



FACULDADE DE AGRONOMIA E ENGENHARIA FLORESTAL

CURSO DE MESTRADO EM MANEIO E CONSERVAÇÃO DE BIODIVERSIDADE

Dissertação para obtenção do grau de mestre em manejo e conservação de biodiversidade

**MODELAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DO COMPORTAMENTO DO FOGO EM
DIFERENTES NÍVEIS DE COBERTURA FLORESTAL NO POSTO
ADMINISTRATIVO DE COMBOMUNE**

Autor:

Belmiro Pereira dos Santos André

Supervisora:

Dra. Romana Rombe Bandeira

Co-supervisor:

Jacob Bila

Maputo, agosto de 2022

FACULDADE DE AGRONOMIA E ENGENHARIA FLORESTAL

CURSO DE MESTRADO EM MANEIO E CONSERVAÇÃO DE BIODIVERSIDADE
Dissertação para obtenção do grau de mestre em manejo e conservação de biodiversidade

**MODELAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DO COMPORTAMENTO DO FOGO EM
DIFERENTES NÍVEIS DE COBERTURA FLORESTAL NO POSTO
ADMINISTRATIVO DE COMBOMUNE**

Autor:

Belmiro Pereira dos Santos André

Supervisora:

Romana Rombe Bandeira

Co-supervisor:

Jacob Bila

Dissertação apresentada à Faculdade de Agronomia e Engenharia Florestal, como requisito para obtenção do título de Mestre em Maneio e Conservação da Biodiversidade

Maputo, agosto de 2022

DECLARAÇÃO DE HONRA

Eu **Belmiro Pereira dos Santos André** declaro, por minha honra, que esta dissertação de Mestrado em Maneio e Conservação da Biodiversidade da Faculdade de Agronomia e Engenharia Florestal da Universidade Eduardo Mondlane é da minha autoria, e que a mesma nunca foi submetida ou examinada por outra Universidade. A autenticidade dos resultados desta dissertação tem como testemunha a supervisora e Co-supervisor da mesma.

O Declarante

DEDICATÓRIA

Minha idolatrada!

Da minha nascente a minha pátria

Sim, nascente...

Desculpa leitor, quis dizer os meus pais..., a quem dedico este presente inofensivo repleto da minha satisfação...

Não sei se sei explicar-me bem, mas deixem eu tentar no menor a vinte tons convertidos em vinte passos de subtileza...

Então entendam bem,

Contam-se os contos contando pelos versos porque há coisas que daí não falha, ou então a sorte varia...

Ou então atropelo-me a mim mesmo doravante...

Todavia, não sei se sei soletrar bem,

Por causa do meu ataque de burrice!

Há coisas que se travam para não dizer

Há coisas que só cabem em verso, ainda que transborde um pouco...

Há contos que não se tem como expressar em palavras vindas da minha nascente...

Aquí estabelecem-se regras para uns e há excepção para os outros...

Não há farsa, nem dúvidas em sombra

Não seria outra coisa fabulosa que o senhor detém..., que vai de mim além...

Mas devo ser muito macio para que o fulano que der nele,

Não sinta nesses momentos,

Algum gentil arrepio, desses muito violentos...

Aí vai o meu pobre linguado, sem nenhum cajado, em 20 passos de subtileza..., para ti minha mãe...

In contos de mim próprio...

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar agradeço a DEUS pela protecção e vida que me tem proporcionado, sobretudo as respostas que tem dado aos meus anseios como ser humano que é devoto ao seu criador.

Endereço um agradecimento a todos os que contribuíram directa ou indirectamente e que aqui não são citados. Em especial:

A minha querida esposa Yolanda Francisco Garife, pelo apoio, motivação e por estar sempre presente em todos os momentos da minha vida.

A minha filha Adriely dos Santos André por ser um factor de motivação em todos os desafios que tenho enfrentado!

Agradeço de fundo a minha avó Julieta Salete Pereira por me ter criado desde criança até me tornar adulto e pela sua presença apoio até hoje..., obrigado avó!

Aos meus pais por me cuidarem desde criança e prestando apoio moral, motivacional, educação, conselhos, valores morais e por me ensinarem desde criança a ter um espírito patriota e amor pela natureza.

Aos meus queridos irmãos Maria do Céu Pereira dos Santos André Hononiua, Lisete dos Santos André, Sónia Marisa Pereira dos Santos André, Carlos Pereira dos Santos André e o já falecido Gito dos Santos André, que DEUS o tenha! Por estarem presentes em todos os momentos que precisei de ajuda e motivação necessária para mim.

À Universidade Eduardo Mondlane pelos ensinamentos técnicos que aí tive, pelo apoio logístico prestado, sobretudo a minha supervisora, Doutora Romana Bandeira, pela ajuda e o interesse prestado e paciência em todos os momentos aos problemas que foram a acontecer durante o desenvolvimento do trabalho.

Ao centro de investigação florestal (CIF) pelo laboratório cedido para as análises das amostras do campo e as sugestões orientadas. Concretamente na pessoa do meu co-supervisor Doutor Jacob Bila e a engenheira Esperança Chamba, chefe deste centro.

Aos meus amigos, amigas, colegas, Osvaldo Manuel Meneses, Davide Panguana, José Freire Weng San, Elias Secretário, Domingos Machava, Horácia Buene, Jone Paulino, Clotilde Nhancale, Milton Zavale, Zelia Malate, Alberto Manhiça, Cacilda Manhiça, Ernesto Massunda, Neri Varela e todos os outros não citados neste, o meu muito obrigado!

Á toda comunidade científica moçambicana, no geral, e em particular da Faculdade de Agronomia e Engenharia Florestal (FAEF) - UEM, por contribuírem para o conhecimento de base para a realização deste trabalho.

RESUMO

O presente trabalho visa criar, ajustar modelos e caracterizar o comportamento do fogo num ecossistema de mopane em Combomune. Esta pesquisa fez um mapeamento directo com uso de imagens *LANDSAT 8 (Operational Land Imager)*, relacionando o *NDVI* ao modelo de cobertura da copa de Torres ajustado ao local através da regra de mínimos quadrados. Deste mapeamento, resultaram 3 níveis de cobertura de copa. Em cada nível de cobertura de copa, foram alocadas 15 sub-parcelas de 5*10 m dentro das parcelas do inventário realizado para este estudo, aonde conduziu-se queimadas prescritas e obtiveram-se os dados das variáveis dependentes e independentes (material combustível) dos modelos de taxa de propagação (R) e comprimento das chamas (Fl). Sabendo da influência do clima no comportamento do fogo, também foram usadas variáveis climáticas, independentes, da região, proveniente da estação meteorológica de Chokwè. Já a intensidade das chamas (I) teve o *FRP* como a variável dependente e a análise espacial das queimadas foi baseada nos focos de queimada do produto *MODIS MCD14ML*. Os resultados mostraram um bom ajuste do modelo de Torres com os parâmetros dendrométricos em Combomune ($R^2 = 0,6479$; $RMSE = 0,56707$) e com o *NDVI* ($R^2 = 0,6826$; $RMSE = 21,246$). Os modelos de R e Fl apresentaram um desempenho bastante satisfatório, com R^2_{Ajust} variando entre 0,4255 a 0,9978, enquanto os modelos de I não apresentaram uma boa relação com as suas variáveis independentes. A R e o Fl apresentaram comportamento diferenciado para os diferentes níveis de cobertura de copa. A R média foi de 0,17 m/s, num intervalo de confiança entre [0,04158 a 0,29841 m/s] ($\alpha=5\%$) e o Fl médio foi de 1,23 m em um intervalo de confiança entre [0,234 a 2,226 m] ($\alpha = 5\%$). A I média foi de 39,316 KW com um intervalo de confiança entre [-3,152 a 81,785 KW]. Todos os parâmetros do comportamento do fogo apresentaram valores menores em áreas de floresta densa, por apresentarem maior frequência de árvores com DAP maior que 7,6 cm, já que não contribuem para a propagação em incêndios de superfície.

Palavras-chave: Comportamento do fogo, queimada prescrita, *NDVI*, *MODIS*, *LANDSAT8*.

ABSTRACT

The present work aims to create, adjust models and characterize the behaviour of fire, in a mopane ecosystem located in administrative post of Combomune. This research made a direct mapping using *LANDSAT* 8 images (*Operational Land Imager*), relating the *NDVI* to the site-adjusted Torres canopy using coverage model through the least squares. Since mapping, three (3) levels of canopy coverage have resulted. Fifteen (15) plots of 5*10 m were allocated at each canopy cover level, where prescribed fires were conducted, data on dependent, independent variables (fuel models) of the propagation rate (R), and length (F1). Knowing the influence of climate on fire behaviour, independent climate variables of the region coming from the Chokwè meteorological station were also used. The fire flame intensity models (I) had fire foci as an dependent variable. The I special analysis based on the fire foci *MODIS MCD14ML* product. The results showed a good fit of the Torres model with the parameters in Combomune ($R^2 = 0,6479$; RMSE = 0,56707) and with the *NDVI* ($R^2 = 0,6826$; RMSE = 21,246). The models of R and F1 present a very satisfactory performance, with R^2_{Ajust} varying from 0,4255 to 0,9978, while the models of I do not present a good relationship with their independent variables. The R and the F1 present a different behaviour for different levels of canopy coverage. The average flame R was 0,17 m/s, between a confidence interval of [0,04158 to 0,29841 m/s] ($\alpha=5\%$) and the average F1, was a confidence of 1,23 m within a confidence interval between [0,234 to 2,226 m] ($\alpha = 5\%$). The average flame I was 39,316 KW with a confidence interval between [-3,152 to 81,785 KW]. All fire behaviours parameters showed lower values in areas of dense forest [90-100%] of coverage for presenting a higher, frequency of trees with DAP greater than 7,6, which do not contribute to the propagation of surface fires.

Key words: Fire behaviour, prescribed fires, *NDVI*, *MODIS*, *LANDSAT8*.

