes recorrentes de fogo.

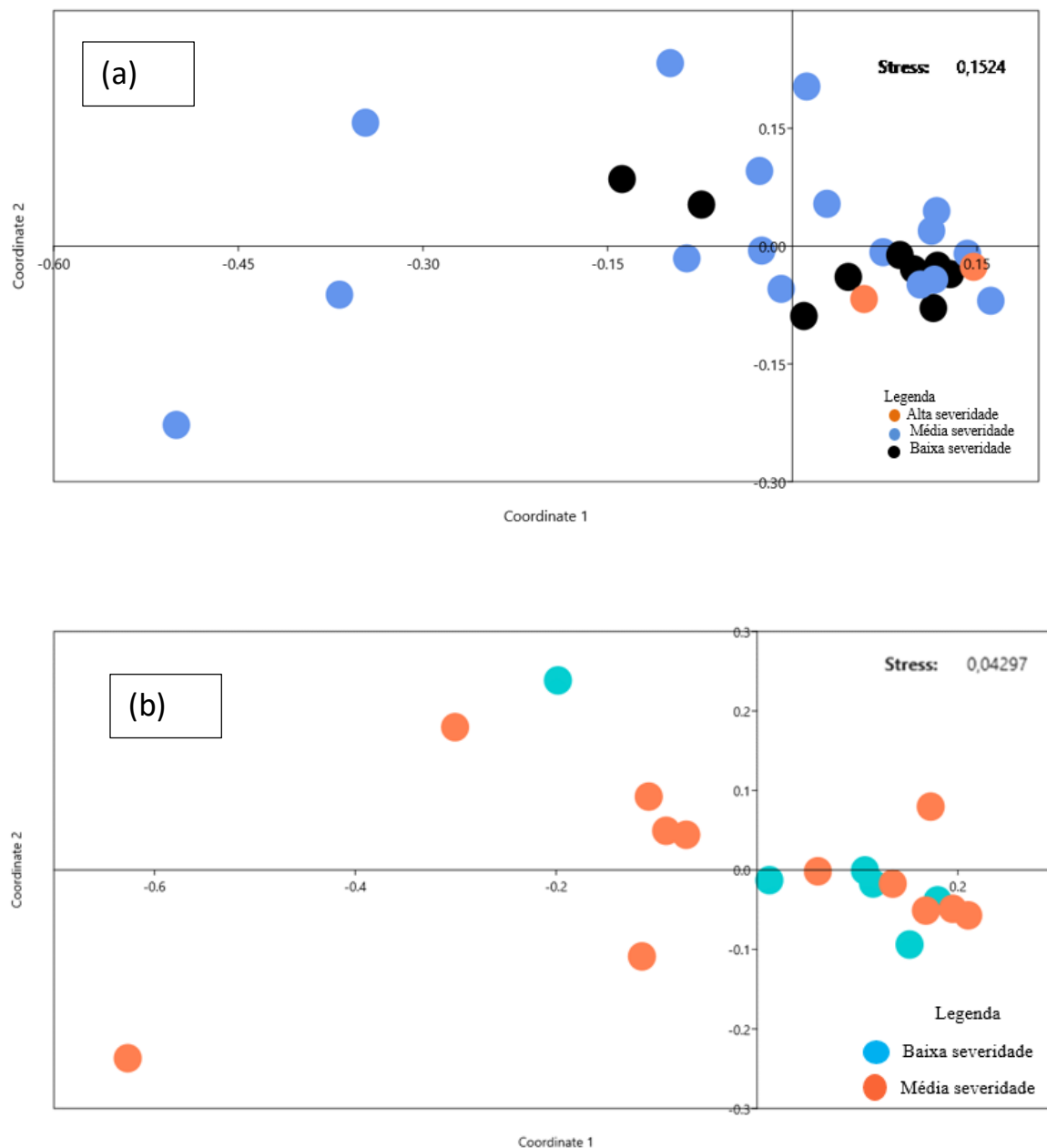


Figura 10. Escalonamento multidimensional não-métrica (nMDS) em função aos extractos de severidade de queimadas para regeneração natural não estabelecida (a) e regeneração natural estabelecida (b)

Os resultados da ANOSIM reforçam esse padrão comparativo. Na regeneração natural não estabelecida, o valor de R foi negativo e muito baixo ($R = -0,17$; $P = 0,99$), indicando que as diferenças na composição das espécies entre os extractos de severidade (baixa, média e alta) são menores do que as variações internas a cada extracto. De forma semelhante, na regeneração natural estabelecida, o valor de R também foi negativo ($R = -0,11$; $P = 0,82$), confirmando a ausência de diferenças estatisticamente significativas entre os extractos. Assim, em ambos os

estágios de regeneração, a severidade das queimadas não promoveu mudanças significativas na composição florística, embora os efeitos visuais da severidade sejam mais evidentes nos estágios iniciais da regeneração.

Em contraste, Salimo *et al.* (2025) observaram diferenças significativas na composição de espécies entre as diferentes classes de severidade do fogo (baixa, média e alta), indicando que a severidade das queimadas pode alterar a composição da floresta de miombo na reserva nacional de Niassa. Essa divergência entre os estudos pode estar relacionada a diferenças metodológicas e temporais do estudo. No referido estudo, foram utilizadas 50 parcelas de formato circular, incluindo todas as árvores e arbustos com $DAP \geq 5\text{cm}$, enquanto no presente estudo foram avaliadas 29 subparcelas quadrangulares focadas na regeneração (desde indivíduos de diâmetro menor a 5cm aos entre 5 e 10 cm). Adicionalmente, a análise foi conduzida ao longo de quatro anos, ao passo que este estudo considerou apenas um ano de avaliação. Essas diferenças no tamanho, forma das parcelas, inclusão de indivíduos adultos e o período de observação podem explicar a razão pelo qual os efeitos da severidade do fogo sobre a composição florística foram detectados em Salimo *et al.* (2025) e não no presente estudo.

A análise SIMPER mostrou que na regeneração natural não estabelecida, a dissimilaridade entre os extractos foi principalmente influenciada por *J. globiflora*, *B. boehmii*, *Byrsocarpus orientalis*, *Pteleopsis myrtifolia* e *Dalbergia nitida*, que, em conjunto, explicaram 29,3% da dissimilaridade total. Além disso, espécies como *H. acida*, *Acacia nilotica* e *Pericopsis angolensis* ocorreram exclusivamente em áreas de alta severidade, indicando maior tolerância a condições de perturbação intensa (Trapnell, 1959) (Apêndice VI).

Por outro lado, na regeneração natural estabelecida, as espécies que mais contribuíram para a dissimilaridade entre os extractos de baixa e média severidade foram *Tamarindus indica*, *Albizia adianthifolia*, *D. condylocarpon*, *J. globiflora*, *E.africanum* e *P. curatellifolia*. No entanto, essas espécies também apresentaram elevada contribuição para a similaridade interna dos extractos, indicando que as diferenças observadas estão relacionadas sobretudo a variações na abundância relativa e não à substituição de espécies (Apêndice VII).

4.5. Estrutura horizontal

Análise da estrutura horizontal, mostrou que no extracto de baixa severidade, *T. indica* destacou-se como a espécie ecologicamente mais importante, apresentando simultaneamente

os maiores valores de abundância (18% do total de indivíduos amostrados), dominância (18% da área basal total) e frequência (21% das unidades amostrais). Outras espécies relevantes incluíram *Phinipini* (nome local), *D. condylocarpon* e *A. adianthifolia*. As três espécies partilharam valores idênticos de abundância relativa (12% cada) e frequência (7% cada), demonstrando uma distribuição espacial uniforme no estracto. Relativamente à dominância, *Phinipini* ocupou a segunda posição com 11% da área basal total, seguida por *D. condylocarpon* (10%) e *A. adianthifolia* (9%).

No estracto de média severidade, *P. curatelifolia* foi a espécie mais abundante representando 18% do total das árvores amostradas e 23% da área basal total. *E. africanum* e *J. globiflora* destacaram-se como a segunda e terceira espécies mais importantes, com abundâncias relativas de 16% e 13%, e dominâncias de 19% e 13%, respetivamente. *Pt. angolensis*, embora apresentasse menor abundância 8% e dominância 7%, comparativamente as espécies anteriores, evidenciou a maior frequência 12% das unidades amostrais, o resto das espécies de destaque compartilham mesmo valores de frequência ocorrendo em cerca de 8% das unidades amostrais.

Ao comparar os estractos de baixa e média severidade, observa-se diferenças na estrutura da comunidade. No estracto de baixa severidade *T.indica* se destacou como sendo espécie com alta dominância, enquanto outras espécies apresentam valores equilibrados, indicando maior estabilidade estrutural e coexistência, sugerindo desta forma que o fogo de baixa severidade exerce um impacto limitado, permitindo que várias espécies se mantêm e a comunidade conserva sua complexidade enquanto na média severidade o fogo altera parcialmente a estrutura favorecendo espécies mais tolerantes ou adaptadas, mas mantendo a coexistência de outras espécies. Sugerindo que a medida que a severidade do fogo aumenta, o fogo exerce efeito selectivo, modificando a composição estrutural e a distribuição das espécies, mas a vegetação do miombo mostra capacidade de resistência, mantendo coexistência e diversidade mesmo sob queimadas moderadas.

Resultados semelhantes foram relatados em Buramuge *et al.*, (2023) onde observaram que a composição florística variou conforme o regime de queimadas, sendo que foi possível identificar grupos de espécies que se associam mais a regimes específicos, tendo diferentes espécies associadas a cada regime espécies tolerantes ao fogo em regimes com maior ocorrência de fogo e espécies mais sensíveis em regimes de baixas frequências.

O índice de valor de importância dentro dos estratos de baixa severidade variou de 16% a 57% sendo que dentro dos estratos de média severidade variou de 8% a 49% (Apêndice VIII). O IVI indica que as espécies *T. indicam* (57%), *Phiniphine* (nome local) (30%), *D. condylocarpon* (29%) e *A. adianthifolia* (28%) foram as espécies de árvores ecologicamente mais importantes nos estratos de baixa severidade, por outro lado, as espécies *P. curatelifolia* (49%), *E. africanum* (42%), *J. globiflora* (34%) e a *Pt. angolensis* (26%) foram as espécies de árvores ecologicamente de maior importância nos estratos de média severidade.

Contrariamente ao esperado para florestas de miombo, as espécies do género *Brachystegia* não apresentaram valores elevados de abundância, frequência e dominância. Meneses *et al.* (2024), ao investigarem a resiliência do miombo a diferentes frequências de queimadas na concessão florestal Levas Flor, no centro do país, observou a vulnerabilidade de *B. spiciformis* aos impactos de queimadas frequentes em estágio juvenis, tendo registado uma redução significativa da sua abundância.

Resultados similares foram reportados por Pungulanhe (2021), que caracterizou a vegetação arbórea sob diferentes regimes de queimadas na floresta de miombo, localizada no parque Nacional de Gilé. No levantamento da regeneração natural, tanto em áreas queimadas quanto não queimadas, as espécies dominantes do miombo, como *Brachystegia* e *Julbernadia*, não se destacaram evidenciando um possível declínio destas espécies na região em estudo.

4.6. Estrutura vertical da floresta de Miombo

Considerando a altura total (HT), a análise da estrutura vertical consistiu na classificação da floresta em três estratos verticais tais como: estrato inferior (EI), com árvores de altura total $\leq 3,1$ m; estrato médio (EM) - representado por árvores de altura total no intervalo entre $3,2\text{m} < \text{HT} < 7,4\text{m}$ e por fim o estrato superior (ES) com alturas totais $\geq 7,5$ m.

A distribuição dos indivíduos por classe de altura revelou-se heterogênea apresentando alta concentração dos indivíduos nos dois estratos de maior altura como pode ser visualizado na Figura 11. A maior parte dos indivíduos (70,90%) se concentrou no estrato médio, seguida do estrato superior (16,36%) e por fim estrato inferior (12,72%), respectivamente.

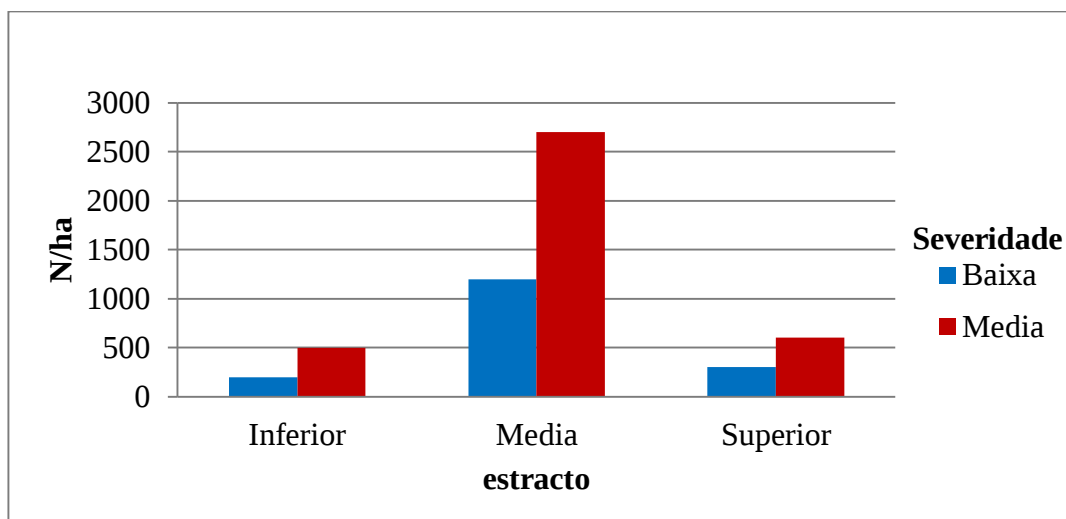


Figura 11 Estrutura vertical da vegetação estabelecida em função a severidade das queimadas.

