

EFEITOS DE INCÊNDIOS FLORESTAIS SOBRE A REGENERAÇÃO NATURAL NA FLORESTA DE MIOMBO, DISTRITO DE MOCUBA - PROVÍNCIA DA ZAMBÉZIA.

Ing. Mateus João Mapossa¹, MSc. Agnaldo Viriato Nhumbate Ubisse¹, Dr. C. Agustín Beruvides Rodríguez²

1. *Universidade Zambeze- Faculdade de Engenharia Agronómica e Florestal, Mocuba, Mozambique.*

2. *Universidad de Matanzas – Sede “Camilo Cienfuegos”,
Vía Blanca Km.3, Matanzas, Cuba.
agustin.beruvides@umcc.cu*

RESUMO

O presente estudo foi realizado na floresta de Munhiba, localidade de Chingoma, distrito de Mocuba, província de Zambézia com o objectivo de avaliar os efeitos de incêndios florestais sobre a regeneração natural na floresta de Miombo. Para a realização do trabalho foram instalados quatro pontos de amostragem, dos quais 2 (dois) pontos na área de controlo e 2 (dois) pontos na área queimada. Para avaliar as causas de incêndios florestais fez-se entrevista semi-estruturada. Nas duas áreas amostrais foram registradas 30 espécies na área de controlo e 21 espécies na área queimada, pertencentes a 11 famílias e a 23 géneros e um total de 580 indivíduos. As causas que influenciam a ocorrência de incêndios florestais no ecossistema de Miombo, no povoado de Chingoma são: a agricultura (67.9%), produção do carvão vegetal (17.6%), caça (11.8%), pastagem (2.9%).

Palavras-chaves: Incêndios florestais, regeneração natural, estrutura e composição florística.

I. INTRODUÇÃO

1.1. Generalidades

O fogo é um fenómeno natural predominante em alguns ecossistemas terrestres, particularmente nas regiões tropicais e subtropicais do continente africano, no entanto, pode se considerar que as regiões tropicais do continente África estão a se transformar em ecossistemas de savana devido a frequência de ocorrência de incêndios florestais (Pyne, 1998). Entretanto, em Moçambique a ocorrência de incêndios florestais devido a causas antrópicas chega a atingir 90%, correspondente a perdas de aproximadamente 30 milhões de hectares por ano (Aubreville, 1947).

Segundo Chaposa, (2002), o ecossistema de Miombo apoia diretamente o sustento de cerca de 39 milhões de pessoas nas zonas rurais da África Central, onde mais 15 milhões de habitantes, dependem extritamente de bens e serviços produzidos nestes ecossistemas. A dinâmica da floresta do miombo é essencialmente impulsionada pelo desenvolvimento social, factores culturais, económicos e ecológicos. E a sua capacidade de regenerar sementes e brotos dá às florestas uma oportunidade única de ser gerenciado de forma sustentável sem comprometer seu desenvolvimento florístico e estrutural. Entretanto o fogo no miombo caracteriza a ecologia e serve de instrumento para reduzir os danos provocados pelo fogo ou incêndio e equilibrar a diversidade florística, também influencia na dinâmica de regeneração e sucessão natural, permitindo a germinação de sementes e a nitrificação dos solos (Furley *et al*, 2008).

Durante o século XX, o fogo passou a ser visto como uma ameaça à população e aos recursos naturais, e muitos países desenvolveram programas convencionais para a prevenção ao fogo e criaram organizações de supressão para proteger a população e os recursos naturais (Brown, 2000).

O efeito do fogo sobre a componente florística e faunística podem ser directos e indirectos, variando em função do regime do fogo, isto é, da intensidade, da frequência, da sazonalidade e duração dos incêndios (Ribeiro, 2012). Os efeitos directos fazem-se sentir

directamente- na vida selvagem, no ar, no solo, na água, e na saúde pública. Enquanto, que os efeitos indirecto do fogo tem impacto sobre a vegetação, fazem-se sentir tardeamente, estão relacionados com a morte das árvores, o que causa a redução das florestas através da destruição da cobertura vegetal, destruição de húmus, morte de microrganismos, e perda de nutrientes de solo, entre outros factores (Soares, 1988).

O presente estudo restringe-se em compreender os efeitos dos incêndios florestais sobre a regeneração natural na formação de miombo, com vista a garantir a manutenção da diversidade biológica de forma a melhorar o conhecimento do efeito do fogo sobre o ecossistema e forma adequadas de prevenção e combate a incêndios que ocorrem frequentemente.

1.2. Problema de estudo e justificativa

Os incêndios florestais influenciam na dinâmica dos ecossistemas florestais, no entanto, os factores antrópicos contribuem para alteração do regime de fogo, causando enormes prejuízos sobre as formações vegetais, dentre os quais, modificam a estrutura e composição na comunidade vegetal, isto é, reduzem a capacidade regenerativa e de resiliencia dos ecossistemas. Micoa (2007), sustenta que a forte dependência da população em relação aos recursos florestais e ao elevado índice de analfabetismo tem contribuído para a ocorrência de incêndios florestais o que contribui de certa forma para a degradação dos ecossistema.

Os incêndios florestais têm impacto directo e indirecto sobre a fauna e a flora, isto é, nos processos ecológicos de florestas tropicais são perdas nos estoques de biomassa, alterações no ciclo hidrológico e de nutrientes (Salati e Vosep, 1984) e o empobrecimento das comunidades animais e vegetais nativas (Pinard *et al.* 1999), que pode estar associado a invasões biológicas (Mueller-Dombois, 2001). No entanto, esta a si empreender esforços para compreender os efeitos do fogo sobre as florestas tropicais, particularmente em Moçambique onde os estudos sobre o fenomeno são relativamente recentes. Todavia, estudos recentes sobre o fogo nos ecossistemas florestais têm sido motivados por sua

importância na emissão de gases do efeito estufa, potencializando os danos causados pelo aquecimento global (Fearnside, 1990) e pelos impactos ecológicos dos incêndios (Cochrane, 2003).

Neste contexto, o presente trabalho visa avaliar os efeitos do fogo sobre a regeneração florestal, o que permitirá desenhar estratégias que visam a promover, apoiar, coordenar actividades de prevenção e combate aos incêndios florestais no distrito de Mocuba, na província da Zambézia, em particular no povoado de Chingoma. Morgera, (2009) sustenta que os aspectos chaves de um manejo efectivo dos incêndios florestais estão relacionados com a abordagem participativa e integração das comunidades no manejo do fogo, como mecanismos adaptativos e sustentáveis do manejo do fogo, sendo necessária a inclusão das comunidades rurais na gestão das formações florestal.

1.3. Objectivos

1.3.1. Geral

- ❖ Avaliar o efeito de incêndios florestais sobre a regeneração natural na floresta de Miombo no povoado de Chingoma, no posto administrativo de Munhiba, Distrito de Mocuba, Provincia da Zambézia.

1.3.2. Específicos

- ❖ Caracterizar a composição florística da regeneração arbóreo e arbustivo na área de controlo e área queimada da comunidade florestal de miombo;
- ❖ Descrever o estágio de regeneração natural no estrato arbóreo e arbustivo na área de controlo e área queimada na floresta de miombo;
- ❖ Identificar e descrever os factores que influenciam para a ocorrência de incêndios florestais no ecossistema de miombo no povoado de Chingoma.