ÍNDICE

DECLARAÇÃO DE HONRA.....	iii
DEDICATÓRIA	iv
AGRADECIMENTOS	v
RESUMO.....	vi
ABSTRACT.....	vii
1 Introdução.....	1
1.1 Problema e Justificativa	3
1.2 Objectivos da pesquisa.....	5
1.2.1 Geral.....	5
1.2.2 Específicos	5
1.3 Hipóteses de pesquisa.....	6
2 Revisão bibliográfica.....	7
2.1 Características do fogo nas florestas tropicais	7
2.2 Uso de sensores remotos no manejo do fogo	8
2.2.1 Spectroradiômetro de imagem de resolução moderada (<i>MODIS</i>).....	9
2.2.2 Satélite <i>LANDSAT</i> 8.....	10
2.2.3 Índice de Vegetação da Diferença Normalizada – <i>NDVI</i>	10
2.3 Uso de queimadas controladas no manejo de florestas	10
2.4 Factores que determinam o comportamento do fogo.....	11
2.4.1 Factores ambientais.....	11
2.4.2 Material Combustível.....	12
2.5 Métodos de mapeamento do material combustível.....	16
2.5.1 Teledetecção espacial.....	16
2.6 Comportamento do fogo.....	16
2.6.1 Métodos de Previsão do Comportamento do Fogo.....	17
3 Metodologia.....	23

3.1	Caracterização da área de estudo	23
3.1.1	Vegetação.....	23
3.1.2	Clima.....	24
3.1.3	Incêndios florestais	24
3.2	Aquisição de dados dendrométricos de base.....	25
3.3	Mapeamento dos alvos de interesse	25
3.3.1	Identificação e classificação usando a chave de interpretação dos alvos	26
3.3.2	Mapeamento da percentagem de cobertura de copa arbórea (PCA) e recategorização dos UCT.....	29
3.4	Estimativa do peso arbóreo (W).....	31
3.5	Determinação da humidade do material combustível	32
3.6	Medição de altura do material combustível arbóreo	33
3.7	Medição do DAP.....	34
3.8	Determinação do peso graminal.....	34
3.9	Seleccção dos modelos para a simulação do comportamento do fogo	34
3.9.1	Caracterização do comportamento do fogo	35
3.10	Análise de dados e a metodologia de ajuste, comparação e validação dos modelos	39
4	Resultados e discussão.....	41
4.1	Uso e cobertura de terra	41
4.1.1	Validação do mapa de UCT.....	42
4.2	Mapeamento da cobertura de copa arbórea.....	44
4.2.1	Matriz de correlação	44
4.2.2	Ajuste do modelo de cobertura da copa de Torre	47
4.2.3	Associação entre o <i>NDVI</i> e a cobertura de copa	48
4.2.4	Ajuste do modelo de cobertura através do <i>NDVI</i>	52
4.3	Caracterização do material combustível nos níveis de cobertura florestal	53
4.3.1	Floresta densa.....	53

4.3.2	Área desmatada.....	56
4.3.3	Savana.....	59
4.4	Modelagem e caracterização do comportamento do fogo.....	62
4.4.1	Taxa de propagação das chamas	62
4.4.2	Comprimento das chamas (Fl).....	66
4.4.3	Intensidade	72
5	Conclusões e recomendações	76
5.1	Conclusões	76
5.2	Recomendações.....	78
6	Referências bibliográficas	80
7	Lista de Apêndices.....	114
7.1	Apêndice 1: Demonstração das unidades amostrais seguidas no inventário piloto.....	114
7.2	Apêndice 2: Características do aceiro e parcela indicando os padrões técnicos de segurança exigidos	115
7.3	Apêndice 3: Ficha de levantamento de dados do material combustível herbácea incluindo amostras para o laboratório.	116
7.4	Apêndice 4: Ficha de levantamento de dados do material combustível arbóreo incluindo amostras para o laboratório.	117
7.5	Apêndice 5: ficha de campo para a colecta de dados relativo aos parâmetro do comportamento do fogo.	118
7.6	Apêndice 6: correlações entre as variáveis do comportamento do fogo e variáveis do ambiente durante a realização de queimadas prescritas em diferentes níveis de cobertura florestal com dominância de <i>colophospermum mopane</i> no posto administrativo de Combomune.	119
7.7	Apêndice 7: Área de floresta densa (<i>Androstachys johsonii</i>) (A), floresta desmatada (B) e savana (C).....	121
7.8	Apêndice 8: Distribuição das alturas até 1,8 m ($h_{1,8}$) nas parcelas queimadas em floresta densa (A), deamatada (B) e savana (C).....	122
	122

7.9	Apêndice 9: Distribuição de FMF do <i>Mms1</i> nas diferentes classes desta variável em área de floresta densa (A), desmatada (B) e savana (C).....	123
8	Lista de anexos	124
8.1	Anexo 1: Dados climatológicos do distrito de Mabalane. Fonte: Instituto Nacional de Meteorologia (INAM), 2012.	124
8.2	Anexo 2: Chave de interpretação dos alvos da imagem ETM+/OLI/LANDSAT-5/LANDSAT-8 das classes de uso e cobertura de terra (UCT). Fonte: Ribeiro, Bandeira & Quenhé, (2015).	125
8.3	Anexo 3: Modelos utilizados para a determinação da velocidade, intensidade da linha de fogo e comprimento das chamas.	126
8.4	Anexo 4: Disposições legais ao abrigo da lei número 20/97 de 01 de outubro sobre quadro legal vigente na República de Moçambique aplicável em caso de práticas de queimadas prescritas e actividades passíveis de danos ambientais.	128
8.5	Anexo 5: Disposições legais ao abrigo da lei número 16/14 de 20 de junho sobre quadro legal vigente na República de Moçambique aplicável em casos de práticas de queimadas prescritas e actividades passíveis de danos ambientais.	129
8.6	Anexo 6: Disposições legais ao abrigo da lei número 10/99, de 07 de julho sobre quadro legal vigente na República de Moçambique aplicável em casos de práticas de queimadas prescritas e actividades passíveis de danos ambientais.	130
8.7	Anexo 7: Disposições legais ao abrigo do decreto número 66/98 de 08 de dezembro sobre quadro legal vigente na república de Moçambique aplicável em casos de práticas de queimadas prescritas e actividades passíveis de danos ambientais.	131

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Produto MCD14ML da Coleção-6 Aqua do sensor MODIS para fogos activos.	9
Figura 2: Localização do posto administrativo de Combomune.	23
Figura 3: Parcelas usadas no inventário florestal.....	29
Figura 4: Localização de parcelas experimentais usadas para excução de queima prescrita dentro das parcelas do inventário florestal conduzido.	35
Figura 5: Réguas medidoras do comprimento das chamas. Fonte: Oliveira Marcus (2016)...	36
Figura 6: Distribuição espacial dos tipos de UCT encontrados no posto administrativo de Combomune para o ano 2020.	41
Figura 7: Cenas das bandas 4 e 5 do sensor LANDSAT 8 de setembro de 2020.....	48
Figura 8: NDVI associado a diferentes níveis de cobertura de florestal.....	49
Figura 9: Dispersão de taxas mensais de precipitação de 2018 e 2020 em relação aos dados mensais de precipitação do clima no posto administrativo de Combomune.	50
Figura 10: Níveis de PC florestal no posto administrativo de Combomune em 2020.....	53
Figura 11: Relação entre a taxa de propagação das chamas estimado pelo modelo de Fernandes, 2001 e o NDVI.....	65
Figura 12: Taxa de propagação (R) das chamas nos diferentes níveis de cobertura de copa. .	66
Figura 13: Relação entre a FI das chamas estimado pelo modelo Stepwise 2 (2020) e o NDVI.	70
Figura 14: Comprimento das chamas (FI) nos diferentes níveis de cobertura de copa (A e B).	70
Figura 15: Densidade de queimadas para os diferentes níveis cobertura de copa.	73
Figura 16: Autocorrelação espacial do FRP dos focos de queimada em Combomune: autocorrelação espacial de Moran's (A) e Getis-Ord General G (B).....	74

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Alguns modelos de taxa de propagação do fogo (R).	19
Tabela 2: Modelos de intensidade da linha de chamas.	21
Tabela 3: Alguns modelos de comprimento das chamas.	22
Tabela 4: Esquema da matriz confusão do mapeamento temático da cobertura vegetal da região da Floresta.	27
Tabela 5: Classificação de qualidade do mapa - índice <i>Kappa</i> . Fonte: Sartori (2006).	28
Tabela 6: Recategorização das classes de UCT para níveis de cobertura vegetal.	31
Tabela 7: Classificação dos parâmetros de propagação do Fogo de Botelho & Ventura (1990), intensidade e comprimento das chamas (Alexander & Cruz, 2019).	38
Tabela 8: Caracterização de estratos e número de parcelas amostradas pelos distintos tipos de UCT encontrados no posto administrativo de Combomune em 2020 resultante do NDVI seguido de classificação MaxVer.	42
Tabela 9: Desempenho das classificações das imagens de satélite LANDSAT 8.	43
Tabela 10: Coeficientes de correlação de Pearson entre as variáveis do modelo de Torres et al. (2004).	45
Tabela 11: Coeficientes e parâmetros estatísticos de avaliação do modelo de Torres.	47
Tabela 12: Pixels amostrados por cada intervalo de NDVI encontrado no mês de agosto de 2020 no posto administrativo de Combomune.	51
Tabela 13: Coeficientes e parâmetros estatísticos de avaliação do modelo de PC com base na relação entre o modelo de Torres e o NDVI.	52
Tabela 14: Modelos de taxa de propagação das chamas ajustados.	62
Tabela 15: ANOVA para a R do fogo nos diferentes níveis de cobertura de copa sobre o exame de desempenho dos modelos matemáticos.	64
Tabela 16: ANOVA e teste de comparação de médias de Tukey para avaliação de médias de FI nos diferentes níveis de cobertura de copa.	67
Tabela 17: Modelos de FI ajustados e as respectivas estatísticas de validação.	68
Tabela 18: ANOVA e teste de comparação de médias de Tukey para avaliação do desempenho dos modelos de FI nos diferentes níveis de cobertura de copa.	69
Tabela 19: Estatísticas de validação dos modelos de I do fogo.	72

LISTA DE ABREVIATURAS

2FDC – Mopane denso

2FEA – Mecrusse

2GCS – Savana de mopane arbustiva

2GCT – Savana arbórea

2GOS – Savana arbustiva aberta

2SD – Arbusto decíduo

2SE – Arbustos sempre verde

2TD – Matagal decíduo

2WDB – Floresta decídua aberta

2WDC – Mopane aberto

5BU – Área habitacional

6BR – Rocha sem vegetação

6BS – Solo sem vegetação

ACES – Abrupt Changes in Ecosystem services

AF – Altura do fuste

ANOVA – Análise de Variância

CT – Comprimento total da árvore

CV – Coeficiente de variação

CV – Coeficiente de variação

DAP – Diâmetro a altura do peito

DNAF – Direcção Nacional de Florestas

E – Erro assumido;

E_{co} – Erro de comissão

E_o – Erro de omissão

EOS-AM1 – Sistema de observação diurna

EOSPM1 – Sistema de observação nocturna

exp – Exponencial (base 10)

FAO – Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura

Fe – Factor de expansão da área

Fl – Comprimento das chamas

h – Altura

ha – Hectare

ht – Altura total (m)

I – Intensidade de queimadas

INAM – Instituto Nacional de Meteorologia

IR – Intervalo de retorno de queimadas

MAE – Ministério da Administração Estatal

MICOA – Ministério para a Coordenação da Acção Ambiental

MITADER – Ministério da Terra, Ambiente e Desenvolvimento Rural

MODIS – Moderate-Resolution Imaging Spectroradiometer

NASA – Administração Nacional de Aeronáutica e Espaço

OLI – Operational Land Imager

R – Taxa de propagação/velocidade das chamas

RNN – Reserva Nacional do Niassa

TIRS – Bandas termais

UCT – Uso e Cobertura de Terra

USGS – United States Geological Survey

1 Introdução

Directamente o fogo florestal pode levar a morte da flora (Certini, 2005), fauna, pessoas, perda de bens e serviços das comunidades (Correia, 2017), polinizadores (Carpenter & Recher, 1979; Campbell, Hanula & Waldrop, 2007) e da microfauna do solo (Certini, 2005). Indirectamente pode aumentar o potencial hidrogénico (pH) do solo (Ulery, Graham & Amrhein, 1993; Certini, 2005), compactá-lo, reduzir a matéria orgânica (MO) do solo (González-Pérez, 2004; Certini, 2005), causar erosão (Rice, 1932), reduzir a resistência das plantas a pragas (Vieira, Andrade & Price, 1996) e emitir gases de efeito estufa, sobretudo o dióxido de carbono (CO₂) (Viegas, 2004). E dessa forma, alterar as condições biofísicas dos ecossistemas florestais de um determinado espaço geográfico ou global.

Uma característica importante deste fenómeno é o “comportamento do fogo florestal”, este refere-se a como ele se manifesta desde a própria ignição (Stratton, 2004; Quintiere, 2006; Wang *et al.*, 2008), combustão e interacção com o meio físico (Raison, 1979; Sugihara *et al.*, 2006), velocidade, libertação de energia e a sua dimensão durante a propagação nas florestas.