A heterogeneidade vertical e a concentração de indivíduos no estracto médio refletem uma floresta estruturalmente bem desenvolvida, na qual a regeneração e o crescimento intermédio predominam. Poucas árvores atingem o estracto superior enquanto estracto inferior é relativamente escasso, possivelmente devido a factores como competição, mortalidade por fogo entre outras, isso indica que a floresta mantém resiliência e continuidade, mas ainda apresenta predominância de indivíduos em estágio intermediários de crescimento, característica de florestas sujeitas a distúrbios periódicos como queimadas. Esse padrão é comum em florestas de miombo, onde regimes de fogo e outras perturbações mantêm grande parte da vegetação em estágios intermediários de crescimento (Chidumayo & Gumbo, 2010; Ryan & Williams, 2011)

A distribuição dos indivíduos nos diferentes estractos verticais de regeneração variou em função a severidade das queimadas (baixa e média). Grande parte dos indivíduos Concentrou-se principalmente nos estractos de altura médio (3,2 a 7,4 m) especialmente nas classes de média severidade de fogo, indicando que a altura intermediária confere maior resistência aos efeitos do fogo visto que, o fogo actua como filtro selectivo, eliminando ou limitando indivíduos pequenos, mas preserva árvores intermediárias que sustentam a continuidade da floresta e mantém a estrutura do ecossistema. O fogo de média severidade modifica a estrutura altimétrica. De acordo com Barnes (1965) citado em Ribeiro *et al.* (2020), plântulas e rebentos com altura superior a dois metros, apresentam maior probabilidade de sobreviver ao fogo. Corroborando essa observação, Govender *et al.* (2006) relatou mortalidade

de até 90% em indivíduos com altura inferior a um metro em comparação com cerca de 40% em indivíduos com altura superior a dois metros.

Estratos de altura inferiores ($\leq 3,1$ m) apresentam menor concentração dos indivíduos, o que corrobora a ideia de que árvores mais baixas são mais vulneráveis a mortalidade, enquanto árvores mais altas apresentam maior probabilidade de sobrevivência, embora sejam menos numerosas no estrato superior devido aos processos naturais de dinâmica populacional e competição ($\geq 7,5$ m).

O menor número de indivíduos nos estratos inferiores pode estar associado ao regime de queimadas caracterizado por alta frequência e curto intervalo de retorno (1- 4 anos), que por sua vez são prejudiciais a regeneração pois o tempo é insuficiente para o estabelecimento e crescimento de plântulas afectando desta forma a regeneração natural uma vez que os indivíduos jovens são continuamente eliminados antes de atingirem altura e diâmetro que os tornariam resistentes ao fogo (Ryan & Williams, 2011).

Esses achados reforçam que a distribuição vertical dos indivíduos em regeneração do miombo é fortemente influenciada pela severidade de queimadas e que alturas intermediárias apresentam um ponto crítico de resistência e recuperação da floresta. As espécies que tiveram maior número de indivíduos amostrados neste estrato (altura média) também são as que apresentam maiores valores fitossociológico (VF) por espécie, elevando sua Posição Sociológica Absoluta e Relativa (PSA/PSR), como é o caso das espécies *P. curatellifolia*, *J. globiflora* e *Pt. Angolensis* (Apêndice IX).

Nota-se que no mesmo estrato (estrato de altura média) em condições de baixa severidade de queimadas destacam-se as *T. indica* e *A. adianthifolia*. Essas espécies que se apresentam em maior densidade, podem indicar que estas apresentam potencial para se estabelecerem no ambiente, além de serem as possíveis espécies dominantes quando chegarem a fase adulta.

No estrato superior, em classes de média severidade de queimadas, destacam-se as espécies *E. africanum*, *J. globiflora*, *P. curatellifolia*, que apresentam dominância semelhante na área de estudo, em contraste nas classes de baixa severidade, embora espécies como *Combretum molle*, *D. condylocarpon* e *P. maprouneifolia* tenham sido registrados em menor densidade, foram as que mais se destacaram nesse estrato de altura.

O estracto inferior conhecido como sendo de espécies pioneiras $H \leq 3,1$ m, *E. africanum* foi a única espécie representativa em classe de média severidade, demonstrando assim, ser uma das mais importantes na composição do estracto.

4.7. Distribuição diamétrica

A Figura 12 apresenta a distribuição diamétrica dos indivíduos de acordo com estracto de severidade de queimadas (baixa e média). Ambos estractos aparentemente exibem uma tendência geral de “J-invertido”, característica de florestas naturais em regeneração contínua (Ribeiro *et al.*, 2002). Isso significa que há um grande número de árvores nas classes de menor diâmetro, o qual diminui à medida que o diâmetro aumenta, refletindo a mortalidade natural e a competição. A presença desse padrão em ambos estractos de severidade do fogo sugere que a estrutura populacional das espécies arbóreas mantém capacidade de regeneração, mesmo após ocorrência de distúrbios.

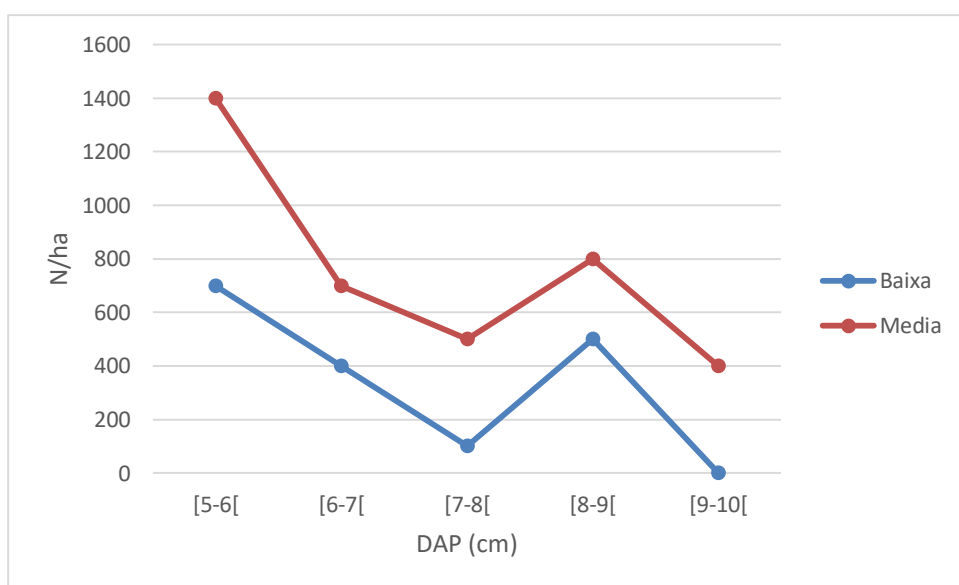


Figura 12. Distribuição diamétrica da regeneração estabelecida nos estratos de baixa e média severidade de queimadas. Apesar das estruturas diamétricas em ambos estractos tenderem a um J-invertido, a análise de distribuição diamétrica entre os estractos de baixa e média severidade do fogo, revela diferenças importantes na estrutura da vegetação. Nas primeiras duas classes de diâmetro observou-se que estracto de baixa severidade de fogo apresenta menor número de indivíduos quando comparado ao estracto de média severidade. Esse padrão sugere que queimadas de média severidade podem limitar o crescimento das árvores que atingem maiores diâmetros, mas por outro lado, podem favorecer o estabelecimento de indivíduos jovens, resultando em

comunidades vegetais compostas predominantemente por árvores de menor porte e maior densidade.

A maior densidade de indivíduos nas classes diamétricas iniciais observada no extracto de média severidade pode estar relacionada à elevada capacidade de regeneração das espécies de miombo após distúrbios (Montfort *et al.*, 2021). Muitas espécies de miombo apresentam forte capacidade de regeneração após ocorrência do fogo, o que resulta em um grande número de indivíduos jovens nas fases iniciais de crescimento.

Nas classes de diâmetro [7- 8 [cm, o extracto de média severidade apresenta redução no número de indivíduos quando comparados as classes de baixa severidade. Esse comportamento sugere que queimadas mais intensas aumentam a mortalidade de árvores nessas faixas de diâmetro, possivelmente devido a maior vulnerabilidade desses indivíduos ao fogo. Esse padrão é consistente com estudos que mostram que, a sobrevivência pós-fogo aumenta com o diâmetro do tronco e que árvores menores são mais vulneráveis ao fogo severo (Ryan e& williams, 2011; Zolho, 2005)

Entretanto, um aspecto de destaque ocorre na classe [8-9 [cm. No extracto de baixa severidade observa-se apenas um leve aumento no número de indivíduos, formando um pequeno pico na distribuição. Em contraste, o extracto de média severidade apresenta um segundo pico bastante pronunciado. Esse resultado indica que, sob média severidade do fogo, a estrutura diamétrica torna-se irregular, com maior concentração de indivíduos em determinadas classes de diâmetro menores. Resultados similares foram observados em estudos sobre ecologia do fogo em miombo, nos quais Khoza *et al.* (2021), Meneses *et al.* (2024) e Wieczorkowski *et al.* (2024) relataram que fogo de menor intensidade reduz a competição, aumenta a disponibilidade de luz na copa e favorecendo a regeneração, ainda que composta por indivíduos de pequeno diâmetro.

O aumento do número de espécies nas classes de [8-9 [cm em extractos de média severidade acontece na presença de espécies tolerantes ao fogo, tais como *D. condylocarpon*, *E. africanum*, *P. curatellifolia*, *Pt. angolensis* (Trapnell, 1959). Essas espécies são frequentemente associadas a ambientes relativamente abertos e com elevada disponibilidade de luz, favorecendo o crescimento e permitindo que as espécies avancem para classes diamétricas maiores, enquanto espécies mais sensíveis ao fogo tendem a declinar (Ribeiro *et al.*, 2013).

As diferenças na distribuição diamétrica entre os extractos de baixa e média severidade do fogo indicam que o fogo influencia directamente a estrutura e regeneração da vegetação. Assim, a média severidade do fogo tende a gerar uma estrutura diamétrica mais irregular, com picos de concentração em algumas classes, enquanto a baixa severidade mantém uma distribuição equilibrada, indicando menor alteração na estrutura da floresta. Em termos ecológicos isso sugere que a severidade do fogo actua como um factor importante na dinâmica populacional e organização estrutural das florestas de miombo.

4.8. Interação entre a severidade de queimadas e factores ambientais

A análise de regressão múltipla revelou que a severidade das queimadas quando associada a factores ambientais teve impactos significativos sobre a estrutura da floresta. A interação entre severidade das queimadas e a temperatura exerce efeitos negativos sobre o diâmetro e áreas basal das árvores, sugerindo que árvores em áreas de maior severidade sofrem redução no porte e na biomassa quando combinados com temperaturas elevadas. Este resultado sugere que elevadas condições térmicas podem potencializar o efeito da severidade do fogo sobre a vegetação, provavelmente porque essas condições geram impactos negativos a vegetação aumenta o stress fisiológico das plantas, reduzindo a disponibilidade de água desta forma limitando processos fisiológicos essenciais como a fotossíntese e o crescimento. Como consequência as árvores podem apresentar menor desenvolvimento estrutural, refletido na redução do diâmetro, altura, área basal e até levando a morte das árvores. De forma geral, a literatura indica que queimadas de maior severidade podem alterar significativamente a estrutura das florestas, reduzindo o crescimento das árvores, limitando a regeneração e modificando a dinâmica da vegetação ao longo do tempo (Ross *et al.*, 2023).

Por outro lado, a interação entre a severidade e o tipo de solo influenciou significativamente de forma positiva a altura média dos indivíduos, indicando que o efeito da severidade sobre o crescimento vertical depende das características do solo isto indica que determinadas características do solo, determinam a disponibilidade de nutrientes e criando condições favoráveis para a regeneração das árvores. Segundo Certini (2005), a deposição de cinzas após queimadas pode aumentar a disponibilidade de nutrientes no solo, contribuindo para o crescimento da vegetação durante o processo de recuperação do ecossistema.