III. MATÉRIAS E MÉTODOS

3.1. Caraterização da área de estudo

O estudo foi realizado no campo florestal de Munhiba, concretamente no distrito de Mocuba, com uma superfície de 9062 Km², representa cerca de 8% do território da Zambézia, fica situado na parte central da provincia entre os paralelos 16° 17'S e 17° 32'S e entre os meridianos de 35° 12'E e 37° 35'E (PEDDM, 2014). O distrito de Mocuba é limitado a Norte, pelo Rio Nampevo que separa-o do Distrito de Ile e pelo Rio Licungo que separa-o do Distrito de Lugela; a Sul, pelo Distrito de Namacurra; a Este com os Distritos de Maganjada Costa e Ile; e a Oeste com os Distritos de Milange e Morrumbala, através dos Rios Liciro e Laze.

3.1.1. Condições climáticas

O clima do distrito, segundo a classificação climática de Thorntwaite, é do tipo sub-húmido (subtropical), sendo influenciado pela Zona de convergência inter-tropical, determinando o padrão de precipitação, com a estação chuvosa de Dezembro a Fevereiro, associado a outras depressões que condicionam o estado do tempo nas duas estações, chuvosa e seca. Resulta de Novembro a Fevereiro um tempo quente e húmido e de Março a Outubro um tempo seco e fresco, por vezes com precipitações irregulares. A precipitação média anual varia de 850 mm na estação de Chingoma, a 1.300 mm na estação de Malei, a sul da Cidade de Mocuba, e cerca de 1.175 mm na estação climática de Mocuba. A temperatura média mensal varia entre 20 e 27°C, com a temperatura máxima variando de 27 a 35°C, e a mínima de 15 a 22°C MAE (2005).

3.1.2. Solos

Mocuba apresenta diversos tipos de solos com predominância para os solos vermelhos arenosos, de textura média e argilosos e o de origem dos aluviões. Esta região é

caracterizada pela ocorrência de terreno suavemente ondulado, com alguns acidentes orográficos dispersos, ultrapassando os 400 metros de altitude, na sua maioria com os cumes rochosos. As planícies são sistematicamente atravessadas por vales profundos em forma de V na paisagem mais acidentada, e por vales ou depressões ovais pouco profundas, planas e alagadicas, também conhecidos por dambos (PEDDM, 2014).

3.1.3. Condições socioeconómico

De acordo PEDDM (2014) a agricultura é a actividade dominante e envolve quase todos os agregados familiares. O Distrito de Mocuba possui enormes potencialidades de recursos naturais (agro-pecuários, florestais, pesqueiros, minerais), artístico-culturais e de turismo, cujo nível de exploração ainda é baixo, colocando-o numa situação de menor grau de desenvolvimento socioeconómico.

O Distrito é rico em espécies nativas produtoras de madeiras preciosas e tem grande potencial silvícola. As principais espécies de madeira são: Mucarala, Umbila, Chanfuta, Jambire, Muroto, Pau-ferro e Mondzo. O desflorestamento e a erosão de solos são problemas que afectam sobremaneira o distrito de Mocuba. A lenha é a fonte de energia mais utilizada para a confecção de alimentos (PEDDM, 2014).

3.1.4. Fauna e Flora

O distrito de Mocuba é dominado por floresta de Miombo com ocorrência de espécies maioritariamente da família fabaceae tais como: *Pericopsis angolensis*, *Pterocarpus angolensis*, *Millettia stuhlmannii*, *Burkea africana*, *Khaya nyasica*, *Swartzia madagascariensis*, *Cordyla africana*, *Azalia quanzensis*, *Combretum imberbe* e animais como Cabritos, Jibóia, Macacos, *Potamochoerus porcus* (Porco bravo), Coelho, *Phantera leo* (Leão), *Phacochoerus aethiopicus* (Javali), *Hippopotamus amphibius* (Hipopótamo) (PEDDM, 2016).

3.1.5. Desenho de amostragem

Com base no tipo de vegetação que ocorre no local, foram identificadas duas áreas amostrais, uma área que frequentemente queima e uma outra área não queimada (áreas de controlo) com ajuda das comunidades próximas do local de estudo. Em seguida com amostragem aleatoria sistemática em cada área foram alocados 4 pontos amostrais, onde foram demarcados, em cada área, 2 transectos com 500m de comprimento, no sentido borda interior. A distância entre transectos foi de 2 km na área queimada assim como na área de floresta não queimada. Em cada transectos foram estabelecidas 5 parcelas ao longo, separadas por uma distância de 100 m (Figura 3). A alocação das unidades amostrais foi proporcional á extensão de cada área de estudo, de modo a garantir uma maior distribuição e representatividade das amostras.

3.2. Recolha de dados

A recolha de dados foi realizada na estação seca de Agosto à Novembro de mês de 2017 e na estacao chuvosa de Dezembro a Janeiro de mês de 2018, através da colecta diaria dos seguintes parâmetros: Densidade, Frequência, Dominância, Índice de valor importância, Índice de valor de cobertura e composição e diversidade florística.

3.2.1. Amostragem para vegetação arbórea-arbustiva

Para a amostragem da regeneração natural foram consideradas duas classes de tamanho, designadamente: (i) individuos com DAP <5 cm, considerados como plântulas/regeneração natural não estabelecida, amostrados em quadrículas de 5x5m dentro da sub-parcela e (ii) individuos com DAP < 5 cm e altura ≥ 10 cm, (estacas/ regeneração natural estabelecida), amostrados em unidades amostrais de 20x50m (Hosokawa, 1986) ao longo dum transeto de 500 m.

Tudos indivíduos da regeneração natural registados foram identificados pelo nome local e posteriormente pelo respectivo nome científico, de modo a produzir a informação relativa a composição florística e fitossociológico, onde as estacas foram mensuradas quanto ao diâmetro e altura total, de modo, a determinar a estructura fisionómica, e avaliadas quanto

ao estado sanitário, de modo a determinar estrutura parâmetrica. Foram feitas entrevistas semi-estruturadas na comunidade de Chingoma, sobre as principais causas de incêndios florestais. Onde foi abordado o método de amostragem probabilístico (Amostragem Aleatória Simples), em que cada individuo tem a mesma probabilidade de ser incluído na amostra Barbetta (2002).