Os estudos de comportamento do fogo compreendem uma etapa fundamental para entender a relação existente entre o fogo e o ambiente em ecossistemas florestais que, por sua vez, permitem fazer o manejo do fogo. Na maior parte dos países, são utilizados os modelos ou equações para estimar o comportamento do fogo, os quais são baseados na experiência a partir de experimentos de queima prescrita (Bilgili & Saglam, 2003; Küçük *et al.*, 2008).

Essas pesquisas são desenvolvidas com a intenção de relacionar características dos combustíveis e as condições meteorológicas com as variáveis do comportamento do fogo, e a partir daí criar modelos das características dos incêndios, queimadas e os efeitos sobre o ambiente florestal, já que o prognosticar é fundamental para a sua gestão (Countryman, 2004; Fernandes, 2006; Jenkins *et al.*, 2012; Pereira, 2015), sugerindo o desenvolvimento de tais modelos de predição do seu comportamento, em caso de eclosão ao longo do tempo e espaço.

Os modelos de predição do comportamento do fogo incorporam variáveis dinâmicas ou constantes (Cheney, & Butler, 1968) desde climáticas, modelos de combustíveis (Rothermel, 1972; Rothermel, 1991), topográficas (Fernandes *et al.*, 2009), ecológicas (Szpakowski & Jensen, 2019) e tipo de floresta (Motta, 2008) como os seus *inputs*. E obtendo-se tais variáveis de fácil medição no campo, estes permitem descrever a natureza do fogo.

De caso para caso, estes estudos podem ser classificados em estudos de simulação ou, de simulação e validação. Os estudos que apenas fazem simulações são mais simples e mais fáceis de serem realizados, entretanto, não se conduzem experiências para averiguar a precisão do modelo com os dados de campo. Já os estudos de simulação e validação, como o presente trabalho, são mais complexos de serem realizados e apresentam uma maior importância científica, pois, para além de simular, testam experimentalmente se as simulações são ou não condizentes, ou assemelham-se com a realidade de campo (White *et al.*, 2013).

Em Moçambique os fogos em ecossistemas florestais constituem um problema ambiental, provocando avultados danos sociais e agravado pela pobreza das comunidades. Por isso, este fenómeno está intrinsecamente relacionado aos aglomerados populacionais em áreas rurais, resultando na destruição da biodiversidade e dos *habitats* (Ministério para a Coordenação da Acção Ambiental – MICOA, 2007).

Nesta pesquisa fez-se a modelação e caracterização do comportamento do fogo de superfície em Combomune. Ela contribuirá para o melhor entendimento da taxa de propagação (R), comprimento das chamas (FI) e a sua intensidade (I) em diferentes níveis de cobertura e a partir daí melhorar as abordagens de manejo, prevenção e combate dos fogos florestais, incluindo a queima prescrita quando necessário nesta área de estudo em particular, mas também como base para as pesquisas futuras neste campo.

1.1 Problema e Justificativa

Moçambique é um país tropical onde os fogos florestais compreendem um fenómeno anual (Sa *et al.*, 2003; Zolho, 2005, FAO, 2007). Estima-se que são queimadas 6 a 15 milhões de hectares de florestas por ano (ha/ano) (MICOA, 2007), grande parte das quais causadas por actividades humanas, 90%. E os restantes 10% são relativos a outras causas (Saket, 1999). No país, as áreas de ocorrência de fogos florestais estão distribuídas em 3 regiões (1, 2 e 3). A região 1 é classificada como a região com maior área queimada anualmente (73%), seguida das regiões 2 (22%) e 3 (5%), respectivamente (MICOA, 2007).

A região Sul de Moçambique, dominado por florestas de mopane, ocupam cerca de 11% da área coberta (Marzoli, 2007 & de Moçambique, 2007; MITADER, 2018) da qual queimam cerca de 1 320 000 a 3 300 000 de hectares anuais (ha/ano). Já o miombo é encontrado maioritariamente nas regiões Centro e Norte (Siteo; Salomão & Wertz-kanounnikoff, 2012), com uma composição específica dominada por *Brachystegia*, *Julbernardia* e *Isoberlinia* (Campbell, 1996; Desanker *et al.*, 1997; Ribeiro *et al.*, 2014), perfazendo um total de 63%, dos quais queimam entre 4 380 000 a 10 950 000 de hectares por ano (ha/ano) e os restantes 26%, por outros tipos de florestas com uma área queimada por volta de 300 000 a 7 500 000 de hectares por ano (ha/ano) (Marzoli, 2007 & MICOA, 2007).

O posto administrativo de Combomune faz parte da região 2, a segunda região com maior área queimada anualmente no país (de Moçambique, 2007). Esta região é maioritariamente dominada por vegetação de mopane (Bila & Mabjaia, 2012) da qual dependem mais de 8 736 habitantes (INE, 2008) como fonte de energia e renda familiar (Martins, 2016). Estes ecossistemas albergam uma abundância de insectos, répteis, mamíferos e aves (Bandeira, Ribeiro & Muzime, 2015).

Boa parte dos estudos relativos às mudanças de uso e cobertura de terra (UCT) nas florestas de *mopane* apenas apontam a exploração de lenha para o fabrico de carvão, como a causa da redução da cobertura florestal. Entretanto, não levaram em consideração as queimadas como um importante factor de redução destes ecossistemas (Siteo, 2010; Guarinare, Bandeira & Siteo, 2014). São os casos das pesquisas de vários autores (MICOA, 2006; ACS, 2014; Ribeiro, Bandeira & Quenhé, 2015; Bandeira, Ribeiro & Muzime, 2015; Martins, 2016).

Embora estudos indicarem uma relativa baixa incidência de focos de queimadas no posto administrativo de Combomune, quando comparada com outras áreas em Moçambique

(MICOA, 2007), é notório o recrudescimento da sua incidência devido à degradação florestal progressiva (Ribeiro, Bandeira & Quenhé, 2015). Tal aumento pode estar relacionado com as mudanças climáticas bem como a exploração florestal que altera a estrutura e composição dos ecossistemas desta região.

Outros estudos realizados nesta região mostram que o fogo causa significativas alterações na estrutura da vegetação dos ecossistemas (DNAF, 2011; Pais, 2015; Mahamane 2017). Adicionalmente, alguns estudos realizados em Moçambique e na região (Zolho, 2005; Pais, 2015; Baumert *et al.*, 2016) convergem que as principais causas das queimadas são a produção de carvão (Egas, 2012; Sitoé, 2013) e prática de agricultura (Jaime, 2015), caça, procura de mel, pastagem e outras actividades (Sitoe, Salomão & Wertz-Kanounnikoff, 2012).

Para além de escassez de pesquisas sobre a ocorrência de fogo em Combomune, as raras pesquisas conduzidas no campo desta temática (MICOA, 2007; Pais, 2015; Mahamane 2017), abordam superficialmente sobre a caracterização do comportamento do fogo, adicionalmente, não foi encontrado nenhum estudo sobre modelagem matemática do comportamento do fogo nesta região. Dessa forma, o uso de sensores remotos, a modelagem matemática e caracterização do comportamento do fogo, são uma alternativa para trazer a solução. Ademais permitem ter informações de campo sem a necessidade de destruir o ambiente da paisagem.

Um aspecto intrigante, é o uso de modelos desenvolvidos em contextos climáticos e de vegetação totalmente diferente, indiscriminadamente (White *et al.*, 2013) resultando, por vezes, em grandes redundâncias nas predições. Assim, dada a variação do clima, topografia e tipo de vegetação nos diferentes pontos geográficos da superfície terrestre, foram desenvolvidos vários modelos cuja adequação varia dependendo do comportamento das variáveis de entrada do modelo. Para minimizá-la, é necessário verificar tal adequação do modelo ou modelar antes de fazer a sua aplicação num determinado ponto geográfico, através das técnicas de modelagem matemática.

1.2 Objectivos da pesquisa

1.2.1 Geral

O objectivo geral desta pesquisa é avaliar e caracterizar o comportamento do fogo para os diferentes níveis de cobertura de copa encontrados num ecossistema de mopane localizado no posto administrativo de Combomune.

1.2.2 Específicos

- ❖ Mapear 3 níveis de cobertura de copa (0 a 35%; maior que 35% e inferior à 90% e 90 a 100%).
- ❖ Construir e ajustar modelos de comportamento do fogo.
- ❖ Identificar e mapear os modelos de taxa de propagação, e comprimento das chamas mais adequados ao local.
- ❖ Testar o desempenho dos modelos descritivos básicos do comportamento do fogo (taxa de propagação, intensidade e comprimento das chamas).
- ❖ Propor uma metodologia de ajuste e modelagem do comportamento aplicável na simulação de incêndios florestais ou queimadas prescritas nos ecossistemas em Combomune.

1.3 Hipóteses de pesquisa

Hipótese 1

Hipótese nula (H_0): Os modelos de R e FI testados não apresentam um desempenho diferenciado entre si e em relação às medições de campo para os diferentes níveis de cobertura florestal.

Hipótese alternativa (H_a): Os modelos de R e FI das chamas do fogo testados apresentam um desempenho diferenciado entre si e em relação às medições de campo para os diferentes níveis de cobertura florestal.

Hipótese 2

Hipótese nula (H_0): Os modelos de I das chamas testados não apresentam um desempenho diferenciado entre si e nem predizem níveis de cobertura que tendem a queimar com maior PRF.

Hipótese alternativa (H_a): Os modelos de I das chamas testados apresentam um desempenho diferenciado entre si e predizem níveis de cobertura que tendem a queimar com maior PRF.

2 Revisão bibliográfica

2.1 Características do fogo nas florestas tropicais

Giglio (2007), demonstrou que os fogos nas florestas tropicais têm o pico das queimadas diurnas das 13:00 h para as 18:30 h com uma tendência crescente dos seus parâmetros em áreas onde há maior densidade de árvores. O período de duração dos 50% dos fogos variou entre 1,3 h nas regiões centrais da África a 5,5 h no leste da Austrália. E, em geral, as áreas de maior cobertura arbórea são as que queimaram por menos tempo. As savanas africanas são as que mais queimam W anualmente, estimando-se uma queima entre 6 000 000 a 9 000 000 de toneladas de W por dia nos hemisférios norte e sul (Roberts, Wooster & Lagoudakis, 2009).

Moçambique localiza-se África subsariana e é a zona tida como uma das regiões com a maior incidência de incêndios florestais no mundo. Estimativas apontam que queimam nesta região em torno de 168 000 000 de ha/ano.

No caso concreto de Moçambique, as estimativas apontam que queimam em média 30 000 000 ha/ano de florestas. Das quais 80% dos incêndios ocorrem na época seca, entre os meses de junho a setembro (Arone, 2002; FAO, 2007) e tem o seu pico entre as 14 as 16 horas, estando dentro do intervalo considerado para esta região do globo. Sendo as zonas norte e centro as que mais sofrem com queimadas devido ao tipo de material combustível e longos períodos de estiagem ao longo do ano (MICOA, 2007).

Os incêndios são de curta duração e estão associados a causas antrópicas devido ao desmatamento. Estima-se que a taxa de desmatamento em áreas de mopane em 2013 foi de 0,22% (MITADER, 2018). Assumindo este dado de desmatamento médio, dos dados advindos do anuário ambiental em Moçambique, e tomando como a principal causa de desmatamento a agricultura de corte e queima (agricultura itinerante) (Temudo & Silva, 2012), pode-se assumir que, pelo menos, um valor relacionado com um total de 7 082 986 ton/ha foi convertido em CO₂ anualmente, decorrente só desta prática, entre 2003 a 2013 (MITADER, 2017).