Apesar dessas alterações estruturais a densidade de indivíduos não apresentou variações significativas ($P > 0,05$) (Apêndice X), sugerindo que o número de árvores se mantém

relativamente estável. Esses resultados evidenciam alterações estruturais na floresta do que na abundância dos indivíduos.

Os resultados da análise de correlação (Apêndice XI) indicam uma associação fraca entre a severidade das queimadas e os factores ambientais avaliados sobre a estrutura da floresta. Contudo, a magnitude dessas associações variou consideravelmente entre as variáveis estruturais analisadas. As interações entre a severidade e temperatura sobre o diâmetro ($r = -0,08$) e a severidade e o tipo de solo ($r = -0,03$) apresentam correlação negativa muito fraca, indicando que essas combinações exercem influências praticamente insignificativas sobre diâmetro e a altura das árvores, esses valores sugerem que tais variáveis estruturais podem estar sendo influenciadas por outros factores.

Apesar de não se ter mostrado significativo a interação entre a severidade de queimadas e a temperatura sobre a altura dos indivíduos, observou-se uma correlação fraca e negativa ($r = -0,25$). Isso indica que, embora o aumento da temperatura possa favorecer o crescimento das árvores em condições de baixa e média severidade, em áreas de alta severidade esse efeito tende a ser limitado, por outro lado, a interação entre a severidade das queimadas e actividades humanas sobre a altura das árvores apresentou correlação negativa moderada ($r = -0,44$). Esse achado indica que áreas sujeitas simultaneamente a queimadas severas e maior pressão antrópica tendem a apresentar redução acentuada na altura das árvores, evidenciando um possível efeito cumulativo de perturbações. Ecologicamente isso pode refletir limitações na regeneração vertical, aumento da mortalidade de indivíduos maiores ou substituição de espécies de menor porte

A interação entre a severidade e temperatura sobre área basal demonstrou uma correlação negativa fraca ($r = -0,20$), indicando uma tendência na redução da área basal a medida que aumenta a severidade das queimadas associadas a temperaturas elevadas.

Apesar de não ter sido observada uma associação estatisticamente significativa entre a severidade e a frequência das queimadas ($P > 0,05$), a análise sugere que a interação entre essas variáveis exerce efeito negativo sobre o número de indivíduos. Essa relação sugere que, à medida que a severidade e a frequência das queimadas aumentam simultaneamente, o número de indivíduos tende a diminuir ($r = -0,324$).

4.9. Principais danos causados pelo fogo

4.9.1 Estado de sanidade

O fogo exerce uma influência directa sobre as comunidades vegetais. Nesse contexto, o nível de sanidade das espécies constitui um factor essencial para a definição de medidas de manejo adequadas e específicas, visando à sua recuperação (Fernandes *et al.*, 2020).

Grande parte dos indivíduos apresentou uma boa sanidade (saudáveis), mesmo sob condições de média severidade, por outro lado poucos são os indivíduos em ambos estratos (baixa e média) severidade de queimadas danificados pela acção do fogo, o que sugere que o dano pelo Fogo foi pouco relevante, enquanto o dano humano é intenso independentemente da severidade das queimadas. Maior parte das árvores aparentemente mortas, em pé ou tombadas (com maior inclinação para árvores com algum tipo de doença) estão mais Expressivas em estratos de média severidade (Figura 13) sugerindo que a severidade combinada com outros factores desconhecidos influencia a sanidade das espécies.

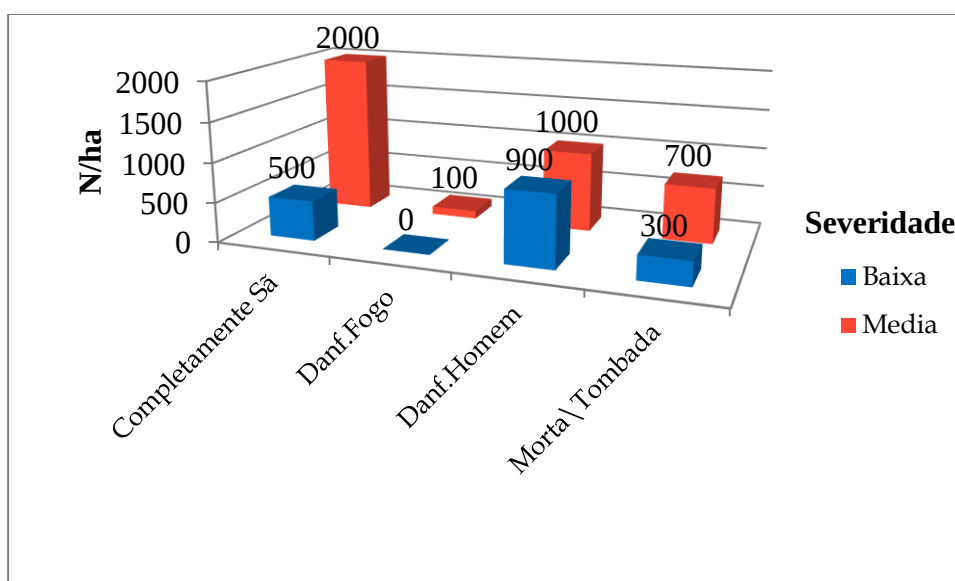


Figura 13. Estado Sanitário dos indivíduos em regeneração natural no PNAG

Os resultados sugerem que o fogo não foi suficientemente intenso para causar danos severos a vegetação, a baixa ocorrência de indivíduos directamente afectados pelo fogo em ambos estratos pode indicar uma certa resistência ou tolerância das espécies locais a queimadas de baixa e média severidade. No entanto, a maior presença de árvores aparentemente mortas ou tombadas em áreas de média severidade sugere que os efeitos do fogo podem ser potenciados

pela interação com outros factores ambientais e antrópicos, os quais podem influenciar negativamente a sanidade e estabilidade estrutural das espécies.

Resultados semelhantes foram observados por Pungulanhe (2021), que verificou que a maior parte das espécies se encontrava em bom estado de sanidade, com maior abundância nos extractos afectados por queimadas. Segundo o autor, apesar da predominância de indivíduos saudáveis, alguns indivíduos apresentavam sinais de ataques ou danos, sendo estes mais evidentes no extracto afectado por queimadas. Esse padrão sugere que embora o fogo não cause necessariamente mortalidade imediata em grande escala, pode fragilizar as árvores, tornando-as mais susceptíveis a outros agentes de perturbação, como pragas, doenças ou stress ambiental.

De forma semelhante, no presente estudo observou-se que, embora a maioria das árvores apresente boa sanidade, há ocorrência de árvores mortas ou tombadas particularmente, e em extractos de média severidade de fogo. Esse padrão pode indicar que os efeitos do fogo não actuam isoladamente, mas podem ser amplificados pela interação com outros factores ambientais e antrópicos, influenciando negativamente a estabilidade estrutural e o estado fitossanitário da vegetação. Assim tanto os resultados de Pungulanhe (2021) como os obtidos neste estudo indicam que queimadas de baixa e média severidade tendem a manter uma elevada proporção de árvores saudáveis, sobretudo em ecossistemas adaptadas ao fogo, como as floretas de miombo. No entanto, a ocorrência de indivíduos com sinais de ataque ou mortalidade sugere que o fogo pode catur como factor de stress ecológico, reduzindo a resistência das árvores e aumentando a vulnerabilidade a outros distúrbios.

Na sequência da avaliação do estado fitossanitário, as espécies lenhosas suscetíveis a doenças foram a *Annona senegalensis*, *J.globiflora*, *D.condylocarpon*, *E.africanum*, *B. orientalis*, *Pt. angolensis* e *B. boehmii*, apresentando sinais de ataque por agentes não identificados. Bar *et al.* (2019) estudando como o fogo afecta a fisiologia de árvores e outras plantas lenhosas, constatou que a fisiologia alterada é uma defesa enfraquecida contra agentes bióticos podem levar a restrições de longo prazo da função de toda a planta e podem, em última análise, causar mortalidade latente de árvores pós-queimadas.

Com base no teste de ANOVA de dois factores, verificou-se que a interação não foi estatisticamente significativa entre a severidade das queimadas e o estado fitossanitário das árvores (Apêndice XII), Isso sugere que os diferentes extractos de severidade de queimadas (baixa e média) não exercem influência significativa sobre a sanidade das árvores na área de

estudo. ($F = 0,921$; $P = 0,411$). Adicionalmente, não foram observadas diferenças significativas entre os diferentes estados de sanidade das árvores ($F = 1,5$; $P = 0,232$) sugerindo que outros factores ecológicos podem estar a influenciar o estado fitossanitário das árvores. Assim, estes resultados indicam que o fogo, nas magnitudes analisadas no presente estudo, não constitui o principal factor determinante da sanidade das árvores, podendo actuar apenas como um factor de perturbação moderado dentro da dinâmica natural do ecossistema de miombo. Desta forma a estrutura e a saúde da vegetação podem estar mais relacionados com interação entre múltiplos factores ambientais e antrópicos do que apenas com a severidade das queimadas.

4.9.2 Estado de vigor das espécies

De acordo com a Figura 14 poucos são os indivíduos no Parque Nacional de Gilé que apresentam copa bem formada e simétrica, com maior número de indivíduos nos extractos de média severidade do que nos extractos de baixa severidade, indicando que mesmo com danos moderados algumas espécies conseguem manter um crescimento vigoroso após distúrbios de média severidade. Esse padrão pode indicar que algumas espécies presentes na área de estudo possuem capacidade de resistir e recuperar após distúrbios causados pelo fogo, característica comum em ecossistema de miombo, onde várias espécies apresentam adaptações ecológicas que lhes permitem sobreviver a queimadas e manter o seu crescimento.

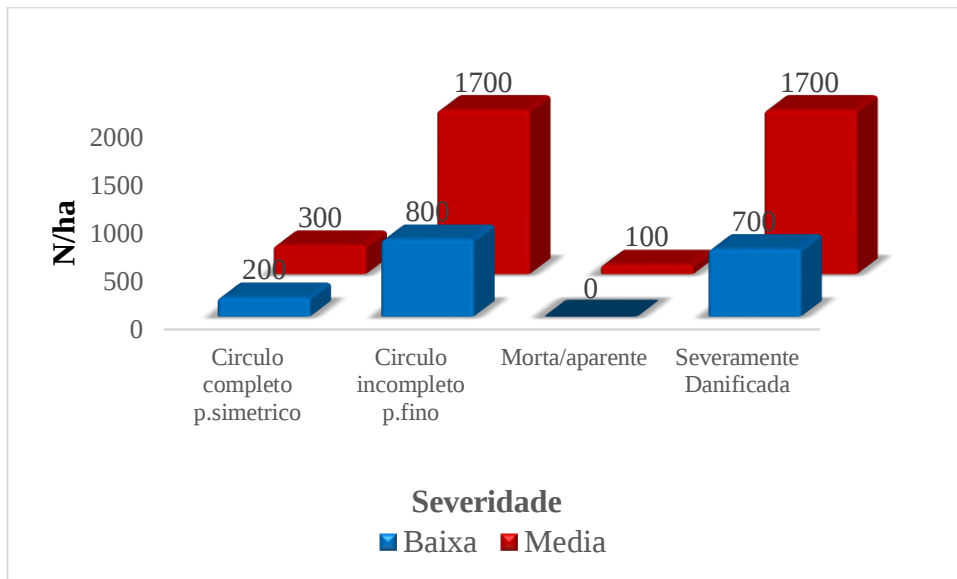


Figura 14. Estado de vigor dos indivíduos em regeneração natural no PNAG

Observou-se também maior densidade dos indivíduos com copa irregular e menos desenvolvido em extractos de média severidade de queimadas. Esse padrão sugere que as queimadas de média severidade afectam a capacidade das árvores de crescerem de forma vigorosa e completa. A maior ocorrência de indivíduos menos desenvolvidos sugere que o fogo, embora não cause elevada mortalidade imediata, pode comprometer o vigor estrutural das árvores, reduzindo a qualidade da copa e limitando o seu crescimento.

Árvores visualmente danificadas, apresentam danos severos visíveis (perda de parte estruturadas árvores) o que afecta o vigor e sua capacidade de regeneração, embora menos comum que danos de crescimento, a mortalidade também ocorre, indicando que o aumento da severidade das queimadas, leva a morte das árvores.

Resultados diferentes foram observados por Pungulanhe (2021), que registou maior número de indivíduos com bom vigor no extracto controle, enquanto os extractos queimados apresentaram menor número de indivíduos vigorosos. Esse padrão indica que no estudo de Pungulanhe (2021) o fogo teve um efeito mais evidente na redução do vigor das árvores, provavelmente devidas as diferenças na intensidade das queimadas, frequência do fogo ou nas condições ambientais locais.