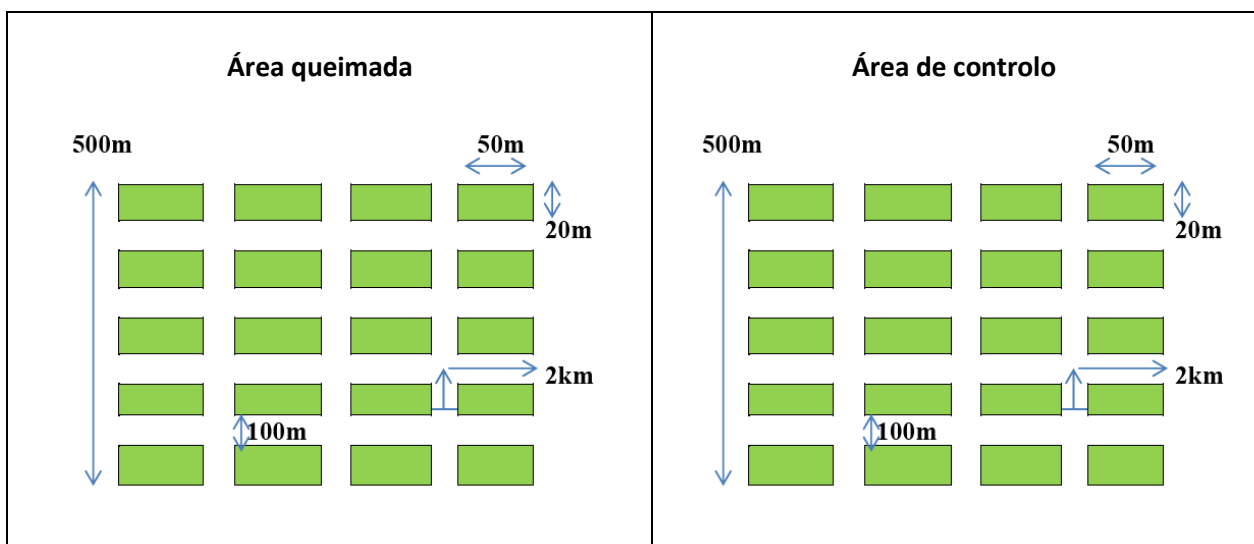


Figura 1: Ilustração das parcelas de amostragem.

3.2.2. Entrevistas

A determinação do tamanho de amostra dos inqueridos, baseou-se na população total (800) para o povoado de Chingoma e foi usado o erro amostral de 5%, com o grau de certeza ou confiança de 90%. No total foram entrevistados 34 agregados familiares.

$$N = \frac{Z^2 \alpha / 2 * P * q}{E^2}$$

Onde:

n = Número de indivíduos na amostra

Z_{α/2} = Valor crítico que corresponde ao grau de confiança desejado.

p = Proporção populacional de indivíduos que pertence a categoria que estamos

Interessados em estudar.

q = Proporção populacional de indivíduos que não pertence à categoria que estamos interessados em estudar ($q = 1 - p$).

E = Margem de erro ou erro máximo de estimativa.

No âmbito da determinação de tamanho de amostra, o número de agregados familiares que foram entrevistados, foi feito pelo método de Levine (2000), que sugere se “ p ” e “ q ” não forem conhecidos exige que se substituam os valores populacionais p e q , por valores amostrais p^{\wedge} e q^{\wedge} . Mas se estes também forem desconhecidos, substituímos p^{\wedge} e q^{\wedge} por 0,5, obtendo a seguinte estimativa para a determinação de tamanho de amostra para populações.

$$n = \frac{Z^2 \alpha / 2 * 0.25}{E^2}$$

3.2.3. Análise de dados

Os dados do campo foram processados com o auxílio do *software* Excell 2010 onde foram obtidas as estimativas dos parâmetros florísticos (composição e diversidade florística) dados pelas formulas (1, 2, 3 e 4) e parâmetros fitossociológicos (abundância, dominância, frequência e índice de valor de importância) dados pelas formulas (5 à 14), onde abundância, que é o número de plantas de cada espécie na composição florística do povoamento; dominância, que se define como sendo a medida da projecção total do corpo da planta no solo; frequência, que mede a distribuição de cada espécie, em termos percentuais, sobre a área; e índice de valor de importância, que é a combinação, em uma única expressão, desses três dados estruturais (Lamprecht *et al.*,1962 e 1964).

A análise de regeneração fornece indicações sobre a relação e a quantidade de especies que constituem o estoque da floresta, a sua representação em termos de número de indivíduos,

ajudam a inferir sobre o comportamento e desenvolvimento futuro da floresta (Guedes, 2004). Para análise dos dados obtidos na entrevista foi usado o pacote estatístico SPSS Statistics 18.

IV. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Composição e diversidade Florística

No levantamento florística feito na floresta nativa de Munhiba-Localidade de Chingoma, foram registrados 276 indivíduos na área queimada e 304 na área de controlo, sendo eles representados em 30 espécies para área de controlo e 21 espécies para área queimada em 11 famílias, neste contexto a família fabaceae foi a que melhor apresentou maior número de indivíduos nas duas áreas queimada e área de controlo, contendo (168) indivíduos na área queimada e área de controlo com (204) indivíduos, em relação das outras famílias (Tabela 1).

Tabela 1: Número de espécies e género por família da área total de estudo

Família	Área de controlo		Área queimada	
	Espécies	Indivíduos	Espécies	Indivíduos
Annonaceae	1	11	2	5
Anacardiaceae	3	9	1	11
Bignoiaceae	1	9	1	11
Combretaceae	1	15	2	16
Euphorbiaceae	1	8	1	11
Fabaceae	15	204	8	168
Leguminosae	2	11	1	19
Loganiaceae	1	16	2	17
Melianthaceae	1	3	1	3
Moraceae	2	10	1	5
Rubiaceae	2	8	1	10
Total	30	304	21	276

Resultados similares foram obtidos por Giliba *et al.* (2012) e Chidumayo (2013), no seu estudo sobre composição de espécies, riqueza e diversidade em miombo bosque da reserva florestal de Bereku, Tanzânia com 62 espécies e 1677 indivíduos para área de controlo e 59 espécies e 1574 indivíduos para área queimada, respectivamente. No entanto, o efeito do fogo sobre a estrutura da floresta nas áreas de controlo e áreas queimadas, nota-se diferenças, visto que, a área de controlo apresenta maior riqueza de espécies e densidade arbórea em relação a área queimada (tabela 1), comparando-se as duas áreas, pode-se afirmar que a perda provável em riqueza e densidade arborea nas áreas queimadas é devido a alta intensidade do fogo que causa alterações no ciclo biogeoquímico (Whelan, 1995) e consequentemente na composição florística causando assim degradação florestal. A menor taxa de ocorrência de regeneração natural nas áreas queimadas provavelmente tenha sido influenciada pela ocorrência do fogo intenso, devido à maior disponibilidade de biomassa de fácil combustão das gramíneas (Forman, 1995). De modo geral, os fragmentos florestais regenerados na área queimada apresentavam-se com maior diversidade, com baixas taxas de regeneração, em algumas áreas foi observado que a regeneração natural ocorria através do banco de sementes (Martins, 2009).

As diferenças encontradas na composição florística nas áreas amostrais estão associadas à exploração de madeira bem como ao desmatamento e aos incêndios florestais para abertura de machambas e a caça que causam a degradação contínuo do ecossistema de miombo. Para este facto deve-se a densidade de árvores que é menor quanto nas proximidades à borda, o que diminuiu a disponibilidade de rebrotas para regeneração; ao banco de sementes que sofre maior redução na faixa externa, as plântulas oriundas de sementes e a rebrotos de espécies arbóreas que germinam na faixa externa ainda tiveram de enfrentar forte competição com as lianas e gramíneas invasoras.