Em Combomune, por exemplo, o corte de árvores com uso de motosserras intensificou a produção de carvão e ocorrência de queimadas. Estimou-se que o consumo de W para o fabrico de carvão vegetal entre fevereiro de 2004 a janeiro de 2005 tenha sido em torno de 855 000 000 de toneladas (ton). E o consumo da W é inferior a 2 kg/m² para os tipos florestais com actividade do fogo significativo (Roberts, Wooster & Lagoudakis, 2009).

Os fogos nas savanas são em geral de intensidade baixa, porém, frequentes. Os seus efeitos são mais notáveis em árvores jovens, de diâmetro menor (Hoffmann & Solbrig, 2003), enquanto em árvores mais velhas, de maior diâmetro, elas causam lesões e cicatrizes, fazendo com que estas produzam troncos defeituosos e de baixa qualidade de madeira (Parsons, Lewis & Psyllakis, 2003; Marschall, Guyette, Stambaugh & Stevenson, 2014).

A sua, frequência estimada em boa parte dos ecossistemas florestais de savanas arbustivas em África tem um período de retorno estimado de 3 anos (Van Wilgen *et al.*, 2000). Por outro lado, os estudos mostram que a frequência interfere na capacidade de recuperação das plantas (D'Antonio & Chambers, 2006; Zouhar, 2008).

Em Moçambique, das pesquisas feitas, o período de retorno varia entre 2,71 a 3,9 anos (Ribeiro & Cangela, 2014; Remane & Maúnze, 2016; Ribeiro & Soares, 2017), sendo as florestas do Norte e o Centro do País as que mais queimam. As sementes das espécies predominantes nestes ecossistemas apresentam grande tolerância ao calor.

As sementes de gramíneas, por exemplo, podem tolerar uma temperatura que varia de 82 a 116 °C durante um tempo de até 5 minutos. Para além de que tal exposição ao fogo pode originar uma maior taxa de germinação (Lloret, Estevan, Vayreda & Terradas, 2005; Lloret & Zedler, 2009).

Quando as sementes estão cobertas com o solo, estas podem resistir a temperaturas ainda mais altas (Paula & Pausas, 2008; Cochrane, & Ryan, 2009).

As queimadas durante a época seca tendem a ser de maior intensidade e danosas do que os incêndios que ocorrem no período chuvoso, quando a humidade dos combustíveis é elevada e a temperatura e velocidade do vento são baixos (Govender, Trollope & Van Wilgen, 2006; Eidenshink *et al.*, 2007).

2.2 Uso de sensores remotos no manejo do fogo

O uso dos sensores remotos no manejo das queimadas tem ganhado maior destaque nos últimos anos (Garcia-Haro, Gilabert & Melia, 2001; Granemann & Carneiro, 2009).

Os sensores remotos fazem a detecção dos focos de queimadas através da diferença nas refletâncias diferenciados dos objectos a partir das ondas electromagnéticas da banda do visível (Lillesand, Kiefer & Chipman, 2014).

2.2.1 Spectrorradiômetro de imagem de resolução moderada (*MODIS*)

O Spectrorradiômetro de imagem de resolução moderada (*MODIS*) a bordo dos sensores *AQUA* e *TERRA* (Giglio, Randerson & Van Der Werf, 2013), também conhecido por *EOS-AM-1* foi projectado para fornecer informações de três campos de estudos diferentes: desde oceano, atmosfera e terra, munidos de bandas espectrais e espaciais seleccionadas para o conhecimento de diferentes necessidades que carecem de acompanhamento e para ter uma cobertura diária de todo o globo terrestre (Justice *et al.*, 2002; Latorre, Anderson, Shimabukuro & de Carvalho, 2003).

2.2.1.1 Produto *MODIS MCD14ML*

O produto de fogos activos *MCD14ML* está baseado nos procedimentos usados para os produtos *AVHRR* e *TRMM* (figura 1), que usam essencialmente as bandas do infravermelho intermédio e incluem o parâmetro de energia radiactiva do fogo (Sánchez-Balseca & Pérez-Foguet, 2020; Shiraishi, Hirata & Hirano, 2021).

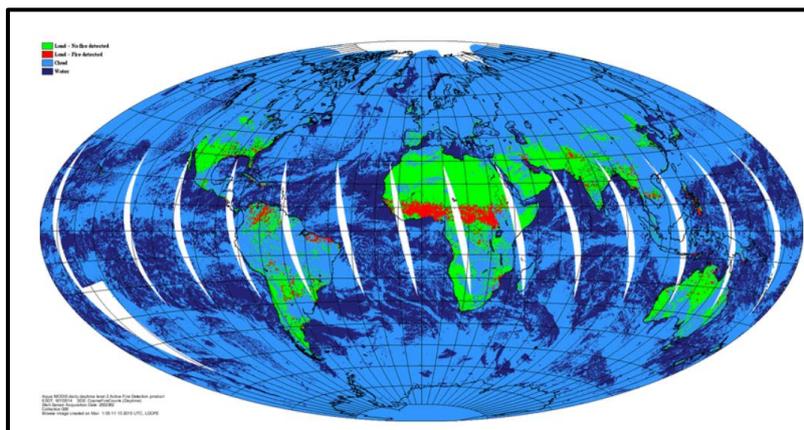


Figura 1¹: Produto *MCD14ML* da Coleção-6 Aqua do sensor *MODIS* para fogos activos.

O *MCD14ML* fornece a localização geográfica, data e informações adicionais para cada *pixel* de incêndio de 1 km que queimam no momento do sobrevoo sob condições livres relativamente de nuvens fornecidas pela combinação dos sensores *MODIS* Terra e Aqua mensalmente (Giglio, Descloitres, Justice & Kaufman, 2003; Humber, Boschetti, Giglio & Justice, 2019). O algoritmo também permite detectar fontes pontuais de alta temperatura, tais como a queima de gás e usinas de energia, vulcões (Justice *et al.*, 2002).

¹ Os *pixels* de fogo são mostrados em vermelho, os *pixels* de nuvem são mostrados em azul claro e as áreas sem dados são mostradas em branco. Imagem produzida pelo *MODIS* Land Data Operational Product Evaluation Facility. Fonte: Giglio, Schroeder, & Justice (2016); Navegação global do dia 28 de dezembro de 2002 mostrando todos os viadutos diurnos.

2.2.2 Satélite *LANDSAT 8*

O programa Satélite de detecção remoto terrestre (*LANDSAT*) foi criado pela NASA na década 60 com objectivo de monitorar os recursos renováveis e não renováveis da terra (Jones & Vaughan, 2010; Coelho & Correa, 2013; Pires & Ferreira 2015; Leite, Santos & Santos, 2017; Bezerra *et al.*, 2019). Inúmeras vantagens destacam o LDCM dos demais *LANDSAT*'s. Irons (2013) e depois Kalaf *et al.* (2013) destacam a presença de dois sensores o OLI (*Operational Land Imager*) e o TIRS (*Thermal Infrared Sensors*), proporcionando um melhor desempenho radiométrico do *LANDSAT 8* em relação ao *LANDSAT 5* (de 8 para 16 bits).

O *LANDSAT 8* foi lançado em 2013, com uma órbita praticamente polar, que se encontra posicionada de maneira heliosíncrona numa altura aproximada de 705 km, (Loveland & Irons, 2016). Ele tem uma cobertura de 170 km norte-sul e 185 km leste-oeste, com uma abrangência média de 16 dias, resolução de 30m na banda visível, 15 m para a banda pacométrica e 100 m para as bandas termais (TIRS) (Vermote *et al.*, 2016).

2.2.3 Índice de Vegetação da Diferença Normalizada – *NDVI*

O Índice de Vegetação da Diferença Normalizada (*NDVI*) traduz a relação das medidas das bandas espectrais entre duas bandas do espectro eletromagnético infravermelho-ivp (700-1300 nm) e a do vermelho (600-700 nm). Ele é sensível à clorofila e permite identificar áreas com maior presença de vegetação (Rouse; Haas; Schell, 1974). Os valores variam de -1 a 1.

Dentro desta escala de variação do *NDVI* (de -1 a +1) em cada *pixel* da imagem, quando o valor está mais próximo de +1, significa que há maior quantidade de clorofila no local por conseguinte maior densidade da vegetação e a medida que esse valor reduz significa que haverá menor densidade de vegetação. Por seu turno, quando este valor aproxima -1 significa a presença de solos descobertos e rochas. A componente hídrica apresenta valores negativos, muito próximos a -1 (Zhang; Schaaf & Seto, 2013).

2.3 Uso de queimadas controladas no manejo de florestas

As queimadas prescritas podem ser feitas com diferentes finalidades que vão desde a redução do risco de incêndio (Keeley, 2002; Fernandes & Botelho, 2003), melhoria das condições da terra para plantio ou regeneração natural (Brose, 2010; Waldrop, & Goodrick, 2012), eliminação de espécies indesejadas (Weir, 2009), controle de surtos de pragas e doenças (Dale, 2001; Kerns, Thies & Niwa, 2006) e limpeza de terreno (Chidumayo, 2002).

O uso fogo no manejo do material combustível, não só reduz o risco de ocorrência de incêndios, mas também é o meio mais económico de reduzir o risco de desastres (Tiedemann, Klemmedson, & Bull, 2000; Agee & Skinner, 2005), e, em alguns casos, o mais efectivo para se conseguir determinados objectivos no manejo de florestas (Fernandes & Botelho, 2003; Kauffman, 2004).

2.4 Factores que determinam o comportamento do fogo

Os factores que interferem no comportamento dos fogos florestais podem ser classificados amplamente como factores ambientais (Benson, Roads & Weise, 2008) ou do material combustível (White, 2014).

As propriedades do material combustível podem ser descritas como intrínsecos (propriedades físicas do material combustível) ou extrínsecos (quantidade, disposição e condição física do combustível). Embora os modelos sejam mais sensíveis as propriedades intrínsecas do material combustível, as variações sazonais são prováveis influenciadores (Lautenberger & Fernandez-Pello, 2009). As propriedades intrínsecas do material combustível variam em pequena escala e por essa razão podem ser muitas vezes consideradas constantes (Baeza *et al.*, 2002; Moreira, C. 2008; Verde & Zêzere, 2008; Mérida, 2010).

2.4.1 Factores ambientais

As condições climáticas estão fortemente relacionadas com a ocorrência e a propagação dos incêndios florestais. Variáveis como a humidade relativa do ar, a precipitação, a temperatura e a velocidade do vento condicionam fortemente às variáveis que o comportamento do fogo (Flannigan, Stocks & Wotton, 2000).

Existe uma estreita relação entre as condições climáticas e os incêndios, tanto na manutenção quanto na propagação do fogo (Torres, 2008; Souza, Araújo & Ribeiro, 2012; Machado, da Silva, & Biudes, 2014).

Uma das variáveis mais importantes nos incêndios florestais é a humidade atmosférica. Ele tem um efeito directo sobre a inflamabilidade e provoca uma troca constante de humidade com o material combustível morto e o ambiente. Nos casos em que a humidade do ambiente é menor que a do material combustível, ocorre a perda de humidade, e no caso contrário, absorve a água do ambiente (Cheney, & Sullivan, 2008).

Assim, a quantidade de humidade presente no ar determinará a quantidade de humidade existente no material combustível morto na floresta. Adicionalmente, em períodos de extrema seca, a humidade baixa do ar atmosférico afecta também a humidade dos materiais vivos (McKenzie, 2004; Cheney, & Sullivan, 2008).