Com base nos testes aplicados verificou-se que não houve interação significativa entre a severidade das queimadas e o estado de vigor das árvores (Apêndice XII), indicando que o estado de vigor das árvores não depende da severidade das queimadas ($F = 0,117$; $P = 0,890$). Além disso, não foram observadas diferenças estatisticamente significativas entre os diferentes

estados de vigor ($F = 0,781$; $P = 0,513$). Esses resultados sugerem que a severidade das queimadas (baixa e média) não teve influência significativa sobre vigor das árvores. Isso pode indicar que as espécies presentes na floresta possuem capacidade de tolerar ou recupera-se após queimadas, mantendo seu estado de vigor relativamente estável mesmo em áreas afectadas pelo fogo. De forma geral, esses resultados reforçam que o fogo actua como factor de perturbação que influencia a estrutura e a dinâmica da vegetação, podendo reduzir o vigor de algumas árvores, mas também permitindo a sobrevivência de espécies adaptadas que conseguem persistir e regenerar após as queimadas.

4.10. Mortalidade das espécies em regeneração natural

Na regeneração natural não estabelecida, as análises estatísticas indicaram que o número de indivíduos mortos não diferiu significativamente entre os extractos de severidade das queimadas nem entre os tipos de perturbação ($P > 0,05$). No entanto, foi observada uma interação significativa ($P < 0,05$) entre a severidade das queimadas e o tipo de perturbação (Apêndice XIII), demonstrando que o efeito da severidade sobre a mortalidade depende do tipo de perturbação que actua sobre a floresta. Esse resultado evidência que nos estágios iniciais da regeneração, a mortalidade responde de forma combinada à severidade do fogo e a outros factores de perturbação, e não apenas à severidade isoladamente.

De forma semelhante, Ryan & Williams (2011) e Ribeiro *et al.* (2013) observaram que o impacto do fogo sobre a vegetação do miombo depende fortemente das condições locais e da intensidade das perturbações associadas. Esses autores destacam que o fogo isoladamente pode não causar grandes níveis de mortalidade, mas quando combinado com outras perturbações pode alterar significativamente a estrutura da regeneração.

Em contraste, na regeneração natural estabelecida, a mortalidade apresentou um padrão distinto. O teste de interação não indicou efeito significativo entre a severidade das queimadas e o tipo de perturbação ($F = 2,619$; $P = 0,1339$), evidenciando que a influência da severidade (baixa e média) sobre a densidade de indivíduos mortos é independente ao tipo de perturbação. Diferentemente do observado na regeneração não estabelecida, isso indica que, nesta fase mais avançada da regeneração, a vegetação apresenta maior estabilidade estrutural, e a mortalidade tende a ser influenciada principalmente por factores directos como o regime de queimadas.

O tipo de perturbação isoladamente apresentou efeito significativo ($F = 6,548$; $P = 0,0266$), na densidade dos indivíduos mortos (Apêndice XIV). O fogo foi identificado como a principal

causa da mortalidade, especialmente entre indivíduos submetidos à média severidade das queimadas, em comparação com aqueles expostos a baixa severidade. Isso sugere que, a medida que a severidade de queimadas aumenta maior é o risco da mortalidade das espécies na regeneração estabelecida. Esse resultado indica que algumas perturbações podem aumentar a vulnerabilidade das árvores ao fogo. Assim mesmo em estágios mais desenvolvidos da regeneração, a presença de distúrbios adicionais pode favorecer o aumento da mortalidade.

A Figura 15 mostra que a média severidade de queimadas associadas a outros factores agrupa maior número de árvores mortas assim como resultado da alta severidade associada ao fogo tem impactos directos sobre a regeneração não estabelecida e estabelecida.

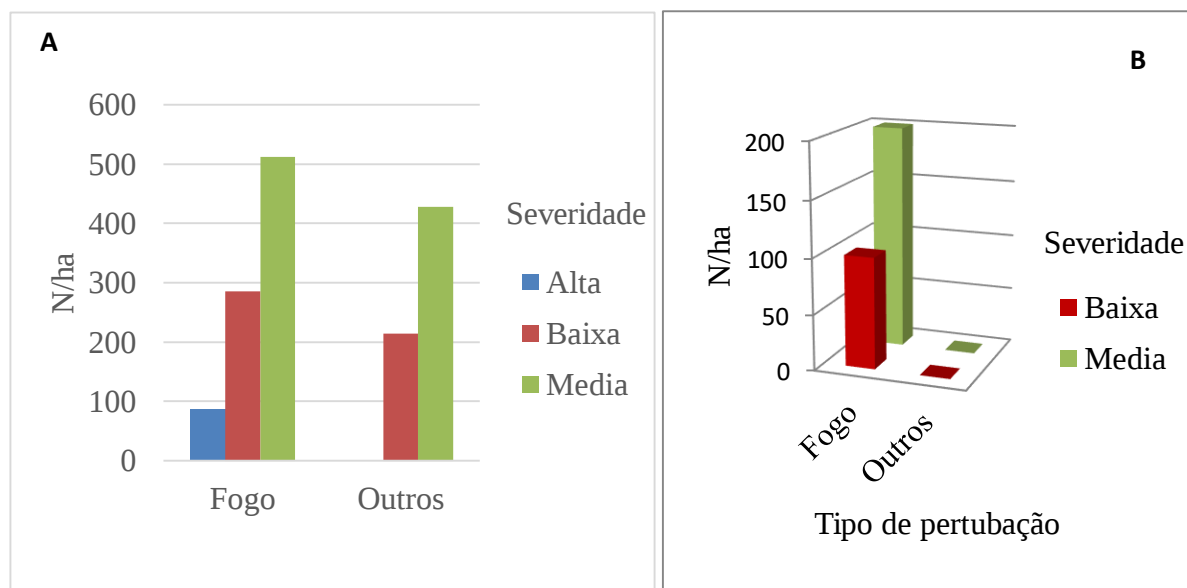


Figura 15. Densidade de indivíduos mortos (a) regeneração natural não estabelecida e (b) regeneração natural estabelecida

Ainda na regeneração não estabelecida, a precipitação mostrou-se um factor significativo na explicação da mortalidade dos indivíduos ($P = 0,047$), com uma associação positiva fraca ($r = 0,393$), indicando que variações na disponibilidade hídrica estão relacionadas ao número de indivíduos mortos (Apêndice XV). Esse padrão sugere maior sensibilidade dos indivíduos jovens às condições ambientais, além da acção directa do fogo. Nessa fase inicial, as plantas apresentam sistema radicular pouco desenvolvido, o que limita a capacidade de resistir ao estresse hídrico, aumentando a probabilidade de mortalidade. Assim, além do fogo, factores climáticos como precipitação também influenciam a sobrevivência da regeneração.

As maiores taxas de mortalidade concentraram-se nos extractos de alta severidade, Destacando-se *A. nilotica*, *B. orientalis* e *Ximenia caffra*, enquanto *J. globiflora* e *R. orientalis* apresentaram maior mortalidade nos extractos de média severidade (Apêndice XVI).

A alta mortalidade dessas espécies em extractos de alta severidade de queimadas esta associada a baixa resistência ao fogo intenso devido as suas características fisiológicas (casca fina, raízes superficiais mais vulneráveis). Pesquisas mostram que *X. caffra* tem menor sobrevivência e capacidade de regeneração em áreas com queimadas frequentes e severas (Govender *et al.*, 2006)

No que se refere à influência climática, a regeneração estabelecida apresentou apenas uma associação negativa fraca entre a precipitação e a densidade de indivíduos mortos ($r = -0,45$), a qual não foi estatisticamente significativa ($P = 0,16$) (Apêndice XVII). Esse resultado indica menor dependência das condições hídricas na mortalidade dos indivíduos já estabelecidos, quando comparados à regeneração não estabelecida. Ecologicamente, isso pode ser explicado pelo facto de indivíduos já estabelecidos possuírem sistema radicular mais desenvolvidos e maior capacidade fisiológica de tolerar períodos de défice hídrica, tornando-os menos vulneráveis as condições climáticas quando comparados a regeneração não estabelecida. Nas florestas de miombo, muitas espécies apresentam adaptações que favorecem a sobrevivência em ambientes sazonais, como tolerância ao stress hídrico e capacidade de rebrotar (Vinya *et al.*, 2018).

5. Conclusão

De acordo com os resultados da presente pesquisa foi possível concluir que:

- ✓ A severidade das queimadas influencia a composição e importância das espécies, bem como a distribuição vertical e diamétrica da regeneração natural, com áreas de severidade média mostrando espécies-chave diferentes das de baixa severidade.
Indivíduos de alturas intermediárias representam um ponto crítico de resistência e recuperação, e a estrutura diamétrica é mais irregular em áreas de severidade média, enquanto baixa severidade mantém estrutura equilibrada.
- ✓ A severidade não altera a composição geral da regeneração não estabelecida mas favorece espécies tolerantes em alta severidade, onde há ausência da regeneração estabelecida indicando possíveis efeitos negativos de fogo intensos e alteração da composição neste extracto e espécies sensíveis foram mais comuns em extractos de baixa a média severidade do fogo em ambos extractos de regeneração. Fogos de alta severidade afectam de forma negativa a diversidade de espécies do miombo. Por outra, extractos baixos e média severidade de fogo mantêm maior diversidade de espécies em ambos tipo de regeneração natural (estabelecida e não estabelecida), indicando maior resiliência ecológica do miombo nessas condições.
- ✓ O fogo provoca diferentes níveis de danos nas árvores da floresta de miombo afecta o vigor e sobrevivência das árvores do miombo, com severidade média a aumentar a vulnerabilidade das espécies a outros factores de perturbações. Isoladamente o fogo pode não levar a morte das árvores, mas quando combinado com outras formas de perturbação pode levar a morte das árvores em regeneração não estabelecido, enquanto na regeneração estabelecida o fogo influencia directamente na mortalidade das árvores.
- ✓ Os resultados indicam que a interação entre a severidade das queimadas, factores ambientais e actividades humanas contribui para alterações estruturais na floresta de miombo, particularmente no crescimento e desenvolvimento das árvores. Altas temperaturas intensificam o stress fisiológico das plantas, reduzindo diâmetro e área basal enquanto certas características do solo favorecem a altura média e a regeneração pós-fogo. Adicionalmente, a pressão humana aumenta os impactos das queimadas severas sobre altura das árvores.

6. Recomendações

1. Monitoramento de espécies sensíveis ao fogo e proteção da regeneração por rebrote

Recomenda-se o monitoramento contínuo das espécies do género *Brachystegia*, devido à sua menor capacidade de regeneração e maior sensibilidade às queimadas, o que pode comprometer a manutenção da estrutura típica das florestas de miombo. Adicionalmente, considerando a elevada ocorrência de regeneração por rebrote, é fundamental assegurar a protecção de árvores matrizes e toijas, bem como o controle da frequência e intensidade das queimadas, de modo a garantir a sobrevivência e desenvolvimento dos novos brotos.

2. Aumento do esforço de amostragem

Recomenda-se que estudos futuros incluam um maior número de parcelas em áreas de alta severidade de queimadas, de forma a garantir uma representação mais adequada dessas áreas e permitir uma avaliação mais robusta dos padrões de regeneração natural.

3. Gestão adequado do regime do fogo e áreas de alta severidade de queimadas

Áreas classificadas como sendo de alta severidade devem receber maior atenção no manejo, uma vez que apresentam menor capacidade de regeneração natural, sobretudo nos estágios mais avançados de desenvolvimento. Nesse contexto, a adopção de estratégias de manejo de regime do fogo, como implementação de queimadas controladas de baixa e média severidade, pode contribuir para a manutenção da diversidade de espécies e favorecer os processos naturais de regeneração da vegetação.

4. Integração de factores ambientais no manejo florestal

As estratégias de manejo devem considerar a influência de factores ambientais como temperatura, precipitação e características do solo, uma vez que estes podem intensificar ou reduzir os efeitos das queimadas sobre a estrutura da floresta.