4.1.1. Diversidade florística

Na área de estudo, verificou-se que o índice de diversidade de Shannon é maior na área de controlo com 2,628 seguido da área queimada com 1,056, enquanto o Pielou é maior na área de controlo com 0,773 seguindo da área de queimada com 0,435, respectivamente.

Tabela 2: Diversidade florística

	Área de controlo	Área queimada
Índice de Shannon- Wiener (H')	2,628	1,056
Equabilidade de Pielou (J')	0,773	0,435

Os índices ecológicos, considerados no estudo, variaram entre 2,628 a 1,056 para o índice de diversidade Shannon-wiener (H') e entre 0,773 a 0,435 para a equabilidade de Pielou (J') respectivamente nas duas áreas queimada e área de controlo. Resultados similares foram encontrados por Fiedler (2004) ao fazer estudos sobre efeito de incêndios florestais na estrutura e composição florística de uma área de cerrado *sensu stricto* na fazenda água limpa-df, onde obteve o índice de diversidade (Shannon) encontrado no primeiro inventário foi de 2,55 e no segundo, de 2,47. José (2017), no seu estudo sobre estágio de regeneração de *Swartzia madagascariensis* onde por meio desta obteve o índice de Shannon-Wiener (H') 2,400.

Segundo Falcão (2007), A coincidência dos resultados de elevado número de espécies na família Fabaceae se deve ao facto de as florestas da Zambézia na formação de Miombo, ser dominado pela família Fabaceae. Kalaba *et al.* (2013), consideram que a diferenciação da riqueza e da composição florística nessas florestas está relacionado ao estágio sucessional, ao histórico de perturbação por actividade humana e às condições climáticas.

Resultados contraditórios foram obtidos na Tanzania, por Njana (2008) em duas áreas de miombo em recuperação, após sofrer distúrbios, obteve valores para o índice Shannon-Wiener (H') superiores a presente pesquisa 3,8 e 3,76, respectivamente. Esses resultados são interessantes tratando-se de mesma formação florestal, pois evidencia que o estágio sucessional influenciou fortemente neste índice. Facto que mostra que existe maior diversidade e distribuição uniforme de número de indivíduos por espécies na área de estudo.

4.1.2. Índice de Morisita

Observa-se na tabela 3 que o índice de Morisita e do padrão de distribuição espacial das espécies entre as duas áreas em estudo, indicam uma distribuição espacial com maior número de indivíduos uniformes para as duas áreas de queimada tanto a de controlo, e menor número de indivíduos agregados.

Tabela 3: Resultados do Índice de Morisita e do padrão de distribuição espacial das espécies nas áreas de estudo (área de controlo e áreas queimadas)

Nome científico	Área queimada			Área de controlo		
	I	X ² calc	Padrão de dispersão	I	X ² calc	Padrão de dispersão
<i>Brachystegia spiciformis</i>	0.512	0.262	Uniforme	0.541	0.293	Uniforme
<i>Pseudolachnostylis maprouneifolia</i>	0.222	0.049	Uniforme	0.367	0.135	Uniforme
<i>Burkea africana</i>	0.270	0.073	Uniforme	0.120	0.014	Uniforme
<i>Pterocarpus angolensis</i>	0.442	0.196	Uniforme	0.176	0.031	Uniforme
<i>Anona senegalensis</i>	0.532	0.283	Uniforme	0.540	0.292	Uniforme
<i>Artabotrys brachypetalus</i>	0.100	0.010	Uniforme	0.366	0.134	Uniforme
<i>Piliostigma thoningii</i>	0.000	0.000	Aleatória	0.544	0.296	Uniforme
<i>Berchemia discolor</i>	1.000	1.000	Agregado	0.419	0.175	Uniforme
<i>Ficus lutea Vahl</i>	0.455	0.207	Uniforme	3.322	11.036	Agregado
<i>Cussonia spicata</i>	0.200	0.040	Uniforme	0.222	0.049	Uniforme
<i>Pericopsis angolensis</i>	0.142	0.020	Uniforme	0.542	0.177	Uniforme
<i>Brachystegia utilis</i>	0.000	0.000	Aleatória	3.550	12.603	Agregado
<i>Sclerocarya birrea</i>	0.543	0.295	Uniforme	0.526	0.277	Uniforme
<i>Bombax rhodognaphalon</i>	0.000	0.000	Aleatória	0.071	0.005	Uniforme
<i>Amblygonacarpus andongensis</i>	3.032	9.193	Agregado	2.123	4.507	Agregado
<i>Julbernardia globiflora</i>	0.142	0.020	Uniforme	0.526	0.277	Uniforme
<i>Strychnos spinosa</i>	0.500	0.250	Uniforme	0.074	0.005	Uniforme
<i>Ficus ingens</i>	0.000	0.000	Aleatória	2.112	4.461	Agregado
<i>Tamarindus indica</i>	0.399	0.159	Uniforme	0.492	0.242	Uniforme
<i>Millettia stulmannii</i>	0.510	0.260	Uniforme	1.000	1.000	Agregado
<i>Pterocarpus rotundifolius</i>	0.000	0.000	Aleatória	0.281	0.079	Uniforme

<i>Breonadia microcephala</i>	0.000	0.000	Aleatória	0.469	0.220	Uniforme
<i>Combertum inberbe</i>	0.423	0.179	Uniforme	0.570	0.325	Uniforme
<i>afzelia quanzensis</i>	0.229	0.053	Uniforme	0.550	0.303	Uniforme
<i>Sterculia quinqueloba</i>	0.136	0.019	Uniforme	0.421	0.177	Uniforme
<i>Brachystegia bussei</i>	0.455	0.207	Uniforme	0.000	0.000	Aleatória
<i>Kigelia pinnata</i>	0.000	0.000	Aleatória	0.350	0.123	Uniforme
<i>Funtumia latifolia</i>	0.000	0.000	Aleatória	0.567	0.321	Uniforme
<i>Erythrophleum suaveolens</i>	0.000	0.000	Aleatória	0.00	0.00	Aleatória
<i>Swartzia madagascariensis</i>	2.210	4.884	Agregado	0.564	0.318	Uniforme
TOTAL	14.716	18.423		22.248	38.657	

Onde: **I**: valor calculado para o Índice de Morisita; **X² calc**: Valor do Qui-quadrado calculado.

Com a utilização do índice de Morisita, que considera a densidade das populações nas áreas amostradas, constatou-se uma redução na diversidade de espécies entre as duas áreas amostras. Onde os valores encontrados para este índice na área queimada variaram entre 0.222 a 0.542 para indivíduos uniformes e de 1 a 3.032 para indivíduos agregados. Ao passo que para a área de controlo variaram entre 0.021 a 0.570 para indivíduos uniformes e 1 a 3.322 para indivíduos agregados. Resultados diferentes foram obtidos por Ratter y Dargie (1992), estudo sobre análise comparativa da florística e fitossociologia da vegetação arbórea, onde os valores encontrados variavam entre 0,21 a 0.51 área queimada e 0,80 a 0,99 área de controlo.