O vento, é também um importante factor que influencia os incêndios florestais em determinado local, sobretudo a R, aumentando-o através do fornecimento de oxigénio, e dessa forma, afectando directamente a taxa de combustão do material combustível em função dos de dois processos físicos importantes na propagação de incêndios florestais, nomeadamente a condução e convecção de massas de ar (Fendell & Wolff, 2001; Mell, Jenkins, Gould & Cheney, 2007; Forthofer, 2007).

Adicionalmente, o vento promove o deslocamento do ar aumentando a evaporação, que por sua vez, contribui para a redução de humidade do material combustível, aumentando o risco de ocorrência de incêndios. Além disso, o vento determina também a direcção de propagação do fogo em florestas (Sharples; McRae & Wilkes, 2012; Mills, 2005; Sharples, 2009).

2.4.2 Material Combustível

Inventariar o material combustível, seja ele no seu estado natural ou resultante da exploração florestal, é uma informação muito importante informação para os trabalhos de manejo florestal, para o plano de queima prescrita e para o controlo do risco de ocorrência de incêndios florestais. (Amiro, 2001; Badia *et al.*, 2002; Ottmar *et al.*, 2007).

A quantidade de material combustível num determinado local afecta também todos os aspectos do comportamento do fogo, desde a taxa de propagação, intensidade, altura das chamas, altura de crestamento, formação do incêndio de copa, lançamento de fagulhas para áreas adjacentes (*spot fire*) e, no conjunto, os danos resultantes da acção do fogo num determinado local (Mcarthur & Cheney, 2015).

O material combustível pesado vivo pode apresentar entre 80 a 200% de humidade do seu peso seco no forno. Já o material combustível morto apresenta uma humidade em torno de 30% (Hartford, 1993; Kremens, Dickinson & Bova, 2012; Pollet, & Brown, 2007; McAllister *et al.*, 2012). Estes intervalos, entretanto, variam entre as espécies, a extensão temporal desde a última chuva e humidade relativa do ar. Ademais, quando o ar está quente e seco, o combustível é seco e pré-aquecido favorecendo a ignição.

2.4.2.1 *Humidade do material combustível*

A percentagem de água que existe num determinado material combustível relativamente a sua matéria seca é designada humidade do material combustível. Este factor é tido como o principal factor determinante das chances do material combustível queimar (Stott, 2000; Saidur, 2011; Van Wagtenonk, 2006; Matthews, 2006; Torres *et al.*, 2018).

Um material combustível com muita humidade necessitará maior quantidade de energia para que ele entre em ignição e o contrário sucede quando o material combustível apresenta pouca humidade, necessitando pequena quantidade de energia para entrar em ignição. Todavia para que um combustível entre em ignição, requer que a quantidade de humidade seja removida (Babrauskas, 2002).

Estima-se que materiais com uma percentagem de humidade de 30%, em geral não entram em ignição durante os incêndios ou queimadas (Soares & Batista, 2007).

Assim, já que a velocidade do vento e o conteúdo de humidade são variáveis de entrada nos modelos do comportamento do fogo que sofrem maior taxa de variação ao longo do dia, 24 horas, é notória uma maior influência da humidade, principalmente em materiais combustíveis de menores dimensões (Freire, Carrão & Caetano, 2002; Verde & Zêzere, 2008).

Soares & Batista (2007), referem que o material morto é mais seco e tende a ser mais propenso às variações meteorológicas, em curtos intervalos de tempo, sendo, por conta disso, o principal responsável pela propagação dos incêndios florestais.

2.4.2.2 *Higroscopicidade do material combustível*

Materiais higroscópicos são aqueles que possuem a capacidade de absorver água. Este fenómeno é um factor importante que relaciona o clima com a humidade do material combustível. Através deste fenómeno, o material combustível tem a capacidade de absorver o vapor de água contido no ar atmosférico. A água absorvida pelos materiais combustíveis é denominada água higroscópica (Chen *et al.*, 2019).

Pesquisas mostram que a quantidade de água higroscópica presente no material combustível é determinada pela temperatura e a humidade relativa do ar atmosférico, embora a humidade do ar seja o factor controlador. Entretanto, a rapidez com que o material irá ganhar ou perder a humidade do meio ambiente depende não só das condições climáticas, mas também do seu

diâmetro (Velis *et al.*, 2009), frequentemente separado em classes de *timelag* padronizadas por Deeming *et al.* (1977) e utilizadas pelo Sistema Nacional Norte-americano de perigo de incêndios florestais. E também adoptadas internacionalmente.

2.4.2.3 Tipo do material combustível

A probabilidade de ignição e a velocidade de propagação do fogo estão muito dependentes, dentre os vários factores, do tipo de material combustível envolvido na combustão. Uma forma de expressar das dimensões do material combustível comumente usada e a relação superfície por unidade de volume. Esta variável influencia directamente sobre as características do material combustível e consequentemente do comportamento do fogo (Zhou, Mahalingam & Weise, 2005; Ganteaume & Jappiot, 2013).

Se um material combustível apresentar maior área superficial e menor volume, o ramo de uma árvore, por exemplo a transferência de calor será mais efectiva e mais rápido e o material combustível entrará em ignição. O contrário ocorrerá quando o volume for maior e a superfície de contacto menor. Nesses casos, a transferência de calor será menor, necessitando maior quantidade de energia para a ignição e consequentemente havendo menores chances de ignição do material combustível (Sikkink & Keane, 2008; Keane, 2013; Keane, 2015). Soares & Batista (2007), classificam e caracterizam os tipos de materiais combustíveis florestais quanto a perigosidade da seguinte forma:

a) Perigosos: são considerados perigosos os materiais secos com diâmetro igual ou inferior a 1,0 cm, normalmente são pequenos galhos, folhas, líquens, musgos e gramíneas. Esses materiais apresentam uma alta relação área superficial por volume, assim apresentam menor temperatura de ignição, queimando rapidamente produzindo calor e chamas intensas. A taxa de propagação para estes tipos de material combustível costuma ser mais alta.

b) Semiperigosos: são materiais secos com diâmetro acima de 1,0 cm, incluem galhos, troncos caídos, tocos, húmus e turfa. Estes materiais apresentam uma menor relação área superficial por volume, por isso a transferência de calor não é muito eficiente quando comparado com os materiais perigosos e, daí que, possuem relativa dificuldade em entrar em ignição.

Embora a ignição seja mais lenta e difícil, eles provocam calor mais intenso e podem permanecer em combustão latente, apresentando o risco de reiniciar incêndios que outrora tinham sido dados como controlados ou extintos. Estes materiais combustíveis queimam

lentamente comparativamente aos materiais combustíveis considerados perigosos e podem ser mais danosos.

c) Verdes: os materiais combustíveis chamados de verdes são constituídos por vegetação viva. Entretanto, embora existam materiais combustíveis verdes que apresentam uma alta relação área superficial por volume, folha e pequenos galhos, tais materiais combustíveis podem ser considerados como não inflamáveis por conterem alto teor de humidade, com a excepção das coníferas resinosas que tem um alto poder de inflamabilidade. O calor libertado pela combustão de outros materiais combustíveis pode resultar na secagem destes materiais, tornando-os igualmente altamente inflamáveis durante um incêndio florestal. Apesar de prática, esta classificação não costuma ser aplicada nos procedimentos de modelagem do comportamento do fogo. Comumente a classificação padronizada e usada em todo o mundo é em função do *timelag* do material combustível (Rothermel, 1972; Andrews, 2009):

- ❖ Material combustível morto de diâmetro menor ou igual a 0,7 cm (em geral estes materiais perdem e ganham humidade mais facilmente) (1-h de *timelag*);
- ❖ Material combustível morto de diâmetro entre 0,71 e 2,5 cm (10-h de *timelag*);
- ❖ Material combustível morto de diâmetro entre 2,51 e 7,6 cm (100-h de *timelag*);
- ❖ Material combustível vivo herbáceo (materiais vivos não lenhosos de caule macio e maleável e com aspecto de erva);
- ❖ Material combustível vivo lenhoso (inclui a folhagem viva e pequenos ramos da planta com diâmetro inferior a 0,7 cm).

Os combustíveis florestais podem igualmente assumir a classificação de acordo ao local. Desse modo, eles podem ser classificados em aéreos e superficiais e adicionalmente, para cada uma dessas categorias, estes podem ser subclassificados conforme a quantidade, tipo e arranjo (Candido & Couto, 1980). São considerados combustíveis superficiais aqueles localizados sobre, acima ou no piso da floresta, sejam eles vivos ou mortos, tais como folhas, galhos e troncos caídos, gramíneas, ervas, arbustos, húmus e turfas. Os combustíveis aéreos são as copas e galhos das árvores, troncos, musgos e arbustos altos com mais de 1,80 m e também podem ser vivos ou mortos (Albini, 1984; Soares & Batista, 2007; Keane, 2015).

Os tipos e quantidades de combustível contribuem de forma específica sobre a capacidade de propagação dos fogos. Trabaud (1974), demonstrou que avaliar o comportamento probabilisticamente confina-se, de certo modo, sobre o reconhecimento e descrição qualitativa e quantitativa de certas características físicas e químicas.

2.5 Métodos de mapeamento do material combustível

O mapeamento do material combustível é, em geral, um processo difícil. Os métodos variam a diferentes níveis, os quais são agrupados em quatro (4) abordagens: O reconhecimento de campo; mapeamento directo com o sensoriamento remoto; Mapeamento indirecto por sensoriamento remoto e modelagem biofísica. Cada um destes apresenta as suas vantagens e desvantagens. Estes podem ser desenvolvidos e usados individualmente ou de forma combinada (Keane, Burgan & van Wagtenonk, 2001; Arroyo, Pascual & Manzanera, 2008).

2.5.1 Teledeteccção espacial

O mapeamento directo dos tipos de material combustível implica a atribuição directa das características inerentes aos combustíveis existentes usando as técnicas de detecção remota resultantes das classificações de imagens ou interpretação das fotografias (Zhan *et al.*, 2012). Este método é aplicável e bem-sucedido em áreas de pastagens e matagais (Pal & Mather, 2003; Millington, Velez-Liendo & Bradley, 2003), entretanto, este método tem apresentado enormes dificuldades da sua aplicação em ecossistemas florestais quando se pretende avaliar os combustíveis de superfície devido à obstrução das copas das árvores (Broge & Leblanc, 2001). Em casos de grande dificuldade pode ser usado o *NDVI* calculado através dos produtos do sensor AVHRR (alta resolução radiométrica) (Keane, Burgan & van Wagtenonk, 2001).

2.6 Comportamento do fogo

O comportamento do fogo florestal descreve como o fogo actua sobre o material combustível (Niranjana & HemaLatha, 2018). Isso inclui o seu início durante a ignição, crescimento, taxa de propagação e declínio das chamas durante a queima do material combustível (Chowdary, Gupta & Singh, 2018) e que envolve um grande processo de reacção em cadeia, já que se trata de queima de W (Koppejan & Van Loo, 2012).

O comportamento do fogo é resultado da interação de factores climáticos, topográficos, dos modelos combustíveis, forma de ignição e técnica da queima (Finney, 2005). As pesquisas sobre o comportamento do fogo procuram encontrar relações entre variáveis de comportamento de fogo e condições do meio ambiente e, a partir daí, encontrar formas para responder as perguntas sobre o comportamento do fogo (Weick, 2002).