7. Referências Bibliográficas

- Albuquerque, M. A., Silva, E., Barros, K., & Júnior, S. (2016). Comparação entre coeficiente similaridade um aplicação em ciências Florestais.V.4. 2. Pg.13.
- Amade, M. A. (2016). Dinâmica da vegetação arbórea e influência da frequência de queimadas no incremento das florestas do miombo da Reserva Nacional do Niassa entre 2005 e 2015.Maputo: Universidade Eduardo Mondlane-FAEF.
- Ameja, L. G., Ribeiro, N., Siteo, A. A., & Cuilo, 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(February). <https://doi.org/10.1016/j.tfp.2022.100290>.
- ANAC (Março de 2024). (em revisão) Plano de manejo do Parque nacional do Gilé província Zambézia, Moçambique (2024-2033). p. 241;
- Aquino, A., Lim, C., Kaechele, K., & Taquidir, M. (2018). Notas Sobre Florestas em Moçambique. Grupo Banco de Mundial;
- Avila, A. L. (2010). Mecanismo de Regeneração natural estrutura populacional de três espécies Arbóreas em Remanescente de Floresta Ombrofito Mista, Rio Grande do Sul. *Dissertação de Mestrado*, Universidade Federal de Santa Maria, (p. 152). Santa Maria, RS, Brasil;
- Buramuge, V. A., Ribeiro, N., Olsson, L., Bandeira, R., & Lisboa, S. (2023). Tree Species Composition and Diversity in Fire-Affected Areas of Miombo Woodlands, Central Mozambique. *Fire* 2023, 6, 26. <https://doi.org/10.3390/fire6010026>.
- Carvalho, J. O. (1999). Dinâmica de Florestas Naturais e sua implicação para o manejo Florestal. In Simpósio Silvicultura na Amazônia Oriental: contribuições do Projecto. Belém: Embrapa/ DFID;
- Certini, G. (2005). Effect of fire on Forest Soil Priorities: A Review. *Oecologia*, 10 <https://doi.org/10.1007/s00442-004-1788-8>.
- Chama, S., Mwale, P., & Mwape, M. (2018). Natural Regeneration Miombo Woodlands. CIFOR;
- Chao, A., Gotelli, N. J., Hiseh, T., & Sander, E. L. (2014). Rarefaction and extrapolation With Hill numbers: A framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Society of America Stable*. <https://doi:10.1890/13-0133.1>

- Chidumayo, E.N., Gumbo, D.J. (Eds.), 2010. The dry forests and woodlands of Africa: managing for products and services, The Earthscan forest library. Earthscan, London; Washington, DC.
- Chama, S., Mwale, P., & Mwape, M. (2018). *Natural Regeneration Miombo Woodlands*.CIFOR;
- Chami, L. B. (2008). Vegetação e mecanismo de regeneração em diferentes ambientes da floresta Ombrófila Mista na Flora de São Francisco de Paula, RS. Santa Maria, Brasil: *Tese de Doutorado*, Universidade Federal de Santa Maria;Tomamaso Caloiero. <https://doi.org/10.3390/earth2040049>
- Chazdon, R. (2003). Tropical forest recovery: legacies of human impact and natural disturbances.p. 20.
- Chinder, G. B. (2020). Efeito de Herbivoria e Frequencia de fogo no crescimento e atributos funcionais de *Julbernardia globiflora* (Benth) no parque Nacional de Gorongosa. *Dissertação de Mestrado*, Universidade Lúrio, Universidade Zambézia, (p. 82). Chitengo;
- Consortium. (N.d.), N. F. (2018). What is? Fire Severity? (Factsheet).Northwest Fire Science Consortium. <https://www.nwfirescience.org>
- Crotteau, J. S., Varner, J. M., & Ritchie, M. W. (2013). Post-fire regeneration across a fire severity gradient in the southern Cascades. *Forest Ecology and Management* 287 (2013) 103–112. <http://doi.org/10.1016?j.foreco.2012.09.022>
- Costa, A. L. (2019). Regeneração Natural da vegetação Arbórea e relações ambientais em dois Fragmentos de cerrado Senso estrito. *Dissertação de Mestrado*, Universidade Federal de Uberlândia, (p. 104). Uberlândia;
- Dias, C. R., Mussana, A., Mucaleque, P., Mafalacusser, J., Ismail, C., João, B., Jussub, M. (2022). Relatório preliminar da Instalação e 1ª Medição da Parcela de Amostragem Permanente ZP02 no Parque Nacional do Gilé (PNAG). FNDS;
- Domingos, J. C., Montfort , F., Lisboa, S., Buramuge, V., Senkoro , A., Maquia, I., . . . Ribeiro, N. (2025). Exploring the Fire Regime in Gilé National Park, in Zambezia Province, Central Mozambique. Preprints.org, 24. [doi:10.20944/preprints202512.1429.v1](https://doi.org/10.20944/preprints202512.1429.v1).
- Dziba, L., Ramoelo, A., Ryan, C., Harrison, S., Pritchard, R., Tripathi, H., Ribeiro, N. S. (2020). Scenarios for Just and sustainable futures in the Miombo Woodlands. In N. S. Ribeiro, Y. Katerere, P. W. Chirwa, & I. M. Grundy, *Miombo Woodlands in a changing Environment: Securing the Resilience and sustainability of people and Woodlands*

- Springer International Publishing, Cham, pp. 191–234. https://doi.org/10.1007/978-3-030-50104-4_6
- Etc Terra, 2017. Project Design Document of GNR REDD Project. Validated by VCS. (No. 3), joint project description & monitoring report: VCS Version 3. Maputo, Mozambique.
- Etchells, H., O'Donnell, A. J., McCaw, W. L., & Grierson, P. F. (2020). Fire severity impacts on tree mortality and post-fire recruitment in tall eucalypt forests of southwest Australia. *Forest Ecology and Management* 459 (2020) 117850. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117850>
- Fernandes, A., Sousa, C. d., Mafalacusser, J., & Alves, T. (2020). *Manual para Instalação e Monitoria de parcelas de Amostragem Permanentes*. Maputo: FNDS;
- Freitas, W. K., & Magalhães, L. (2012). *Métodos e Parâmetros para Estudo da Vegetação com Ênfase no Extracto Arbóreo*. Floresta e Ambiente, p.20, <https://dx.doi.org/10.4322/floram.2012.054>;
- Fusari, A., Lamarque, F., Chardonnet, P., Boulet, H., 2010. Reserva Nacional Do Gilé Plano De Maneio 2012 -2021. *Maputo*: Direcção Nacional das Áreas de Conservação;
- Godbless, M., Anthony, S., & Josiah, K. (2019). The regeneration dynamics of Miombo tree species in Sub-saharan Africa. *African of ecology and Ecosystems*, p. 16.
- Goldammer, J. G. (Novembro de 2017). The role and history of fire in tropical landscapes. Alemanha: Global Fire Monitoring Center;
- Govender, N., Trpllope, W. S., & Wilgen, B. (2006). The effect of fire season, fire frequency, rainfall and management on fire intensity in savanna vegetation in South Africa. *Applied Ecology* 2006 43, 748–758. <https://doi.org/10.1111/j.13652664.2006.01184.x>
- Haglof Sweden AB. (2007). Uses Guide Vertex IV and Transponder T3.V.1.0. Disponível em <https://www.haglofsweden.com>.
- Hammer, Ø. Harper, D. A. T., & Ryan, P. D. (2001). PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4, 9 p. http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm
- Hortiço, N. d. (2021). Pontencial de regeneração natural e crescimento de *Millettia stuhlmanii* Taub. Em Floresta de Miombo como Subsidio para o Manejo Sustentável. Tese de Doutorado (pp. 1-122). Santa Maria, RS: UFSM;
- Keeley, J.E., 2009. Fire intensity, fire severity and burn severity: a brief review and suggested usage. *Int. J. Wildland Fire* 18, 116. <https://doi.org/10.1071/WF07049>

- Khoza, P. T. (2021). The impact of fire on tree species diversity and natural regeneration in miombo woodlands in Chongoni forest reserve, Malawi. Master of Science Dissertation in Forest Management and Environment. University of Pretoria.
- Krebs, P., Pezzatti, G.B., Mazzoleni, S., Talbot, L.M., Conedera, M., 2010. Fire regime: history and definition of a key concept in disturbance ecology. *Theory Biosci.* 129, 53–69. <https://doi.org/10.1007/s12064-010-0082-z>
- Lacerda, E. E. (2017). Influência da Detecção de Outliers na Modelagem do Volume de espécies Tropicais da Amazônia. Curitiba: Universidade Federal do Paraná.
- Lee, K., Leeuwen, W. V., Gillan, J. K., & Falk, D. A. (2024). Examining the impacts of pre-fire forest conditions on severity using multiple remote sensing platforms. *Remote Sens.* 2024,16,1803. <https://doi.org/10.3390/rs1610183>
- Magurran, A. E. (2004). *Measuring Biological Diversity*, ISBN0-623-05633-9. (p.261).
- Mangueira, R. d. (2021). Queimadas na Amazônia 2020: Um estudo sobre as Causas e consequências em longo prazo. Tese, Instituto Federal de Educação, Ciências e Tecnologia da Paraíba, (p. 28). Itaporanga-PB; Universidade de Matanzas. ISBN: 978-959-16-4317-9
- Martins, S. V., Sartori, M., Filho, F., Simoneli, M., Dadalto, G., Pereira, M., & Silva, A. (2014). Potencial de regeneração natural de Florestas Nativas nas diferentes regiões de estado do Espírito Santo. Vitória – ES: CEDAGRO;
- Maúnze, C.R., 2016. Análise Espacial e Temporal de Queimadas usando Imagens Satélite na Reserva Nacional do Gilé (de 2004 a 2014). Universidade Eduardo Mondlane, Maputo
- Meneses, O. M., Ribeiro, N., Shirvani, Z., & Andrew, S. (2024). Spatio-Temporal Analysis of Wildfire Regimes in Miombo of the LevasFlor Forest Concession, Central Mozambique. <https://doi.org/10.3390/fire7080264>
- MICOA. (2012). Perfil Ambiental e Mapeamento do uso actual da Terra nos distritos de zona costeira de Moçambique. Distrito de Pebane. Província da Zâmbia: Ministério para a coordenação da acção Ambiental.
- Miller, C. W., Harvey, B., Kane, V., Moskal, M., & Alvarado, E. (2023). Different approaches make comparing studies of burn severity challenging: a review of methods used to link remote with the composite burn index using sensed data. *International Association of Wildland Fire*, p.27;

- Miombo Network. (2016). O uso e a restauração de florestas de Miombo: necessidade de uma abordagem entregue e holística no manejo do ecossistema para a sustentabilidade a longo prazo. Disponível em https://www.iucn.org/sites/dev/files/content/documents/2017/miombo_network_policy_bref_portuguese.Pdf.
- Montfort, F., Nourtier, M., Grinand, C., Maneau, S., Mercier, C., Roelens, J.-B., Blanc, L., 2021. Regeneration capacities of woody species biodiversity and soil properties in Miombo woodland after slash-and-burn agriculture in Mozambique. *For. Ecol. Manag.* 488, 119039. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119039>
- Moreira, F., Catry, F., Silva, J., & Rego, F. (2010). *Ecologia do Fogo e Gestão de Áreas Ardidas*. ISAPress;
- Moreno, L. Z., & Morcillo, A. (2019). Comparação de três ou mais grupos independentes teste de Kruskal-Walles. Capinas-São Paulo Brasil.
- Mwansa, p. (2018). Investigating the impact of on the natural regeneration of woody species in dry and wet Miombo Woodland. Master's dissertation, Universiteit yunivesithi Stellenbosch University, (p. 187);
- Myonga, P. A. (2019). Status of post harvesting regeneration of miombo woodlands in Kilosa, Tanzania. Dissertation of Master, University of Agriculture Morogoro, Tanzania.
- Nghonda, D.-d. N., Muteya, H., Salomon, W., Mushagalusa, F., Malaisse, F., Ponette, Q., Bogaert, J. (2024). Floristic Diversity and Natural Regeneration of Miombo Woodlands in the Rural Area of Lubumbashi, *D.R. Congo*. *Diversity* 2024, 16, 405. <https://doi.org/10.3390/d16070405>
- Njoghomi, E., Valkonen, S., Karlsson, K., Saarinen, M., Mugasha, W. A., Niemisto, P., Malimbwi, R. (2021). Regeneration Dynamics and Structural Changes in MiomboWoodland Stands at Kitulangalo Forest Reserve in Tanzania. *Sustainable Forestry*, p.20;
- Nunes, P. M. (2019). Delimitação de áreas ardidas, classificação de severidade do fogo, e avaliação da recuperação das áreas ardidas com recurso a imagens multiespectrais do Satélite Sentinel-2. Relatório de Estágio: Escola Superior Agraria Politécnico de Coimbra, (p. 89). Coimbra;
- Pungulanhe, L. A. (2020). Caracterização da vegetação arbórea sob diferentes regimes de queimadas na floresta de miombo, Dissertação de Mestrado, Universidade Eduardo Mondlane. Reserva Nacional do Gilé. Província da Zambézia. Maputo: FAEF;

- R Core Team, 2023. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing;
- Ribeiro, N.S., Cangela, A., Chauque, A., Bandeira, R.R., Ribeiro-Barros, A.I., 2017. Characterisation of spatial and temporal distribution of the fire regime in Niassa National Reserve, northern Mozambique. *Int. J. Wildland Fire* 26, 1021. <https://doi.org/10.1071/WF17085>;
- Ribeiro, N. S., Matos, C., Moura, I., Washington-Alle, R., & Ribeiro, A. (2013). Monitoring vegetation dynamics and carbon stock density in miombo woodlands. <http://www.cbmjournal.com/content/8/1/11>. Carbon Balance and Management.
- Ribeiro, N.S., Shugart, H.H., Washington-Allen, R., 2008. The effects of fire and elephants on species composition and structure of the Niassa Reserve, Northern Mozambique.
- Ribeiro, N.S., Katerere, Y., Chirwa, P.W., Grundy, I.M., 2020. Miombo Woodlands in a Changing Environment: Securing the Resilience and Sustainability of People and Woodlands, *African Journal of Range & Forage Science*. <https://doi.org/10.2989/10220119.2020.1861097>
- Ribeiro, N., Siteo, A., Guedes, B., & Staiss, C. (2002). Manual de Silvicultura. Maputo: Universidade Eduardo Mondlane;
- Rocha, R. d. (2001). Taxas de recrutamento e mortalidade de floresta de Terra-Firme da bacia do rio cuieiras na região de Manaus-AM. Dissertação de Mestrado em Biologia Tropical recursos naturais do convenio INPA/UA. Manaus: 64p
- Rodrigues, A. C. (2019). Regeneração pos-fogo da vegetação na Ribeira de São Pedro e em povoamentos de pinheiro bravo adjacente. Universidade de Lisboa: Instituto superior de Agronomia;
- Ross, T., Srivastava, S. K., & Shapcott, A. (2023). Investigating the Relationship between Fire Severity and Post-Fire Vegetation Regeneration and Subsequent Fire Vulnerability. *Forests* 2023, 14, 222.p.20, <https://doi.org/10.3390/f14020222>
- Ryan, C. m., & Williams, M. (2011). How do fire intensity and frequency affect tree populations and biomass in miombo Woodland? *Ecological Society of America* (p.48);
- Santos, J. P. (2008). Impactos e Colonização Biológica de uma Estrutura de Defesa Costeira - o Quebramar da Aguda (*Tese de doutoramento*, Universidade do Porto, Faculdade de Engenharia). Porto.