Segundo (Gorenstein, 2009) a diferença da distribuição espacial de populações em regeneração na área Q e NQ, deve-se ao potencial que estas espécies possuem de se recuperar de incêndios. De uma forma geral, os resultados da avaliação da distribuição espacial indicam que a vegetação corresponde a florestas secundárias jovens. Porém, o mesmo apresenta uma comunidade estável e autorregenerativa, além de preservar características da estrutura original.

Entretanto, a baixa densidade de indivíduos na área queimada indica que o impacto do fogo foi alta para as espécies quando comparadas com a área de controlo Sampaio (2005) este

efeito pode estar associado a distribuição espacial, densidade e tamanho médio dos indivíduos nas áreas estudadas e estrutura populacional da vegetação entre as áreas submetidas aos diferentes regimes de queima.

Com base nos valores determinados do Índice de Morisita, verifica-se que na sua maioria as espécies apresentam uma distribuição espacial uniforme, tanto nas áreas de controlo assim como nas áreas queimadas, este facto pode estar associado a factores controladores da densidade (por exemplo alelopatia) ou factores ambientais (características edáficas) (Silva *et al.*, 2009). Em contra partida, algumas espécies apresentam uma distribuição espacial agregado, deve-se as sementes que caírem também de forma agrupada da planta-mãe, que garantem que a regeneração natural das espécies se mantenha de forma contínua (Negrini *et al.*, 2012).

No entanto, a aplicação do índice de Morisita é de grande importancia na conservação e no manejo florestal, pois a sua interpretação produz subsídios importantes para a elaboração de modelos de restauração de áreas degradadas, enriquecimentos de remanescentes florestais, conservação de germoplasma e outras actividades. Toda via, de acordo com Oliveira-Filho *et al.* (2006) o processo de dispersão por si só, não garante o sucesso da regeneração, pois é preciso que haja condições de solo e clima apropriadas para o estabelecimento das plantas jovens.

4.1.2. Análise fitossociológico

4.1.3. Estrutura horizontal

Foram registadas 580 indivíduos distribuídos em 30 espécies e analisadas em função do índice de valor de importância. Nas áreas amostrais destacaram-se cinco (5) espécies com maior índice de valor de importância (IVI %) nomeadamente: a *Brachystegia spiciformis* seguido *Bombax Rhodognaphalon* e *Piliostigma thoningii*, *Millettia stulmannii*, *Breonadia microcephala*.

Tabela 4: Lista de espécies que mais se destacaram por área de estudo quanto ao Índice de Valor de Importância (IVI), $5 \leq \text{DAP} < 10$ cm

Nome científico	IVI por área de estudo %			
	Área de controle		Área queimada	
	IVI %	IVC %	IVI %	IVC %
<i>Brachystegia spiciformis</i> Benth.	19.2	20.87	9.76	8.96
<i>Pseudolachnostylis maprouneifolia</i>	3.67	3.13	2.39	2.23
<i>Burkea africana</i> Hook	2.14	2.42	2.47	2.62
<i>Pterocarpus angolensis</i>	2.87	2.33	4.79	5.03
<i>Anona senegalensis</i> Pers.	3.28	3.33	2.31	2.12
<i>Artabotrys brachypetalus</i> Benth.	1.77	1.47	3.11	3.58
<i>Piliostigma thoningii</i>	5.04	4.78	2.73	2.48
<i>Berchemia discolor</i> Hemsl	1.18	1.37	3.77	3.5
<i>Ficus lutea</i> Vahl Miq.	1.76	2.24	3.41	3.76
<i>Cussonia spicata</i> Thunb.	1.77	1.86	2.04	2.26
<i>Pericopsis angolensis</i> DC.	4.3	3.67	3.91	3.98
<i>Brachystegia utilis</i> Hutch. & Burt Davy	1.77	1.86	3.11	3.58
<i>Sclerocarya birrea</i>	2.03	1.86	3.61	3.8
<i>Bombax rhodognaphalon</i>	5.18	4.59	1.97	1.87
<i>Amblygonacarpus andongensis</i>	2.14	2.42	3.23	3.76
<i>Julbernardia globiflora</i>	2.53	2.6	3.52	3.12
<i>Sclerocarya birrea</i>	2.26	2.6	3.29	3.58
<i>Ficus ingens</i> Miq.	2.91	2.78	2.5	2.4
<i>Tamarindus indica</i>	2.77	2.96	3.4	2.66
<i>Millettia stulmannii</i> Taub	4.41	4.23	7.51	7.75
<i>Pterocarpus rotundifolius</i> Druce	2.01	1.42	1.78	1.85
<i>Breonadia microcephala</i>	3.44	3.18	4.37	4.67
<i>Combretum imberbe</i> Wawra	3.54	3.33	3.94	3.21
<i>Azelia quanzensis</i> Welw.t	2.26	2.6	3.22	2.66
<i>Sterculia quinqueloba</i> K.Schum.	3.03	2.96	1.17	1.21
<i>Brachystegia bussei</i> Benth.	2.53	2.6	1.85	1.69
<i>Kigelia pinnata</i>	3.28	3.33	2.86	2.94
<i>Funtumia latifolia</i>	2.26	2.6	3.83	4.12
<i>Erythrophleum suaveolens</i>	2	2.21	1.77	1.57
<i>Swartzia madagascariensis</i> Desv.	2.66	2.4	2.39	3.04
Total	100	100	100	100

IVI (%) – percentagem do índice de valor de importância, IVC (%) – índice de valor de cobertura.

Para os parâmetros fitossociológicos (frequência, densidade e a dominância) das 30 espécies encontradas no intervalo de $5 \leq \text{DAP} < 10$ cm, foram registados dez (10) espécies com maior densidade e frequência relativa em todas áreas amostrais: *Brachystegia spiciformis*, *Azelia quanzensis*, *Sterculia quinqueloba*, *Millettia stulmannii*, *Bombax*

Rhodognaphalon, *Pericopsis angolensis*, *Piliostigma thoningii*, *Pterocarpus angolensis*, *Pseudolachnostylis maprouneifolia*, *Combertum imberbe*.

Portanto observou-se que na área de controlo a espécie *Brachystegia spiciformis* obteve (15.87%), *Sterculia quinqueloba* (10.86%), *Bombax Rhodognaphalon* (6.35%), *Piliostigma thoningii* (5.56%), *Pericopsis angolensis* (5.56%), *Pseudolachnostylis maprouneifolia* (4.76%). Entretanto para a área queimada a espécie *Brachystegia spiciformis* obteve um total de (11.35%), *Millettia sthulmannii* (10.14%), *Combertum imberbe* (5.41%), *Afzelia quanzensis* (4.32%), *Pericopsis angolensis* (4.32%), respectivamente.

Resultados contraditórios foram encontrados por Chuma (2015), no seu estudo sobre a análise da dinâmica espacial de degradação do ecossistema de miombo entre 1990-2011 no Distrito de Cheringoma, observou na floresta de miombo uma maior densidade relativa da espécie *Pseudolachnostylis maprouneifolia* (23%), *Pterocarpus angolensis* (31%) e *Brachystegia spiciformis* (40%). Entretanto facto que pode explicar este resultado, seja provavelmente a agricultura, caça, produção de carvão e a pastagem, posterior remoção da vegetação que contribuíram para a degradação das condições edáficas e do estágio de regeneração dessas espécies pela vegetação local e de áreas adjacentes, que actuam como fonte de propágulos de espécies arbóreas nativas (Siteo *et al.*, 2013a).