A medida pela qual se espera prever o fogo depende de quão preciso se espera que seja a previsão. Uma vez ocorrida a ignição do material combustível, o clima e a topografia vão

determinar a maneira como o fogo irá se comportar, e dessa forma, o objectivo final do estudo do comportamento do fogo florestal é dar informações precisas, simples e oportunas para responder algumas das perguntas mais, frequentes sobre o comportamento do fogo nos ecossistemas florestais (Luke & McArthur, 1978). De acordo com estes 2 autores as perguntas mais pertinentes a serem respondidas num estudo de comportamento do fogo são:

- ❖ *Qual será a taxa de propagação com que o fogo irá se propagar num determinado espaço geográfico?*
- ❖ *Qual será o potencial das chamas (curto ou longo alcance) do fogo?*
- ❖ *O fogo será de alta intensidade ou de baixa intensidade?*
- ❖ *Em experimentos controlados, qual será a área do fogo, o perímetro e a distância de propagação directa?*
- ❖ *Quão difícil será para controlar e extinguir o fogo sobre determinadas condições encontradas das chamas?*
- ❖ *Existe a possibilidade de o fogo "alastrar"? Se o fogo se alastrar, produzirá uma coluna de convecção ou uma coluna de fumaça com vento? Essa coluna de convecção é capaz de lançar fagulhas e originar outros focos?*
- ❖ *O fogo exigirá mais tempo e esforço do que o normal para extinguir?*
- ❖ *O fogo será de tal maneira que o equipamento mecânico conseguira controlar ou serão necessários meios mais sofisticados, ou pode ser manuseado com segurança por equipas de supressão de terra?*
- ❖ *Se as condições ambientais forem favoráveis, elas podem produzir ilhas de fogo ou outros tipos de expansão rápida do fogo florestal? E caso isso ocorra, quando e onde eles podem ocorrer?*
- ❖ *O fogo será de copa ou de superfície?*

2.6.1 Métodos de Previsão do Comportamento do Fogo

De acordo com Albini & Anderson (1982), existem vários métodos de prever o comportamento de fogo, que podem ser divididos em três grupos. Estes métodos foram aprimorados e entendidos ao longo do tempo. Cada um destes métodos tem os seus aspectos vantajosos e desvantajosos, podendo ser aplicado em cada situação específica. Por essa razão se pode afirmar que não existe um método que seja por si só o melhor.

A seguir são apresentados os métodos de previsão do comportamento do fogo (secção 2.6.1.1).

2.6.1.1 Modelos matemáticos do comportamento do fogo

Montagem e uso de um modelo matemático: este método assenta-se principalmente nas leis bem estabelecidas da física. E com o passar dos tempos vários desses modelos foram propostos. Peso em embora nenhum deles seja suficientemente geral para lidar com todo o espectro do comportamento do fogo florestal (Albini, 1976).

O sucesso deste método reside na flexibilidade e capacidade de ser reajustável e, especialmente, na oportunidade que oferece para utilizar dados de testes controlados para melhorar os componentes empíricos importantes do modelo (Wilson, 1981). Tais condições vantajosas, entretanto, são de pouco valor para o usuário prático, sobretudo quando ele deve fazer longas análises. Já que quando o modelo é demasiado complexo, torna-o incompreensível e, portanto, pouco confiável. E a sua demanda por dados de entrada torna tediosa a aplicação por alguns dados não são familiares, mas o modelo é sensível a eles, deixando o usuário inseguro quanto à validade dos resultados (Albini, 1976).

Os modelos matemáticos do comportamento do fogo são a descrição numérica dos parâmetros do comportamento do fogo de tal forma que se obtenham as características dos fogos florestais de um determinado lugar, permitindo que os gestores florestais tomem as medidas mais apropriadas na prevenção e combate aos incêndios florestais (Andrews *et al.*, 2005; White, 2013). A modelagem requer o levantamento rigoroso das características das variáveis do local.

Existem inúmeros modelos matemáticos que descrevem o comportamento do fogo. Entretanto, três dessas categorias de modelos matemáticos são considerados fundamentais para medir o comportamento do fogo, nomeadamente a taxa de propagação, a intensidade e o comprimento das chamas (Rothermel, 1991). Todavia, os outros parâmetros são igualmente importantes dependendo dos objectivos a que se destina a sua aplicação do modelo em questão. Embora determinar e analisar o comportamento do fogo seja uma actividade complexa, nos últimos anos foram desenvolvidos muitos modelos matemáticos. Estes permitem prever a evolução do fogo numa perspectiva temporal e espacial. Tais modelos matemáticos podem ser classificados pela sua natureza dos processos analíticos aos quais se assentam (semiempíricos, teóricos, empíricos), os parâmetros de saída (propagação do fogo, propriedades da frente de fogo) ou localização (regimes de fogo de superfície, copa e salto de fogo) (Carmel *et al.*, 2009).

Todos os modelos matemáticos que simulam o comportamento do fogo procuram ir de acordo com a realidade encontrada na prática, mas ficam aquém dela em grande medida. Isto porque

uma vez encontrado o objectivo de simplificar as relações, os factores julgados como sendo de menor influência são negligenciados e o modelo geralmente é com base num único conjunto de condições idealizadas (Cruz *et al.*, 2018).

Se forem observadas leis de modelagem do comportamento fogo, isso permitirá aproximações o suficiente para muitos propósitos, mas em muitos casos, deixa-se facilmente de considerar factores, supostos, pouco influentes. E como consequência a esta situação, há uma forte tendência para aplicar modelos que não espelham a realidade. Daí que quanto maior for o número de factores considerados, mais próximo da realidade ficará o modelo. Para evitar este tipo de situações, os pressupostos em que se baseiam e a gama de condições em que o modelo deve ser cuidadosamente definido e, frequentemente revisto para melhorar as estimativas oferecidas pelo modelo (Brown & Davis, 1973; Cruz *et al.*, 2018).

2.6.1.1.1 Modelos de taxa de propagação

Boa parte dos modelos de taxa de propagação dos incêndios florestais, em geral, estão muito relacionados com as variáveis associadas com o material combustível existente no local e as condições meteorológicas do local (tabela 1). O tamanho e o arranjo das partículas do material combustível condicionam igualmente a queima, cujo calor libertado reduz a humidade do material combustível e permite a ignição do material combustível adjacente, tornando o processo cíclico durante os incêndios florestais (Soares & Batista, 2007).

Tabela 1: Alguns modelos de taxa de propagação do fogo (R).

Equação	Abreviatura	Referência
$R = 7,255 * \exp(0,092 * U) * \exp(-0,067 * MmsI) * h^{0,932}$	R U MmsI	Fernandes, 2001
$R = 0,07 * 0,05 * FMF - 0,004 * RH$	R FMF RH	Bidwell e Engle, 1991
$R = -0,128 + 0,004 * Temp$	Temp	Reyes, 2017
$R = -0,082 + 0,04 * Temp + 0,016 * Wlf$	Temp MCAI	Reyes, 2017(adaptado)
$R = 0,22 * W * \exp(0,158 * U_{1,5} - 0,227 * Mf)$	$U_{1,5}$ W Mf	Gould, 1994
$R = \frac{5,72 * V^{0,4}}{U^{1,12}} * h^2$	R V	Trabaud, 1979

h
U

R - velocidade de propagação (m/min); *U* - velocidade do vento a 2m de altura (km/h); *Mmsl* - humidade do material combustível fino do nível de cobertura MS1 (%); *h* - altura da vegetação (m); *RH* - humidade relativa do ar (%); *FMF* - humidade do material combustível (%); *V* - velocidade média do vento (cm/s); *Wlf* - peso do material combustível (kg/ha); *W* - peso do material combustível (t/ha); *U1,5* - velocidade do vento a 1,5m de altura (km/h); *Mf* - humidade do material combustível fino (%) temp - temperatura.

A taxa de propagação do fogo (*R*) é a distância linear percorrida pela frente do fogo, sobre os combustíveis florestais por unidade de tempo. Segundo Scott *et al.* (2012), esta grandeza ocupa um lugar importante na descrição do comportamento do fogo por dois motivos. Primeiro, porque determina o quão o fogo pode percorrer em determinado tempo e, por essa razão, permite prever a probabilidade que o fogo tem de alcançar áreas com potencial risco de ocorrência de incêndios florestais. Segundo porque a taxa de propagação está relacionada com a intensidade que, por sua vez, é uma variável importante para calcular os danos causados num ecossistema devido ao fogo.

A *R* de um incêndio florestal permite, igualmente, prever a taxa de esforços necessários para conter o fogo e prevenir que este se propague continuamente nos incêndios florestais (Alexander & Walker, 2000). Assim é possível prever o tipo de meios, o número de técnicos e as técnicas a serem usadas no combate dos incêndios florestais. A *R* é sempre decrescente da frente à cauda (Scott *et al.*, 2012).

2.6.1.1.2 Modelos de intensidade das chamas

Existem várias definições para a intensidade do fogo ou da frente do fogo. Segundo Byram (1959), a intensidade do fogo (*I*) é definida como a quantidade de calor libertado por unidade de tempo pela frente de fogo, portanto, ela indica de forma numérica o produto entre a quantidade de material combustível disponível para queima pelo poder calorífico deste combustível e pela velocidade de propagação do fogo. Ela pode também ser entendida como o produto da taxa de dispersão e a quantidade de calor libertado por unidade de área, e é aproximadamente proporcional à altura da chama e à distância potencial de detecção. A intensidade de reacção pode ser usada para medir o vigor da queima para o planeamento da queima prescrita (Albini & Anderson, 1982; Raybould & Roberts, 1983).

A intensidade é importante para determinar a transição de um fogo superficial para um fogo de copa e também para prever o efeito do fogo no solo e na biodiversidade (Fernandes, 2002; Lopes, 2014). Segundo Rego & Botelho (1990), a carga do material combustível presente na área tem uma grande relação com a intensidade da frente do fogo, tanto que, quanto maior a

carga de combustível, maior será a intensidade. Paralelamente o tipo de material combustível que vai determinar a facilidade com que ocorrerá a ignição e a velocidade de propagação do fogo num incêndio florestal (tabela 2).

Tabela 2: Modelos de intensidade da linha de chamas.

Equação	Abreviatura	Referência
$I = -2274 + 0,39*Wlf + 24*M$	I Wlf M	<i>Bidwell e Engle, 1991</i> EUA - Vegetação de campo
$I = 43,05 + (-0,74*RH)$		<i>Reyes, 2017</i>
$I = 62,08*Ac^{0,17}$	I Ac	<i>Byram (1959)</i>
$I = -187,49 + (23,93)*S_h$	I S _h	De Ronde (1990) África do Sul <i>Pinus elliottii</i>
$I = -33,7 + 1,71*H_{ch}$	I H _{ch}	Batista <i>et al.</i> (1993) Brasil <i>Pinus taeda</i>

I - intensidade da linha de fogo (kw/m); Wlf - peso do material combustível (kg/ha); M - humidade do material combustível morto (%); Ac - altura das chamas em m (m); RH - humidade relativa do ar (%); I - intensidade do fogo (kw m-1); S_h - altura de carbonização da casca (cm); I - intensidade do fogo (kw/m); H_{ch} - altura de carbonização da casca (cm).

2.6.1.1.3 Modelos de comprimento das chamas

O comprimento da chama (Fl) tem uma grande relação com a intensidade das chamas, matematicamente ele é aproximadamente equivalente à raiz quadrada da intensidade da linha de fogo (Byram 1959; Nelson 1980; Albin 1981). Ele é medido do meio da zona em que ocorre a chama activa até o ponto máximo médio das chamas (Andrews, 2009).