- Salimo, M., Buramuge, V., Farão, A., Chauque, A., Bandeira, R., Fernando, J., . . . Ribeiro, N. (2025). Insights on the dynamics of Miombo woody vegetation in Niassa Special Reserve, northern Mozambique. Maputo: International Journal of Wildland Fire. <https://doi.org/10.1071/WF24060>
- Schorn, L. A. (2014). *Fitossociologia*. Santa Catarina: Universidade Regional de Blumenau;
- Silva, R. C. (2010). Testes de Comparação de Médias. Capina Grande: Universidade estadual da paraíba;
- Sousa, M. (2014). A regeneração natural como indicador de sustentabilidade em áreas em processo de restauração. *Tese de Licenciatura* Universidade Federal de Lavras, (p. 128). Lavras-MG.
- Syampungani, S., Chirwa, P.W., Geldenhuys, C.J., Handavu, F., Chishaleshale, M., Rija, A.A., Mbanze, A.A., Ribeiro, N.S., 2020. Managing Miombo: Ecological and Silvicultural Options for Sustainable Socio-Economic Benefits, in: Ribeiro, N.S., Katerere, Y., Chirwa, P.W., Grundy, I.M. (Eds.), *Miombo Woodlands in a Changing Environment: Securing the Resilience and Sustainability of People and Woodlands*. Springer International Publishing, Cham, pp. 101–137. https://doi.org/10.1007/978-3-030-50104-4_4
- Trapnell, C.G., 1959. Ecological Results of Woodland and Burning Experiments in Northern Rhodesia. *J. Ecol.* 47, 129. <https://doi.org/10.2307/2257252>
- Timberlake, J., & Chidumayo, E. (2011). The miombo ecoregion areas of biological importance (Occasional publications in Biodiversity No.20). Bulawayo, Zimbabwe: Biodiversity Foundation for Africa, 2 ed. revised;
- Torres, C. M., Jacovine, L., Oliveira, S., Souza, A., Campos, R., & Schettini, B. (2017). Analise Fitossologica e Valor de Importancia em Carbono para uma Floresta Estacional Semidecidual, J.Floresta e Ambiente. <https://dx.doi.org/10.1590/2179-8087.099714>
- Van Sleenwen, M. (2006). Natural fire regimes in Ontario. Toronto, Ontario, Canada, Ontario Ministry of Natural Resource, queen's printer for Ontario. p.143;
- Vinya, R., Malhi, Y., Brown, N., Fisher, J., Brodribb, T., & Aragao, L. (2018). Seasonal changes in Plant-water relations influence patterns of leaf display in Miombo woodlands: evidence of water conservative strategies. *Tree Physiology*, p.9, <https://doi.org/10.1093/treephys/tpy062>

- Wieczorkowski, J. D., Lehmann, C., Archibald, S., Banda, S., Larridon, I., Mashau, A., .Kapinga, K. (2024). Fire facilitates ground layer plant diversity in a Miombo ecosystem. *Annals of Botany*, p.14,;
- Zolho, R. (2005). Effect of fire frequency on the regeneration of miombo woodland in nhambita, Mozambique. *Dissertaton of Master*, University of Edinburgh, p. 71.

8. Apêndice

Apêndice I: Identificação Taxonômica das espécies não estabelecidas

Nome local	Nome científico	Ni	Familia
Khanhupe	<i>Lannea schimperi</i>	1	Anacardiaceae
Muwepé	<i>Annona senegalensis</i>	8	Annonaceae
Txogori	<i>Diplorhynchus condylocarpon</i>	30	Apocynaceae
RakaRaka	<i>holorena pumbescensies</i>	2	Apocynaceae
Muphophé	<i>Dolichandrone cf alba</i>	1	Bignoniaceae
Tcheka/ Mutchuló	<i>Markhamia Zanzibarica</i>	16	Bignoniaceae
Muetchowakapa	<i>Ehretia amoena</i>	10	Boraginaceae
Eoloa	<i>Commiphora africana</i>	5	Burseraceae
Mutxube	<i>Parinari curatellifolia</i>	29	Chrysobalanaceae
Mophakalawi	<i>Combretum adenogonium</i>	6	Combretaceae
Macucumwana	<i>Combretum molle</i>	22	Combretaceae
Muaphakala	<i>Combretum zeyheri</i>	27	Combretaceae
Muleva	<i>Pteleopsis myrtifolia</i>	111	Combretaceae
Samoro	<i>Terminalia sericea</i>	19	Combretaceae
Namorro	<i>Terminalia stenostachya</i>	6	Combretaceae
Muprurunha/ Mutehe	<i>Byrsocarpus orientalis</i>	74	Connaraceae
Namorro	<i>Evolvulos absinoides</i>	10	Convolvulaceae
Muriparipa	<i>Diospyros mespiliformis</i>	33	Ebenaceae
Makhaucau	<i>Diospyros squarrosa</i>	5	Ebenaceae
Murroca	<i>Acacia nilótica</i>	7	Fabaceae
Tchitchipe	<i>Bauhinia petersiana</i>	5	Fabaceae
Mutchacatcha	<i>Brachystegia boehmii</i>	119	Fabaceae
Morotxo/ Mutocoto	<i>Brachystegia spiciformis</i>	29	Fabaceae
Mukhala	<i>Burkea africana</i>	34	Fabaceae
Repérepe	<i>Cassia petersiana</i>	5	Fabaceae
Impivi	<i>Dalbergia melanoxyton</i>	5	Fabaceae
Evico	<i>Dalbergia nitidula</i>	56	Fabaceae
Mukharala	<i>Erythrophleum africanum</i>	51	Fabaceae
Namphakala	<i>Julbernardia globiflora</i>	153	Fabaceae
Nampire	<i>Millettia stuhlmannii</i>	5	Fabaceae
Vaanha	<i>Mundulea sericea</i>	10	Fabaceae
Muaca	<i>pericopsis angolensis</i>	7	Fabaceae
Nipalé	<i>Prespermum febrífuga</i>	3	Fabaceae
Impira/ Umbila	<i>Pterocarpus angolensis</i>	31	Fabaceae
Réperépe	<i>Senna petersiana</i>	4	Fabaceae
Nacuata	<i>Swartzia madagascariensis</i>	29	Fabaceae
Nawipaé	<i>Tamarindus indica</i>	33	Fabaceae
khatchawadje	<i>Tyloseyma sp</i>	4	Fabaceae
Nakuna	<i>Payos sp</i>	2	Lamiaceae
Molówo	<i>Molówo</i>	9	Não ident
Nikalapa	<i>Nikalapa</i>	6	Não ident
Nirreponalipottha	<i>Nirreponalipottha</i>	2	Não ident
Phiniphi	<i>Phiniphi</i>	4	Não ident
Santchié	<i>Santchié</i>	9	Não ident
Txavi-Txavi	<i>Txavi-Txavi</i>	1	Não ident
Molocáma	<i>Brackenridgea zanguebarica</i>	6	Ochnaceae
Nimuario	<i>Ochna arborea</i>	9	Ochnaceae
Nimuario	<i>Ochna confusa</i>	9	Ochnaceae
Nassilópola	<i>Ochna Schweinfurthiana</i>	13	Ochnaceae
Naquelé	<i>Rourea orientalis</i>	38	Ochnaceae
Misheria/ Impassir	<i>Ximenia caffra</i>	33	Olcaceae
Kirica/Réyewa	<i>Bridelia catártica</i>	6	Phyllanthaceae

Ewaphawé	<i>Hymenocardia acida</i>	10	Phyllanthaceae
Monakali	<i>Margaritaria discoidea</i> var. <i>triplosphaera</i>	22	Phyllanthaceae
Mutholo	<i>Pseudolachnostylis maprouneifolia</i>	42	Phyllanthaceae
Nassuca	<i>Uapaca Kirkiana</i>	3	Phyllanthaceae
Muruporupo	<i>Digitaria</i> sp.	14	Poaceae
Nampifo	<i>Flacourtia indica</i>	28	Salicaceae
Eolówa	<i>Allophylus alnifolius</i>	1	Sapindaceae
Sapanhonho	<i>Balanites maughamii</i>	69	Zygophyllaceae
Total		1341	

Apêndice II: Identificação Taxonómica das espécies estabelecidas

Nome Local	Nome científico	Família	Ni
Aitxe	<i>Albizia adianthifolia</i>	Fabaceae	2
Muwepé	<i>Annona senegalensis</i>	Annonaceae	1
Mutchacatcha	<i>Brachystegia boehmii</i>	Fabaceae	1
Mulucame	<i>Brackenridgea zenguebarica</i>	Ochnaceae	1
Mukhalá	<i>Burkea africana</i>	Fabaceae	1
Muprunha/ Motxea	<i>Byrsocarpus orientalis</i>	Connaraceae	1
Mophakalawi	<i>Combretum adenogonium</i>	Combretaceae	1
Macucumwana	<i>Combretum molle</i>	Combretaceae	1
Evico	<i>Dalbergia nitidula</i>	Fabaceae	2
Tocofi/txogore	<i>Diplorhynchus condylocarpon</i>	Apocynaceae	4
Nakulani	<i>Drypetes natalensis</i>	Putranjivaceae	1
Mukharara	<i>Erythrophleum africanum</i>	Fabaceae	6
Namphacala	<i>Julbernardia globiflora</i>	Fabaceae	6
Kanhumpo	<i>Lannea schimperi</i>	Anacardiaceae	1
Nimuwaro	<i>Ochna arborea</i>	Ochnaceae	1
Nimuwaro	<i>Ochna confusa</i>	Ochnaceae	1
Mutxube	<i>Parinari curatellifolia</i>	Chrysobalanaceae	7
Phiniphini	<i>Phiniphini</i>	Não iden	2
Nipalé	<i>Prespermum febrifuga</i>	Clusiaceae	1
Mutholó	<i>Pseudolachnostylis maprouneifolia</i>	Phyllanthaceae	1
Muleva	<i>Pteleopsis myrtifolia</i>	Combretaceae	1
Umbila	<i>pterocarpus angolensis</i>	Fabaceae	3
Naquele	<i>Rourea orientalis</i>	Connaraceae	1
Santchié	<i>Santchié</i>	Não inde	1
Nawipa	<i>Tamarindus indica</i>	Fabaceae	3
Kochokore	<i>uapaca zanguebarica</i>	Phyllanthaceae	1
Kakatche	<i>Vauchelia xanthopleia</i>	Fabaceae	1
Nakuma	<i>Vitex Payos</i>	Lamiaceae	1
Musheria	<i>Ximenia caffra</i>	Olacaceae	1

Apêndice III Teste de comparação Kruskal –Wallis Densidade dos indivíduos não estabelecidos.

Data: Quantidade by Severidade

Kruskal-Wallis chi-squared = 11.939, df = 2, p-value = 0.002556

> TukeyHSD (aov (Quantidade~Severidade, data=data))

Tukey multiple comparisons of means

95% Family-wise confidence level

Fit: aov (formula = Quantidade ~ Severidade, data = data)

\$Severidade

	diff	lwr	upr	p adj
Baixa-Alta	-12.59376	-78.72256	53.53504	0.8944107
Média-Alta	37.77473	-26.08549	101.63494	0.3440701
Média-Baixa	50.36848	15.71099	85.02597	0.0021218

Apêndice IV Teste de comparação de Densidade dos indivíduos estabelecidos com base no teste Mann-whitney.