Dos resultados obtidos verificou-se que as cinco (5) espécies de maiores valores de importancia (VI) por orden decrescente foram *Brachystegia spiciformis*, seguido *Bombax Rhodognaphalon* e *Piliostigma thoningii*, *Millettia sthulmannii*, *Breonadia microcephala* respectivamente. Nota-se que na área de controlo de acordo com o índice valor de importancia, foi possível comparar pesos ecológicos das espécies na área de estudo através das percentagens que as espécies que mais se destacaram apresetaram no estudo e verificou-se que existe uma diferença em termo do peso ecológico das espécies. Com tudo a espécie de *Brachystegia spiciformis* apresentou maior %) abundância, dominância e frequência IVI (19.2%) e IVC (20.87, e a espécie *Breonadia microcephala* foi a espécie que mostrou menor IVI (3.44%). IVC (3.18%).

Entretanto, os resultados obtidos para a área queimada verificou-se que a espécie que mais se destacou foi a *Brachystegia spiciformis* com (9.76%) e IVI e (8.96%) desta forma mostrando maior abundância, dominância e frequência, e a espécie *Bombax Rhodognaphalon* foi a espécie que mostrou menor IVI (1.97%) e IVC (1.87%). As espécies *Millettia sthulmannii* e *Piliostigma thoningii* também se mostraram bem distribuídas e dispersas ao longo da área amostrada com (7.51%) e (5.04%).

Segundo Giliba *et al.* (2011) afirmam que, a distinção entre as formações de miombo observa-se, principalmente, pela dominância na comunidade por determinado grupo de espécies que quando somados seus indivíduos não ultrapassam 50% do total das espécies existentes. Dewees *et al.* (2010) e Chidumayo (2013) afirmam que, *Brachystegia spiciformis* segue o padrão florístico típico para essas formações florestais e está associada a capacidade de mesma em competir com indivíduos de outras espécies em solos porosos e de baixa fertilidade. Carneiro (2002), aponta os factores como densidade das copas, abertura do dossel e condições edáficas favoráveis como as mais importantes na promoção da regeneração natural do sub-bosque, além da proximidade a fontes de propágulos.

4.1.4. Frêquencia de classes de altura das espécies

Verificou-se que a composição florística do povoado de Chingoma-Munhiba apresentou 3 estágios de regeneração natural sendo o estágio inicial que representou maior número de indivíduos, isto é, com 21 indivíduos na área queimada e 30 indivíduos na área de controlo, diferentemente do estágio médio e avançada, respectivamente. Sendo assim observou-se uma cobertura vegetal arbórea de porte mais desenvolvida na área de controlo em relação a área queimada com indivíduos com altura compreendida entre 5 a 10 m e diâmetro entre 5,1 a 10 cm.

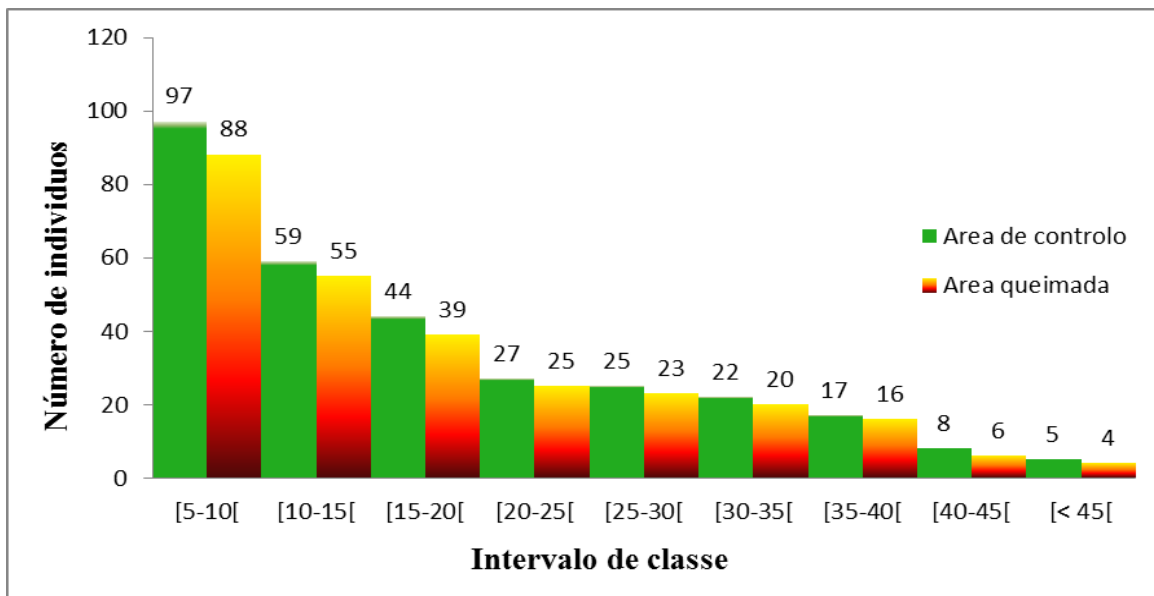


Figura 3: Frequência por classes de altura das espécies.

Dos resultados obtidos na floresta de miombo, povoado de Chingoma-Munhiba, observou-se que a curva de distribuição diamétrica para o conjunto de indivíduos na área amostrada apresentou a curva do tipo exponencial negativo denominada J-invertido, onde a frequência de indivíduos diminui com o aumento do diâmetro. Observa-se alta concentração de indivíduos nas primeiras classes de diâmetro (70% até o limite de 30 cm). Fosberg (1967), a regeneração natural estabelecida é representada com as plantas com Dap superior a 10 cm, mas inferior a 20 cm, pertence ao estrato intermédio (7,1-12) m e são árvores com a maior probabilidade de crescer e atingir a idade adulta. Entretanto, Felfili *et al.* (2002) referem que o padrão é indicativo de uma fitossionomia auto regenerativa, em razão do maior número de indivíduos das classes com menor Dap, com a gradativa diminuição do número de indivíduos nas classes de maior Dap.

Devido a insuficiência do período da realização deste trabalho, foi possível detectar nos estágios analisados, padrões e tendências observados por outros autores em florestas tropicais, como por exemplo Brokaw *et al.* (1991). Revelam que as espécies mais

importantes nos estágios iniciais apresentam instalação e crescimento rápidos, mas em espaço de tempo limitado, enquanto as espécies dominantes em estágios avançados apresentam crescimento mais lento e contínuo entre as duas áreas queimada e área de controle.

4.1.5. Factores que influenciam para ocorrência de incêndios florestais no ecossistema de Miombo

Na área estudo verificou-se que os factores que influenciam para a ocorrência das queimadas na floresta de Munhiba é a agricultura seguido de caça, produção de carvão e pastos.