Os modelos de comprimento das chamas estão relacionados com o calor sentido por uma pessoa na sua proximidade, ou seja, quanto maior for o comprimento das chamas, maior será a área abrangida pelo calor (Tabela 3). O comprimento das chamas permite estimar o tamanho do aceiro no que tange a sua largura para prevenir que o fogo progrida (Cohen, 2004; Cheney & Sullivan, 2008). Ela relaciona-se com muitas outras variáveis do comportamento do fogo (Beutling, 2009).

O comprimento das chamas pode ser não só estimado indirectamente em função a I da linha do fogo, mas também em função da taxa de propagação e da energia libertada (Andrews, 2008). Ela também pode ser obtida directamente durante a ocorrência do incêndio, entretanto, por ser uma variável instável e muito variável ocasional e extremamente transitório, há uma certa dificuldade em determinar com precisão o seu valor (Soares & Batista, 2007). Embora existirem tais dificuldades inerentes à sua definição e mensuração que resulta por vezes em imprecisão e conseqüente baixa valia de ponto de vista científico, o comprimento das chamas

é uma característica muito notável e altamente correlacionada com a energia calorífica libertada. Por isso, ela deve ser considerada um parâmetro primário descritor das características do comportamento do fogo (Rothermel, 1991).

Tabela 3: Alguns modelos de comprimento das chamas.

Equação	Abreviatura	Referência
$Fl = 0,2 * I$	<i>Fl</i> <i>I</i>	<i>Thomas, 1963</i>
$Fl = 0,059 * I_B^{0,53}$	<i>Fl</i> <i>I</i>	<i>Dupuy et al., 2011</i>
$Fl = 0,45 * I_B^{0,46}$	<i>Fl</i> <i>I</i>	<i>Byram, 1959</i>
$Fl = 0,428 + 7,397 * k - 0,019 * MmsI + 0,027 * U$	<i>Fl</i> <i>K</i> <i>MmsI</i> <i>U</i>	<i>**Byram, 1959</i>
$Fl = 0,202 + 0,024 * \sqrt{I_B} - 3,63 * k - 0,006 * MmsI$	<i>Fl</i> <i>K</i> <i>MmsI</i> <i>U</i>	<i>*Byram, 1959</i>
$Fl = 0,0193 * R^{0,723}$	<i>Fl</i> <i>R</i> <i>Efh</i>	<i>Gould et al., 2007</i>

Fl - comprimento das chamas (m); *I* - intensidade da linha do fogo (kcal/m/s); *R* - velocidade de propagação do fogo; *Efh* - altura do material combustível elevado; *U* - velocidade do vento a 2 m de altura (km/h); *MmsI* - humidade do material combustível fino do nível de cobertura MS1 (%); *k* - altura da vegetação (m); * - modificado; ** - segunda modificação.

3 Metodologia

3.1 Caracterização da área de estudo

A pesquisa foi levada a cabo numa área florestal predominada por vegetação de mopane, no posto administrativo de Combomune, localizado na zona noroeste da província de Gaza, limitado a norte pelos postos administrativos de Mapai e Chigubo, a sul com os postos administrativos de Nitolavene e Mabalane, a este com o posto administrativo de Dindiza, a oeste com o distrito de Pafuri. E possui uma área total de 9 107 km² (MAE, 2005). Georeferencialmente esta região encontra-se entre a latitude 13° 23' 48" sul e longitude 35°13' 43" este (figura 2).

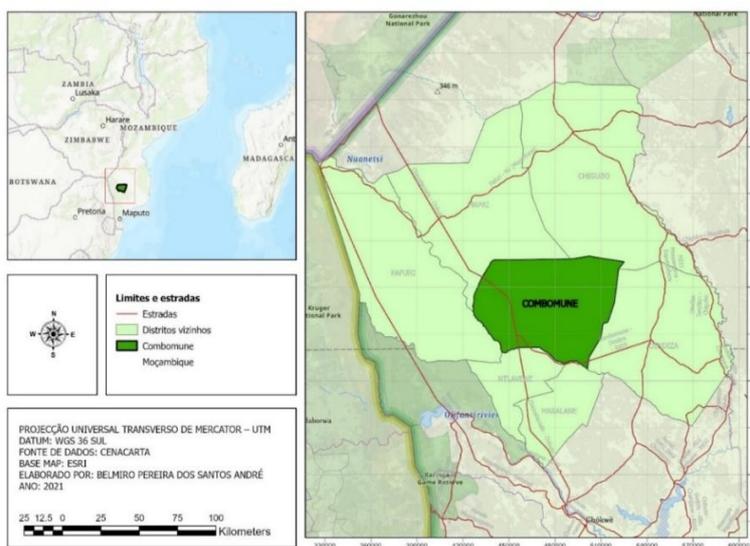


Figura 2: Localização do posto administrativo de Combomune.

3.1.1 Vegetação

O posto administrativo de Combomune é caracterizado pela ocorrência do mopane, vegetação típica da região sul de Moçambique. O seu nome deve-se a principal espécie desses ecossistemas, a *Colophospermum mopane* (Kirk ex-Benth). Este tipo de vegetação é abundante ao longo do vale do Limpopo, região Noroeste da província de Gaza. Desde o distrito de Chókwe até ao Norte do rio Save onde as manchas diminuem significativamente (Siteo, 2003; MICOA, 2008).

Segundo Bandeira, Ribeiro & Muzime (2015), nesta região, podem ser encontradas predominantemente as famílias *Anacardeaceae*, *Bonbacaceae*, *Burseraceae*, *Caesalpinaceae*, *Capparaceae*, *Combretaceae*, *Rhamnaceae*, *Ebenaceae*, *Euphorbiaceae*, *Fabaceae*, *Sapotaceae*, *Sterculiaceae*, *Strychnaceae*.

Dentre as espécies herbáceas nesta região, encontram-se *Aristida spp.*, *Eragrotis spp.*, *Digitaria eriantha*, *Brachiaria deflexa*, *Echinochloa colona*, *Cenchrus ciliaris*, *Enneapogon cenchroides*, *Pogonarthria squarrosa*, *Schmidtia pappophoroides*, *Stipagrostis uniplumis* e *Urochloa spp.* (White, 1983).

As florestas de mopane em Combomune podem ser encontradas em 3 a 2 estratos desde áreas mais densas com árvores e áreas menos densas, com predominância de gramíneas muitas vezes originadas devido ao corte indiscriminado das árvores (áreas desmatadas) para a produção de carvão vegetal e áreas de savanas dominadas por gramíneas, com uma densidade muito baixa de vegetação arbustiva (Bandeira; Ribeiro & Muzime, 2015).

3.1.2 Clima

Conforme a classificação proposta por Köopen-Geiger (1936) o clima dessa região é classificado como semiárido (BSh), conhecido também como estepe local (INAM, 2012). A temperatura média é de 24,2° c. O posto administrativo de Combomune está sob a influência da zona de Convergência Intertropical que origina duas (2) estações bem definidas (MAE 2005).

As temperaturas médias mensais variam entre os 18,6 a 27,8° c, nos meses de janeiro, julho e dezembro. Já as temperaturas mínimas registadas em dados históricos variaram entre 10,7° c no mês de julho, coincidindo com o mês mais frio, e a temperatura mínima mais elevada de 21,6° c, no mês de janeiro, coincidindo com um dos dois meses com as temperaturas médias mais elevadas (INAM, 2012).

As temperaturas máximas, já registadas, variam entre 26,7 a 34,5° c, entre os meses de julho e dezembro, coincidindo com os meses mais frios e quentes, respectivamente (MAE, 2005).

A precipitação por sua vez varia entre 7 a 99 mm de agosto e janeiro (Anexo 1). E a evapotranspiração potencial de referência (ET_o) geralmente ultrapassa os 1 500 mm e a humidade relativa média anual varia entre os 60 a 65% (MAE, 2005).

3.1.3 Incêndios florestais

Os incêndios florestais em Moçambique em geral ocorrem essencialmente na época seca, quando a humidade do material combustível é baixa e as condições climáticas favorecem a sua ocorrência, essencialmente entre os meses de junho à dezembro e (MICOA, 2005).

3.2 Aquisição de dados dendrométricos de base

Uma vez que não havia informação prévia sobre os estratos de material combustível encontrados na área de estudo, fez-se um inventário piloto da vegetação. Assim, pela distribuição irregular das observações na área de estudo, foi usada uma amostragem aleatória sistemática, dentro de cada estrato de vegetação definido na classificação de escritório. Para tal, foram alocados 6 *clusters* de 2 km entre as linhas (K_1) e 2 km no intervalo entre parcelas (K_2), nas linhas. Nestas parcelas de 25 m de largura e 25 m de comprimento (apêndice 1), com uma orientação para o norte geográfico, posicionada com ajuda de uma bússola do *Trupulse* calibrado com o ângulo de declinação magnética do local, obtido através da página WEB: www.ngdc.noaa.gov/geomag-web/#declination, onde foram medidas todas as árvores e arbustos encontrados nas parcelas, com DAP igual ou maior que 5 cm.

Mesmo sem o conhecimento prévio do tamanho da população pode-se estimar a fracção da população de 0,00015625, população é infinita (Husch *et al.*, 2003; Kershaw Jr. *et al.*, 2016). Assim, com base nos dados dos 06 *clusters* temporais estabelecidos no inventário piloto, foi determinado um total de 234 parcelas necessárias para o inventário florestal, assumido um erro de 5%, usando as equações 1 e 2.

$$[f = a/K^2] \text{-----}(1)$$

$$[n = \frac{t_{\alpha}^2 CV^2}{E^2}]^3 \text{-----}(2)$$

3.3 Mapeamento dos alvos de interesse

O mapeamento foi executado em 2 fases: (1) Identificação usando a chave de interpretação dos alvos desta região pelo método misto, proposto por Ribeiro, Bandeira & Quenhé (2015), através da classificação de escritório e validação das imagens do sensor *LANDSAT-8* de 2020, realçado por *NDVI*, ilustrado no anexo 2; (2) Recategorização dos usos e cobertura de terra (UCT) resultantes da fase 1 nos níveis de percentagem de cobertura de copa arbórea (PCA), calculado pelo modelo de Torres ajustado ao *NDVI*.

²A população é considerada infinita se $a \leq 0,05K^2$ e finita se o resultado for o complementar deste intervalo. Onde: *f - fracção amostral ou intensidade amostral; *a - área da parcela; *K - valores intervalares entre as parcelas.

³n - número parcelas; t_{α} - valor tabelado em student; E - erro assumido; CV - coeficiente de variação.

3.3.1 Identificação e classificação usando a chave de interpretação dos alvos

Primeiramente foi feita a aquisição de 1 cena, que cobre a área de estudo, de imagens *OLI/LANDSAT-8* do satélite *LANDSAT 8* para o mês de setembro de 2020 através do site oficial: "www.glovis.usgs.gov".

Para a selecção das imagens foram observados critérios como: (1) a disponibilidade de imagens mais recentes da área em estudo no período de 2020; (2) imagens mais nítidas possíveis, cobertura de nuvens de até 5% e (3) a qualidade visual e espectral das imagens. Depois faz-se a correção geométrica e conversão dos números digitais (ND) para refletância no topo da atmosfera em (TOA) (Shimabukuroet al., 2002).

Foram considerados estratos de classificação provisória os diferentes tipos de UCT encontrados no terreno, nomeadamente: 2FDC - mopane denso; 2FEA - mecrusse; 2WDC - mopane aberto; 2WDB - Floresta decídua aberta; 2TD - Matagal decíduo; 2SE - arbustos sempre verde; 2SD - arbusto decíduo; 2GCT - savana arbórea; 2GCS - savana de mopane arbustiva; 2GOS - savana arbustiva aberta; 6BR - rocha sem vegetação; 6BS - solo sem vegetação; 5BU - área habitacional (Anexo 2). Esta classificação é importante para se ter uma informação prévia da estrutura da vegetação antes de validar o mapa (Sohn & Rebello, 2002; & Riggan Belgiu & Drăguț, 2014).