	Baixa	Media
Baixa		0,05737
Media	0,05737	

Teste de comparação de densidade Mann –whitney

Apêndice V. Formas de Rebrotação

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)	
Severidade	2	76599	38300	6.250	0.00233	**
rebrotacao	1	417040	417040	68.055	2.19e-14	***
Severidade:rebrotacao	2	14424	7212	1.177	0.31038	
Residuals	198	1213345	6128			

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1						
> Tukeyni						
Tukey multiple comparisons of means						
95% family-wise confidence level						
Fit: aov(formula = ni ~ Severidade * rebrotacao, data = dados)						
\$Severidade						
	diff	lwr	upr	p adj		
Baixa-Alta	-13.87143	-67.99287	40.25001	0.8174178		
Media-Alta	27.23214	-24.97627	79.44055	0.4358918		
Media-Baixa	41.10357	13.30133	68.90582	0.0017100		
\$rebrotacao						
	diff	lwr	upr	p adj		
Toica-Semente	99.34623	75.50793	123.1845	0		

Apêndice VI. Análise SIMPER (%) de contribuição das espécies não estabelecidos na similaridade dos grupos

Taxon	Contrib. %	Mean Média	Mean Baixa	Mean Alta
<i>Julbernardia globiflora</i>	4,948	1,83	1,68	0
<i>Brachystegia boehmii</i>	4,784	1,2	1,8	2,12
<i>Pteleopsis myrtifolia</i>	3,633	1,76	0,314	0
<i>Byrsocarpus orientalis</i>	3,301	1,2	0,87	1,32
<i>Dalbergia nitidula</i>	3,293	0,78	1,11	0
<i>Balanites maughamii</i>	3,188	0,954	1,05	0
<i>Pteropus angolensis</i>	2,101	0,305	0,623	0,866
<i>Burkea africana</i>	1,938	0,482	0,333	1,37
<i>Brachystegia spiciformis</i>	1,93	0,501	0,693	0
<i>Erythrophleum africanum</i>	1,917	0,982	0,222	0
<i>Swartzia madagascariensis</i>	1,862	0,389	0	1,87
<i>Combretum zeyheri</i>	1,755	0,22	0,48	0,5
<i>Rourea orientalis</i>	1,751	0,508	0	1,87
<i>Pseudolachnostylis maprouneifolia</i>	1,733	0,623	0,333	0
<i>Parinari curatellifolia</i>	1,732	0,603	0	0
<i>Diplorhynchus condylocarpon</i>	1,574	0,102	0,81	0
<i>Margaritaria discoidea</i> var. <i>triplosphaera</i>	1,493	0,118	0,703	0
<i>Ximenia caffra</i>	1,459	0,522	0,222	1
<i>Combretum molle</i>	1,423	0,306	0,49	0
<i>Tamarindus indica</i>	1,2	0,322	0,471	0
<i>Diospyros mespiliformis</i>	1,111	0,661	0	0
<i>Hymenocardia acida</i>	1,075	0	0	1,58
<i>Evolvulus absinoides</i>	0,9821	0,166	0	1
<i>Acacia nilótica</i>	0,8758	0	0,222	1,12
<i>Annona senegalensis</i>	0,8526	0,294	0,111	0
<i>Markhamia Zanzibarica</i>	0,8462	0,166	0,314	0
<i>Terminalia stenostachya</i>	0,8399	0	0,272	0
<i>Combretum adenogonium</i>	0,7883	0	0,379	0
<i>Santchié</i>	0,7068	0,118	0,248	0
<i>Ochna Schweinfurthiana</i>	0,7058	0	0,401	0
<i>Flacourtia indica</i>	0,6968	0,433	0	0
<i>Nikalapa</i>	0,6813	0,118	0,222	0
<i>Digitaria</i> sp.	0,6732	0,271	0	0
<i>pericopsis angolensis</i>	0,6375	0,19	0	0,5
<i>Bridelia catártica</i>	0,631	0	0,36	0
<i>Commiphora africana</i>	0,62	0	0,248	0
<i>Uapaca Kirkiana</i>	0,5939	0	0,192	0
<i>Senna petersiana</i>	0,5373	0	0,222	0
<i>Ochna arbórea</i>	0,5343	0,176	0	0
<i>Diospyros squarrosa</i>	0,4716	0	0,248	0
<i>Ehretia amoena</i>	0,4715	0,186	0	0
<i>Brackenridgea zanguebarica</i>	0,4348	0	0,272	0
<i>Phiniphi</i>	0,4218	0	0,222	0
<i>Ochna confuse</i>	0,4068	0,176	0	0
<i>Tyloseyma</i> sp	0,4065	0	0,222	0
<i>Cassia petersiana</i>	0,3969	0	0,248	0
<i>Molowó</i>	0,3967	0,246	0	0
<i>Millettia stuhlmannii</i>	0,3924	0,22	0	0
<i>Terminalia sericea</i>	0,3632	0,256	0	0
<i>Nirreponalipottha</i>	0,3398	0	0,222	0
<i>holorena pumbescensies</i>	0,2982	0,118	0	0
<i>Payos</i> sp	0,2712	0,118	0	0
<i>Mundulea sericea</i>	0,2635	0,186	0	0
<i>Txavi-Txavi</i>	0,2511	0	0,111	0
<i>Prespermum febrífuga</i>	0,2348	0,102	0	0

<i>Bauhinia petersiana</i>	0,2073	0,132	0	0
<i>Allophylus alnifolius</i>	0,2033	0	0,111	0
<i>Dalbergia melanoxylon</i>	0,1863	0,132	0	0
<i>Lannea schimperi</i>	0,1781	0,0588	0	0
<i>Dolichandrone cf alba</i>	0,1775	0	0,111	0

Apêndice VII. Análise SIMPER (%) de contribuição das espécies estabelecidos na similaridade dos grupos

Táxon	Av. Dissim	Contrib. %	Cumulative %	Mean Baixa	Mean Média
<i>Tamarindus indica</i>	15,1	15,33	15,33	0,5	0
<i>Albizia adianthifolia</i>	9,494	9,643	24,98	0,333	0
<i>Diplorhynchus condylocarpon</i>	7,618	7,738	32,72	0,333	0,167
<i>Parinari curatellifolia</i>	7,29	7,405	40,12	0	0,583
<i>Julbernardia globiflora</i>	6,577	6,68	46,8	0,167	0,417
<i>Erythrophleum africanum</i>	6,262	6,36	53,16	0	0,5
<i>Dalbergia nitidula</i>	5,212	5,294	58,45	0,167	0,0833
<i>Santchié</i>	4,747	4,822	63,28	0,167	0
<i>Rourea orientalis</i>	4,747	4,822	68,1	0,167	0
<i>Phinipini</i>	4,181	4,247	72,34	0,333	0
<i>Lannea schimperi</i>	2,56	2,6	74,94	0	0,0833
<i>Ximenia caffra</i>	2,56	2,6	77,54	0	0,0833
<i>Brachystegia boehmii</i>	2,56	2,6	80,14	0	0,0833
<i>Vauchelia xanthopleia</i>	2,56	2,6	82,74	0	0,0833
<i>Combretum adenogonium</i>	2,091	2,124	84,87	0,167	0
<i>Pseudolachnostylis maprouneifolia</i>	2,091	2,124	86,99	0,167	0
<i>Combretum molle</i>	2,091	2,124	89,11	0,167	0
<i>Brackenridgea zinguebarica</i>	2,091	2,124	91,24	0,167	0
<i>Drypetes natalensis</i>	1,91	1,94	93,18	0	0,0833
<i>Annona senegalensis</i>	1,91	1,94	95,12	0	0,0833
<i>Ochna arborea</i>	0,7171	0,7284	95,85	0	0,0833
<i>Vitex Payos</i>	0,7171	0,7284	96,57	0	0,0833
<i>uapaca zinguebarica</i>	0,7171	0,7284	97,3	0	0,0833
<i>Prespermum febrifuga</i>	0,7171	0,7284	98,03	0	0,0833
<i>Ochna confuse</i>	0,7171	0,7284	98,76	0	0,0833
<i>Byrsocarpus orientalis</i>	0,6105	0,6202	99,38	0	0,0833
<i>Burkea africana</i>	0,6105	0,6202	100	0	0,0833

Apêndice VIII. Cálculo da estrutura horizontal do extracto de Baixa severidade de queimadas

Especie	n	np	Ab	Ab %	F	Fr%	Dom	Dom %	IVI %
<i>Tamarindus indica</i>	3,00	3,00	300,00	18	0,50	21	1,07	18	57
<i>Phinipini</i>	2,00	1,00	200,00	12	0,17	7	0,65	11	30
<i>Diplorhynchus condylocarpon</i>	2,00	1,00	200,00	12	0,17	7	0,60	10	29
<i>Albizia adianthifolia</i>	2,00	1,00	200,00	12	0,17	7	0,53	9	28
<i>Rourea orientalis</i>	1,00	1,00	100,00	6	0,17	7	0,62	10	23
<i>Combretum adenogonium</i>	1,00	1,00	100,00	6	0,17	7	0,55	9	22
<i>Pseudolachnostylis maprouneifolia</i>	1,00	1,00	100,00	6	0,17	7	0,53	9	22
<i>Combretum molle</i>	1,00	1,00	100,00	6	0,17	7	0,53	9	22
<i>Santchié</i>	1,00	1,00	100,00	6	0,17	7	0,38	6	19

<i>Brackenridgea zenguebarica</i>	1,00	1,00	100,00	6	0,17	7	0,21	3	17
<i>Dalbergia nitidula</i>	1,00	1,00	100,00	6	0,17	7	0,20	3	16
<i>Julbernardia globiflora</i>	1,00	1,00	100,00	6	0,17	7	0,20	3	16
<i>Annona senegalensis</i>	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0
<i>Brachystegia boehmii</i>	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0
<i>Burkea africana</i>	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0
<i>Byrsocarpus orientalis</i>	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0
<i>Drypetes natalensis</i>	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0
<i>Erythrophleum africanum</i>	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0
<i>Lannea schimperi</i>	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0
<i>Ochna arborea</i>	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0
<i>Ochna confuse</i>	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0
<i>Parinari curatellifolia</i>	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0
<i>Prespermum febrifuga</i>	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0
<i>Pteleopsis myrtifolia</i>	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0
<i>pterocarpus angolensis</i>	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0
<i>uapaca zanguebarica</i>	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0
<i>Vauchelia xanthopleia</i>	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0
<i>Vitex Payos</i>	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0
<i>Ximenia caffra</i>	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0
Total	17,00	6,00	1700,00	100%	2,33	100	6,08	100	300

Apêndice VIII. Cálculo da estrutura horizontal extracto de média severidade de queimadas

Especie	n	np	Ab	Ab%	F	Fr %	Dom	Dom %	IVI %
<i>Parinari curatellifolia</i>	7,00	2,00	700,00	18	0,17	8	3,48	23	49
<i>Erythrophleum africanum</i>	6,00	2,00	600,00	16	0,17	8	2,86	19	42
<i>Julbernardia globiflora</i>	5,00	2,00	500,00	13	0,17	8	1,91	13	34
<i>pterocarpus angolensis</i>	3,00	3,00	300,00	8	0,25	12	0,99		26
<i>Diplorhynchus condylocarpon</i>	2,00	2,00	200,00	5	0,17	8	0,95	6	19
<i>Pteleopsis myrtifolia</i>	1,00	1,00	100,00	3	0,08	4	0,77	5	12
<i>uapaca zanguebarica</i>	1,00	1,00	100,00	3	0,08	4	0,44	3	9
<i>Brachystegia boehmii</i>	1,00	1,00	100,00	3	0,08	4	0,35	2	9
<i>Burkea africana</i>	1,00	1,00	100,00	3	0,08	4	0,34	2	9
<i>Byrsocarpus orientalis</i>	1,00	1,00	100,00	3	0,08	4	0,33	2	9
<i>Vauchelia xanthopleia</i>	1,00	1,00	100,00	3	0,08	4	0,33	2	9
<i>Ximenia caffra</i>	1,00	1,00	100,00	3	0,08	4	0,30	2	8
<i>Drypetes natalensis</i>	1,00	1,00	100,00	3	0,08	4	0,28	2	8
<i>Ochna arborea</i>	1,00	1,00	100,00	3	0,08	4	0,28	2	8
<i>Vitex Payos</i>	1,00	1,00	100,00	3	0,08	4	0,27	2	8
<i>Dalbergia nitidula</i>	1,00	1,00	100,00	3	0,08	4	0,26	2	8

<i>Prespermum febrifuga</i>	1,00	1,00	100,00	3	0,08	4	0,24	2	8
<i>Annona senegalensis</i>	1,00	1,00	100,00	3	0,08	4	0,22	1	8
<i>Ochna confusa</i>	1,00	1,00	100,00	3	0,08	4	0,21	1	8
<i>Lannea schimperi</i>	1,00	1,00	100,00	3	0,08	4	0,20	1	8
<i>Albizia adianthifolia</i>	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0
<i>Brackenridgea zenguebarica</i>	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0
<i>Combretum adenogonium</i>	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0
<i>Combretum molle</i>	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0
<i>Phinipini</i>	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0
<i>Pseudolachnostylis maprouneifolia</i>	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0
<i>Rourea orientalis</i>	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0
<i>Santchié</i>	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0
<i>Tamarindus indica</i>	0,00	0,00	0,00	0	0,00	0	0,00	0	0
Total	38	12	3800	100	2,17	100	15,02	100	300