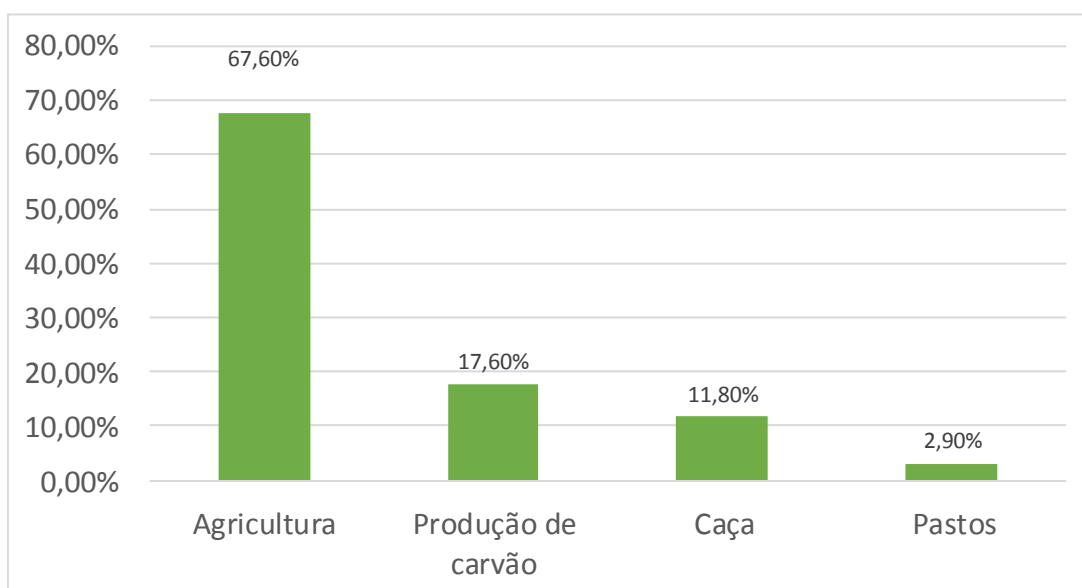


Figura 4: Factores que influenciam para ocorrência de incêndios florestais no ecossistema de Miombo.

Das 34 pessoas entrevistadas no posto administrativo de Munhiba, Povoado de Chingoma do distrito de Mocuba, 67.9% afirmam significativamente que as queimadas descontroladas são causadas durante a prática da agricultura. Onde geralmente os incêndios mais frequentes ocorrem durante a abertura de novas áreas para o cultivo, dos quais (82.3%) das

famílias fazem queimadas depois da colheita. Seguindo da produção do carvão vegetal com 17.6%, na qual maior parte da população desta comunidade pratica a produção de carvão vegetal tendo em conta que a base desta actividade é o fogo.

Entretanto quanto a caça 11.8% da população do povoado de Chingoma praticam a caça, o que significa que maior parte desta população não pratica esta actividade e para os que praticam não se baseiam em queimadas, geralmente eles tem usado o fogo para afugentar os animais e caírem nas ratoeiras e para finalizar 2.9% da população do povoado de Chingoma praticam a pastagem, com isso eles tem usado o fogo principalmente para a eliminação do capim seco, com vista a garantir o crescimento do capim jovem e verde para garantir a alimentação dos animais. Resultados similares foram obtidos por Siteo *et al.* (2013b), ao considerar que as principais causas de incêndios nas florestas de Moçambique estão relacionadas com aberturas de machambas (agricultura itinerante), caça, colheita de mel e fabrico de carvão.

Resultados contraditórios foram encontrados por Ossene, (2015). No seu estudo sobre avaliação da incidência de queimadas no ecossistema de Mopane no Distrito de Mabalane de 2002 a 2011, onde num total de 78 indivíduos entrevistados, 35.9% afirmam que as queimadas descontroladas são causadas durante a prática de agricultura, 43.8% produção do carvão, 10.2% caça, 6.2% pastagem e 3.9% outros (fumadores e colecta de mel).

Confrontando os dados encontrado na área de estudo quanto (a queimada, e seus factores), pode-se constatar que realmente não está excluída das práticas tradicionais em que a maioria dela a base é o fogo para a sua implementação, tais como a agricultura e produção de carvão para a localidade de Munhiba, única diferença é pela maneira como elas ocorrem nos diferentes locais. Segundo Santos (2004), conhecendo as causas de queimadas de uma respectiva região permite trabalhar objectivamente na prevenção e redução delas, otimizando os gastos.

V. CONCLUSÃO

Dentre as duas áreas queimada e área de controlo, a área queimada apresentou riqueza de espécies relativamente baixa, com algumas espécies atípicas de comunidades pioneiras, em relação a área de controlo. A família Fabaceae foi a que apresentou a maior riqueza de espécies entre as duas áreas queimada com (60.87%), e área de controlo com (67.77 %), verificou-se maior número de indivíduos identificados na área Q com DAP inferior a 10 cm, diferentemente da área NQ onde observou-se maior número de indivíduos com DAP \geq 10cm. Entretanto quanto aos estágios de regeneração natural na composição florística do povoado apresentou 3 estágios, sendo o estágio inicial a mais representada com a cobertura vegetal arbórea da *Brachystegia spiciformis* e maior número de espécies em relação as do estágio médio e o avançado. Os principais factores que influenciam para ocorrência de incêndios na floresta de Munhiba- povoado Chingoma, estão relacionados com a prática da agricultura, produção de carvão vegetal, caça e pastagem.

VI. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AUBRÉVILLE. *O desaparecimento das florestas tropicais da África* Julho/Agosto, 1947, 1:5-11p.
- BARBETTA, PEDRO ALBERTO. *Métodos Estatísticos. 6- Amostragem. Estatística Aplicada às Ciências Sociais*, Cap. 3. Ed. UFSC, 5ª Edição, 2002.
- BROKAW, N. V. L. *Treefalls: frequency, time, and consequences*. In: E. G. Leight, Jr.; A. S. Rand; D. M. Windsor (Eds.). *The Ecology of a Tropical Forest: Seasonal Rhythms and Long-Term Changes*. Smith. Inst. Press, Washington, D.C., U.S.A. p.101-108, 1991.
- BROWN, S. (2000): *Estimating biomass and biomass change of tropical forests: A primer*. FAO For. Pap. 134. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations. 55p.
- CARVALHO, J. O. P. *de Structure and dynamics of a logged-over Brazilian Amazonian rain Forest*, 2002
- CHAPOSA. 2002 *Project Working Paper. Chaposa 2nd Annual Seminar*, May 8-10, Morogoro, Tanzania

- CHIDUMAYO, E. N. *Forest degradation and recovery in a Miombo Woodland landscape in Zambia: 22 years of observations on permanent sample plots.* 2013.
- CHUMA, C. S. (2015). *Análise da dinâmica espacial de degradação do ecossistema de miombo entre 1990-2011 no Distrito de Cheringoma.* 102p.
- COCHRANE, M. A. 2003. *Fire science for rainforests.* *Nature* 421:913-919.
- DEWEES, P. A. *Managing the Miombo woodlands of Southern Africa: Policies, Incentives and Options for the Rural Pool.* *Journal of Natural Resources Policy Research*, c. 2, n.1, 2010, p.57-73.
- FALCÃO, M. P. *Avaliação Integrada das Florestas em Moçambique (AIFM): Estimação e valores de biomassa florestal, crescimento florestal, ciclo de corte e Corte Anual Admissível de florestas nativas nas regiões tropicais.* Maputo: MINAG/DNTF, 2007.
- FEARNSIDE, P.M. *Fire in the tropical rain forest of the Amazon basin.* In: GOLDAMMER, J.G. (ed.), *Fire in the tropical biota: ecosystem processes and global challenges.* Berlin: Springer Verlag, 1990. p. 106-116.
- FELIFILI, J. M.; CARVALHO, F. A.; HAIDAR, R. F. *Manual para o monitoramento de parcelas permanentes nos biomas cerrado e pantanal,* 2002. 51 p.
- FIEDLER, N. C.; MEDEIROS, M. B. *Plano de prevenção e combate aos incêndios florestais no Parque Nacional da Serra da Canastra.* In: *Plano de Manejo do Parque Nacional da Serra da Canastra.* IBAMA. Brasília, 2004, 67 p.
- FORMAN, R.T. *Land mosaics: the ecology of landscapes and regions.* Cambridge University Press, Cambridge, 1995.
- FOSBERG, M.A.; GOLDAMER, J.G.; RIND, D.; PRICE, C. *Global change: effects on forest ecosystems and wildfire severity.* In: GOLDAMMER, J.G. (ed.), *Fire in the tropical biota: ecosystem processes and global challenges.* Berlin: Springer Verlag, 1967. p. 463-486.
- FURLEY, P. A, RATTER J. A. *Soil Resources and Plant Communities of Central Brazilian Cerrado and their Development.* *Journal of Biogeography*, v. 15, p. 97-108, 2008.

- GILIBA, R.; BOON, E. K.; KAYOMBO, C. J.; MUSAMBA, E. B.; KASHINDYE, A. M.; GORENSTEIN, M.R. Diversidade de espécies em comunidades arbóreas: aplicação de índices de distinção taxonômica em três formações florestais do Estado de São Paulo. Tese (Doutorado) - Universidade de São Paulo-Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, 2009, 146p.
- GUEDES, D. M. *Resistência das árvores do Cerrado ao fogo: Papel da casca como isolante térmico*. Brasília, 2004.
- HOSOKAWA, R.T. *Manejo sustentado de florestas naturais - aspectos económicos, ecológicos e sociais*. São Paulo, *Silvicultura em São Paulo*, 1986, p.1465-72.
- KALABA, F. K.; QUINNA, C. H.; DOUGILL, A. J. y VINYA, R. *Floristic composition, species diversity and carbon storage in charcoal and agriculture fallows and management implications in Miombo woodlands of Zambia*. *Forest Ecology and Management*, v. 304, 2013. pp. 99–109.
- LEVINE, D. M.; BERENSON, M. L. y STEPHAN, David. *Estatística: teoria e aplicações usando Microsoft Excel em português*. Rio de Janeiro: LTC, 2000.
- MAE. *Perfil do distrito do Mocuba a província de Zambézia*. 2005.
- MARTINS, F. R. *Estrutura de uma floresta mesófila*. Campinas: Editora da UNICAMP, 2009, 246 p.
- MICOA. *Plano de acção para a prevenção e controlo ás queimadas descontroladas 2008-2018 em Moçambique*. Ministério para a Coordenação da Acção Ambiental, 2007.
- MORGERA, E. y CIRELI, M. T. *Forest fires and the law a guide for national drafters based on the fire management voluntary guidelines*. *FAO Legislative Studies*, v. 99, 2009. pp. 161
- MUELLER-DOMBOIS, D. *Biological invasions and fire in tropical biomes*, 2001. p. 112-121.
- NEGRINI, M. *Dispersão, distribuição espacial e estratificação vertical da comunidade arbórea em um fragmento florestal no Planalto Catarinense*. *Revista Árvore*, v.36, n.5, 2012, pp.919-930.

- NJANA, 2008. *A Statistical Manual for Forestry Research*, FORSPA-FAO Publication N. ° 25, Bangkok, 241pp.
- OLIVEIRA-FILHO, A. T.; FONTES, M. A. L. *Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forest in Southeastern Brazil and the influence of climate*. *Biotropica*, 2006, v. 32, p. 793 - 810.
- OSSENE, A. LUÍS. *Avaliação da Incidência de Queimadas no Ecossistema de Mopane no Distrito de Mabalane*, 2015.
- PEDDM *Plano Estratégico de Desenvolvimento do Distrito de Mocuba 2014-2020*. Mocuba. 2014. 118p.
- PEDDM. *Plano Estratégico do Desenvolvimento do Distrito de Mocuba 2014-2020*. Mocuba, 2016, 118p.
- PINARD, M.A.; PUTZ, F.E. y LICONA, J.C. *Tree mortality and vine proliferation following a wildfire in a subhumid tropical forest in eastern Bolivia*. *Forest Ecology and Management*, v. 116, 1999. p. 247-252.
- PYNE, S.J. *Forged in fire: history, land, and anthropogenic fire*. In: BALEE, W. (ed). *Advances in historical ecology*. New York: Columbia University Press. 1988. p. 64-103.
- RATTER, J.A. y T.C.D. DARGIE. *An analysis of the floristic composition of 26 cerrado areas in Brazil*. *J. Edinburgh Journal of Botany* 49: 1992. pp. 235-252.
- RIBEIRO, N.; SITO, A. A.; GUEDES, B. S.; STAISS, C. *Manual de Silvicultura Tropical*. Maputo: UEM/FAEF/DEF, 123 p, 2012.
- SALATI, E. y VOSEP. B. *Amazon Basin: a system in equilibrium*. *Science* 225 1984. pp 129-138.
- SAMPAIO, A. B.; HOLL, K. D.; SCARIOT, A. *Does restoration enhance generation of seasonal deciduous forest in pastures in Central Brazil*, *Restoration Ecology*, 2005, v.15, n.3, p.462-471.
- SANTOS, A., SIMÕES, R., PEREIRA, H., ANJOS, O., 2004 — *Alternative species for the forest industry as forms of diversify the landscape*. *Ibero-American Symposium on Forest Management and Economics, Barcelona, Spain*.

- SILVA, K. E. *Padrão espacial de espécies arbóreas tropicais*. In: MARTINS, S. V (Ed). *Ecologia de Florestas Tropicais*. Viçosa: Ed. UFV, 2009, p. 216 - 241.
- SITOE, A. GUEDES, B. NHANTUMBO, I. *Linha de referência, Monitoria, Relatório e Verificação para o REDD+ em Moçambique. Relatório do país. IIED, Londres, 2013. a*
- SITOE, A.; SALOMÃO, A.; KANOUNNIKOFF, S. W. *O contexto de REDD+ em Moçambique: causas, atores e instituições*. Indonésia: CIFOR, 2013. 57 p. b
- SOARES, V. P. *Eficiência relativa de tamanhos e de formas de unidades de amostra em plantações de Eucalyptus grandis de origem híbrida*, Viçosa, 1988.
- WHELAN, J. *The ecology of fire*. Cambridge University Press, Cambridge, 1995.