Apêndice IX Calculo da estrutura vertical (Valor Fitossociológico)

Especie	Estrutura Inferior						Estrutura Média					
	N/ha B	N/ha M	VF B	VF M	PSA B	PSA M	N/ha B	N/ha M	VF B	VF M	PSA B	PSA M
<i>Albizia adianthifolia</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	1,82	0,00	200,00	0,00	0,04	0,00	7,27	0,00
<i>Annona senegalensis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	1,82	0,00	0,00	100,00	0,00	0,02	7,27	0,00
<i>Brachystegia boehmii</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	100,00	0,00	0,02	1,82	0,00
<i>Brackenridgea zenguebarica</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	100,00	0,00	0,02	0,00	1,82	0,00
<i>Burkea africana</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	100,00	0,00	0,02	1,82	1,82
<i>Byrsocarpus orientalis</i>	0,00	100,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,82	7,27
<i>Combretum adenogonium</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	100,00	0,00	0,02	0,00	1,82	16,36
<i>Combretum molle</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,82	0,00	0,00	0,00	0,00	1,82	0,00
<i>Dalbergia nitidula</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	100,00	100,00	0,02	0,02	1,82	0,00
<i>Diplorhynchus condylocarpon</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	100,00	200,00	0,02	0,04	1,82	0,00
<i>Drypetes natalensis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	100,00	0,00	0,02	0,00	1,82
<i>Erythrophleum africanum</i>	0,00	200,00	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00	200,00	0,00	0,04	0,00	1,82
<i>Julbernardia globiflora</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	100,00	300,00	0,02	0,05	0,00	1,82
<i>Lannea schimperi</i>	0,00	100,00	0,00	0,02	0,00	7,27	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Ochna arborea</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	100,00	0,00	0,02	0,00	0,00
<i>Ochna confusa</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,82	0,00	100,00	0,00	0,02	0,00	1,82
<i>Parinari curatellifolia</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	500,00	0,00	0,09	0,00	7,27
<i>Phinipini</i>	100,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	100,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00
<i>Prespermum febrifuga</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	100,00	0,00	0,02	0,00	1,82
<i>Pseudolachnostylis maprouneifolia</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,82

<i>Pteleopsis myrtifolia</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	100,00	0,00	0,02	0,00	45,45
<i>pterocarpus angolensis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	300,00	0,00	0,05	0,00	1,82
<i>Rourea orientalis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	100,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00
<i>Santchié</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	100,00	0,00	0,02	0,00	0,00	1,82
<i>Tamarindus indica</i>	100,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	200,00	0,00	0,04	0,00	0,00	16,36
<i>uapaca zanguebarica</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	100,00	0,00	0,02	0,00	1,82
<i>Vauchelia xanthopleia</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	100,00	0,00	0,02	0,00	1,82
<i>Vitex Payos</i>	0,00	100,00	0,00	0,02	0,00	1,82	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Ximenia caffra</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	100,00	0,00	0,02	0,00	1,82
Total	200,00	500,00	0,04	0,09	3,64	12,73	1200,00	2700,00	0,22	0,49	29,09	114,55

Apêndice IX cont... Cálculo da estrutura vertical (Valor Fitossociológico conti...)

Especie	Estrutura Superior					
	N/ha B	N/ha M	VF B	VF M	PSA B	PSA M
<i>Albizia adianthifolia</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	1,82	0,00
<i>Annona senegalensis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	1,82	0,00
<i>Brachystegia boehmii</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	1,82	0,00
<i>Brackenridgea zenguebarica</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Burkea africana</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Byrsocarpus orientalis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Combretum adenogonium</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Combretum molle</i>	100,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00
<i>Dalbergia nitidula</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Diplorhynchus condylocarpon</i>	100,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00
<i>Drypetes natalensis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Erythrophleum africanum</i>	0,00	200,00	0,00	0,04	0,00	0,00
<i>Julbernardia globiflora</i>	0,00	200,00	0,00	0,04	0,00	7,27
<i>Lannea schimperi</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	7,27
<i>Ochna arborea</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Ochna confuse</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Parinari curatellifolia</i>	0,00	200,00	0,00	0,04	0,00	0,00
<i>Phinipini</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	7,27
<i>Prespermum febrifuga</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Pseudolachnostylis maprouneifolia</i>	100,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00
<i>Pteleopsis myrtifolia</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>pterocarpus angolensis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Rourea orientalis</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Santchié</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Tamarindus indica</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>uapaca zanguebarica</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Vauchelia xanthopleia</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Vitex Payos</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Ximenia caffra</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Total	300	600	0,1	0,1	5,5	21,8

Apêndice X: Regressão linear múltipla (Efeito do fogo na Regeneração natural estabelecida do miombo)

Coefficients:

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)	
Severidade: Temperatura	-54.91662	19.23041	-2.856	0.0245 *	DAP
Severidade: Temperatura	-6.136e-02	2.239e-02	-2.741	0.0289 *	AB
Severidade: Solo	76.36135	23.31692	3.275	0.0136 *	H

Densidade

Coefficients:

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	-271.63252	548.00580	-0.496	0.635
Severidade: Activi.Humanas	-5.47442	19.53779	-0.280	0.787
Severidade:Temperatura	-83.60047	99.59274	-0.839	0.429
Severidade: Frequencia	-1.88673	4.56279	-0.414	0.692
Severidade: Precipitação	0.13642	0.63025	0.216	0.835

Residual standard error: 3.94 on 7 degrees of freedom

Multiple R-squared: 0.3411, Adjusted R-squared: -0.6943

F-statistic: 0.3295 on 11 and 7 DF, p-value: 0.9511

Apêndice XI conti. Correlação de Pearson (Relação entre a interação das variáveis)

	Dap	H	AB	Ni	Sev*Fre	Sev*Pre	Sev*Tem	Sev*Solo	Sev*Act	
Dap										
H	0,31									
AB	0,97	0,283								
Ni	0,24	0,409	0,2							
Sev*Fre	-0,07	-0,09	-0,2	-0,3						
Sev*Pre	-0,1	-0,29	-0,2	-0,3	0,9					
Sev*Tem	-0,08	-0,25	-0,2	-0,2	0,9	1				
Sev*Solo	0,16	-0,03	0,01	-0,1	0,8	0,9	0,86			
Sev*Act	-0,01	-0,44	-0,1	0,09	0,3	0,5	0,42	0,49		

Apêndice XII: estado Fitossanitario Regeneração Natural estabelecida.

Sanidade

Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)

Severidade 1 27641 27641 2.010 0.168

Estado 3 62825 20942 1.523 0.232

Severidade:Estado 2 25337 12668 0.921 0.411

Residuals 26 357530 13751

Vigor

Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)

Severidade 1 754 754 0.037 0.849

Estado 3 48925 16308 0.806 0.505

Severidade:Estado 2 14904 7452 0.368 0.696

Residuals 21 425060 20241

Apêndice XIII: Mortalidade da Regeneração natural não estabelecida.

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)	
Severidade	3	3384	1128	0.985	0.415	
A.pertubadores	1	2008	2008	1.753	0.197	
Severidade:A.pertubadores	1	25810	25810	22.532	6.01e-05 ***	
Residuals	27	30927	1145			

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1						
> Tukeyni<-TukeyHSD(toway.ni)						
> Tukeyni						
Tukey multiple comparisons of means						
95% family-wise confidence level						
Fit: aov(formula = ni ~ Severidade * A.pertubadores, data = dados)						
\$`Severidade:A.pertubadores`						
		diff	lwr	upr	p adj	
Media:Outros-Alta:Fogo	128.33333	27.01254	229.65413	0.0061880		
Media:Outros-Baixa:Fogo	105.25000	17.50362	192.99638	0.0106981		
Media:Outros-Media:Fogo	117.35714	33.45555	201.25873	0.0020528		
Media:Outros-Baixa:Outros	140.00000	47.13796	232.86204	0.0008140		

Apêndice XIV: Mortalidade da Regeneração natural estabelecida.

Severidade	1	2.020e-28	2.020e-28	0.367	0.5571	
A.Pertubador	1	3.606e-27	3.606e-27	6.548	0.0266 *	
Severidade:A.Pertubador	1	1.442e-27	1.442e-27	2.619	0.1339	
Residuals	11	6.058e-27	5.510e-28			

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1						
> Tukeyni<-TukeyHSD(m)						
> TukeyHSD(m)						
Tukey multiple comparisons of means						
95% family-wise confidence level						
Fit: aov(formula = ni ~ Severidade * A.Pertubador, data = dataset)						
\$Severidade						
		diff	lwr	upr	p adj	
Media-Baixa	-1.421085e-14	-4.755319e-14	1.913148e-14	0.3683426		
\$A.Pertubador						
		diff	lwr	upr	p adj	
Outros-Fogo	2.842171e-14	-4.920623e-15	6.176404e-14	0.0874004		

Apêndice XV. Regressão linear Múltipla (efeito dos Factores ambientais na mortalidade das árvores na regeneração natural não estabelecida).

Regression coefficients and statistica						
ni		Coeff.	Std.err.	t	P	R^2
	Constant	-4142,2	3150,3	-1,3148	0,20274	
	Severidade	-48,013	168,97	0,28415	0,77908	0,0045201
	Frequencia	1,9476	3,5397	0,55021	0,58798	0,0055195
	Solo	-20,176	46,398	0,43484	0,66811	0,016972
	Activi.Humanas	-13,676	13,013	-1,0509	0,30523	0,010719
	Precipitação	1,4178	0,67326	2,1058	0,047429	0,15502
	Temperatura	97,896	101,17	0,96764	0,34424	0,011114

Apêndice XVI. % De mortalidade das espécies afectadas (na regeneração natural não estabelecida).

Espécies	Perturbação	Estracto	% ind. Mortos	Obs
<i>Acacia nilotica</i>	Fogo	Alta	50,00	Mortas
<i>Byrsocarpus orientalis</i>	Fogo	Alta	33,72	Mortas
<i>Brachystegia boehmii</i>	Fogo	Baixa	22,8	Mortas
<i>Rourea orientalis</i>	Outros	Média	21,28	Mortas
<i>Julbernardia globiflora</i>	Fogo	Média	19,68	Mortas
<i>Brachystegia boehmii</i>	Outros	Baixa	17,23	Mortas
<i>Julbernardia globiflora</i>	Outros	Baixa	17,23	Mortas
<i>Ximenia caffra</i>	Fogo	Alta	16,28	Mortas
<i>Julbernardia globiflora</i>	Outros	Média	12,13	Mortas
<i>Ximenia caffra</i>	Outros	Média	10,64	Mortas
<i>Dalbergia nitidula</i>	Fogo	Baixa	8,62	Mortas
<i>Julbernardia globiflora</i>	Fogo	Baixa	8,62	Mortas
<i>Combretum molle</i>	Fogo	Média	7,55	Mortas
<i>Pteleopsis myrtifolia</i>	Fogo	Média	7,55	Mortas
<i>Byrsocarpus orientalis</i>	Fogo	Média	6,06	Mortas
<i>Balanites maughamii</i>	Fogo	Baixa	5,81	Mortas
<i>Byrsocarpus orientalis</i>	Fogo	Baixa	5,61	Mortas

<i>Burkea africana</i>	Fogo	Média	3,09	Mortas
<i>Erythrophleum africanum</i>	Fogo	Média	3,09	Mortas
<i>Brackenridgea zanguebarica</i>	Fogo	Baixa	2,81	Mortas
<i>Combretum adenogonium</i>	Fogo	Baixa	2,81	Mortas
<i>Pteleopsis myrtifolia</i>	Outros	Baixa	2,81	Mortas
<i>Pterocarpus angolensis</i>	Outros	Baixa	2,81	Mortas
<i>Terminalia stenostachya</i>	Outros	Baixa	2,81	Mortas
<i>Annona senegalensis</i>	Fogo	Média	1,49	Mortas
<i>Digitaria sp.</i>	Fogo	Média	1,49	Mortas
<i>Pseudolachnostylis maprouneifolia</i>	Fogo	Média	1,49	Mortas
<i>Pterocarpus angolensis</i>	Fogo	Média	1,49	Mortas
<i>Ximenia caffra</i>	Fogo	Média	1,49	Mortas
<i>Balanites maughamii</i>	Outros	Média	1,49	Mortas

Apêndice XVII. Corelação linear (efeito dos Factores ambientais na mortalidade das árvores na regeneração natural estabelecida).

	ni	Severidade	Frequencia	Precipitação	Temperatura	Solo	Activi.Humanas
Ni							
Severidade	- 0,08189						
Frequencia	- 0,03532	0,37851					
Precipitação	- 0,45381	-0,14689	-0,26838				
Temperatura	0,29624	0,49705	0,11513	-0,54301			
Solo	0,16705	0,36902	0,20415	0,019249	0,52962		
Activi.Humanas	- 0,07925	0,052612	-0,23813	0,29321	0,19452	0,42694	