3.3.1.1 Uso do NDVI na caracterização da distribuição da cobertura florestal

Para facilitar a identificação dos diferentes tipos florestais encontrados em Combomune, foi usado o *NDVI* (*Normalized Difference Vegetation Index*) e através do classificador por máxima verossimilhança ("Maximum Likelihood" - *Maxver*) foi executada a classificação provisória. Ele foi calculado usando a equação 3.

$$NDVI = ((R_{ivp} - R_v)/(R_{ivp} + R_v)) \text{-----} (3)$$

Onde:

R – reflectância

ivp – espectro eletromagnético infravermelho

v – espectro eletromagnético vermelho

3.3.1.2 Validação das características estruturais da vegetação

Para validar com maior precisão o mapa de UCT e as informações mostradas pelo *NDVI* após ser classificado, foram realizadas visitas no terreno para averiguação da realidade existencial. Para tal, foram eleitos 249 pontos usando aleatoriamente o GPS GARMIN.

Com o uso da matriz confusão (tabela 4), foi calculada a exactidão global (P_o) da classificação usando o coeficiente de concordância de Cohen ou índice *Kappa* (K) e os erros de omissão (E_o) e comissão (E_{co}) (Congalton, 2001) (equações 4, 5, 6 e 7).

Tabela 4: Esquema da matriz confusão do mapeamento temático da cobertura vegetal da região da Floresta.

		Mapeamento de escritório													
		2FDC	2FEA	2WDC	2WDB	2TD	2SE	2SD	2GCT	2GCS	2GOS	6BR	6BS	5BU	Total
Verdade de campo	2FDC	P ₁	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	P ₁₃	-
	2FEA	-	P ₁₆	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	2WDC	-	-	P ₃₂	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	2WDB	-	-	-	P ₄₈	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	2TD	-	-	-	-	P ₆₄	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	2SE	-	-	-	-	-	P ₈₀	-	-	-	-	-	-	-	-
	2SD	-	-	-	-	-	-	P ₉₆	-	-	-	-	-	-	-
	2GCT	-	-	-	-	-	-	-	P ₁₁₂	-	-	-	-	-	-
	2GCS	-	-	-	-	-	-	-	-	P ₁₂₈	-	-	-	-	-
	2GOS	-	-	-	-	-	-	-	-	-	P ₁₄₄	-	-	-	-
	6BR	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	P ₁₆₀	-	-	-
	6BS	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	P ₁₇₆	-	-
	5BU	P ₁₈₀	P ₁₈₁	P ₁₈₂	P ₁₈₃	P ₁₈₄	P ₁₈₅	P ₁₈₆	P ₁₈₇	P ₁₈₈	P ₁₈₉	P ₁₉₀	P ₁₉₁	P ₁₉₂	-
	Total	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Total

2FDC - mopane denso; 2FEA - mecrusse; 2WDC - mopane aberto; 2WDB - floresta decídua aberta; 2TD - matagal decíduo; 2SE - arbustos sempre verde; 2SD - arbusto decíduo; 2GCT - savana arbórea; 2GCS - savana de mopane arbustiva; 2GOS - savana arbustiva aberta; 6BR - rocha sem vegetação; 6BS - solo sem vegetação; 5BU - área habitacional.

❖ Exatidão global (P_o)

$$P_o = \frac{\sum_{i=1}^l X_{ij}}{N} \text{-----(4)}$$

Onde:

P_o – índice de exatidão global

X_{ij} – número de parcelas corretamente classificadas na linha i coluna j

N – número total de parcelas contempladas na matriz

l – número de categorias analisadas na matriz

i – número da linha

j – número da coluna

❖ **Índice *Kappa* (*K*)**

$$K = \frac{N \sum_{i=1}^l X_{ii} - \sum_{i=1}^l (X_{i+} * X_{+j})}{N^2 \sum_{i=1}^l (X_{i+} * X_{+j})} \text{-----}(5)$$

Onde:

K - índice *Kappa*;

l - número de categorias analisadas na matriz

X_{ii} - número de parcelas correctamente classificados na linha *i* coluna *i*

X_{i+} - total marginal da linha *i*

X_{+j} - total marginal da coluna *j*

N - número total de parcelas contempladas na matriz

❖ **Erro de omissão (*E_o*) e de comissão (*E_{co}*)**

$$E_o = \frac{X_{i+} - X_{ii}}{X_{i+}} \text{-----}(6)$$

$$E_{co} = \frac{X_{+i} - X_{ii}}{X_{+i}} \text{-----}(7)$$

Onde:

E_{co} – erro de comissão

E_o – erro de omissão

X_{i+} – total marginal da linha *i*

X_{+j} – total marginal da coluna *j*

X_{ij} – número de parcelas corretamente classificados na linha *i*, coluna *j*

A estimativa de *Kappa* expressa a probabilidade de concordância entre os dados de referência e a classificação aleatória. Os valores do índice *Kappa* indicam igualmente o quão a classificação foi péssima ou excelente. Estes podem variar entre 0 a 1. Indicando péssima classificação quando este tende a zero e excelente quando tende a 1 (tabela 5).

Tabela 5: Classificação de qualidade do mapa - índice *Kappa*. Fonte: Sartori (2006).

Valor de <i>Kappa</i> (<i>K</i>)	Qualidade do mapa temático
< 0,00	Péssima
0,00 – 0,20	Má
0,20 – 0,40	Razoável

0,40 – 0,60	Boa
0,60 – 0,80	Muito Boa
0,80 – 1,00	Excelente

Posteriormente a validação do mapa de UCT, foram alocadas 234 parcelas dentro dos estratos amostrais do tamanho de *pixel* do *LANDSAT* 8 (figura 3), usando uma amostragem aleatória simples proporcional ao tamanho da área.

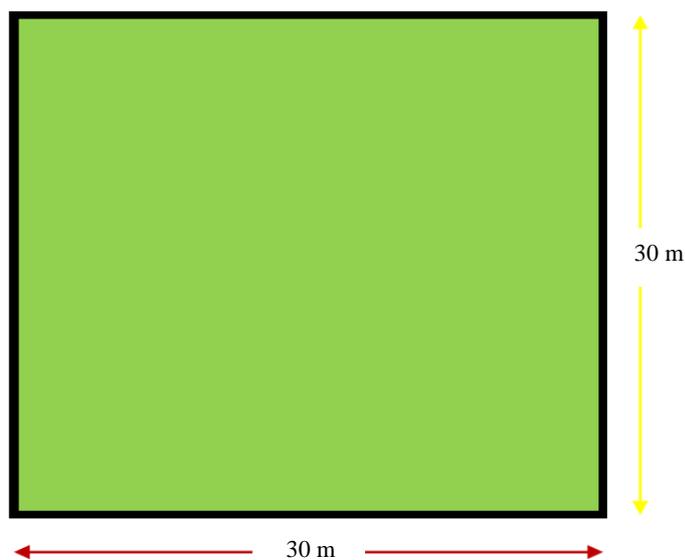


Figura 3: Parcelas usadas no inventário florestal.

Assim, obteve-se o DAP de todas as árvores e arbustos igual ou superior a 5 cm e suas alturas totais (ht), altura do fuste (AF), altura do fuste (AF), longitude da copa (CR), Comprimento da copa (CC) (usados para ajustar o modelo de Torres). Porém, para o ajuste dos modelos de comportamento do fogo, foi considerada a vegetação com altura (h) de até 1,8 m ($h_{1,8}$) com base na pesquisa de White *et al.* (2013), incêndios de superfície.

Todo o material combustível morto com o diâmetro médio maiores que 7,6 cm e verdes não lignificados maiores que 0,7 cm não foram amostrados. Pois de acordo com Rothermel (1972), não contribuem significativamente para a propagação do fogo superficial. Isto inclui áreas descobertas, corpos de água e rochas sem cobertura vegetal.

3.3.2 Mapeamento da percentagem de cobertura de copa arbórea (PCA) e recategorização dos UCT

Após a validação precisa das informações mostradas pelo *NDVI*, as classes ora encontradas, provisoriamente, foram a posterior agrupadas em 3 grandes grupos de níveis de cobertura de

copa arbórea, entre elas: áreas de floresta densa (com cobertura florestal arbórea maior ou igual a 90% e menor ou igual a 100%), áreas desmatadas (cobertura vegetal arbórea entre 35 a inferior que 90%) e pradaria (áreas com cobertura de copa arbórea inferior a 35%), de acordo com a classificação proposta por Bandeira, Ribeiro & Muzime, (2015), excluindo-se por conseguinte as áreas descobertas (tabela 6).

A percentagem de cobertura arbórea (PCA) foi definida em função de cada parcela do inventário florestal, como forma de fazê-lo coincidir com o tamanho do *pixel* do *LANDSAT 8* para as bandas Vermelho (banda 4) e infravermelho curto (banda 5) (30*30 m). Ela foi obtida directamente no campo por observação das 234 parcelas do inventário e posteriormente relacionada com os dados de entrada do modelo de Torres, para fins de seu ajuste, usando mínimos quadrados.

Usando a área máxima ocupada pela copa de cada árvore individual, com altura não inferior ou igual 1,8 m, foi atribuído o valor médio para cada árvore calculada por equações de Torres, Alonso & Oviedo, (2004) (equações 8, 9 e 10) e posteriormente atribuído um valor médio para cada parcela sobre o total da área da parcela. Esta equação é proveniente de um estudo realizado por Torres, na Espanha, para estimativa de cobertura florestal de *pinus*. Todavia, uma vez ajustada, pode ser usada em diferentes tipos florestais e em diversos pontos geográficos.

A seguir, visando produzir o mapa dos níveis de cobertura, os resultados de cobertura da copa de 53 parcelas foram estimados pelo modelo de Torres ajustado e seus valores relacionados com o *NDVI* através da composição matemática. Neste caso, o *NDVI* foi dividido em 13 classes para reduzir o erro de ajuste.

Feita a composição, o algoritmo gerado, foi introduzido na ferramenta *raster calculator* do *ARCMAP 10.5* para a obtenção do mapa de percentagem de cobertura arbórea que foi reclassificado com base nos 3 níveis de cobertura arbórea considerados, usando a ferramenta *reclassify* do *ARCMAP 10.5*.

$$LCW = [8,9785 + (0,8181 * DAP) + (0,0393 * DAP^2)] * CR^{(0,00649 * CC) + (0,6569 * DAP/ht)} \text{-----}(8)$$

$$PC = LCW/AP \text{-----}(9)$$

$$CC = ht - AF \text{-----}(10)$$

Onde:

LCW – largura máxima da copa (dm)

DAP – diâmetro a altura do peito (cm)

AF – altura do fuste (cm)

CR – longitude da copa (CC/ht) (dm)

CC – comprimento da copa (dm)

ht – altura total da árvore (dm)

AP – área da parcela

PC – percentagem de cobertura (%)

Tabela 6: Recategorização das classes de UCT para níveis de cobertura vegetal.

Categorias de cobertura anterior	Código	Nível de cobertura (%)	Categoria actual
-----	-----	≥90	Floresta densa
-----	-----		
-----	-----		
-----	-----	≥35<90	Área desmatada
-----	-----		
-----	-----		
-----	-----	<35	Savana
-----	-----		
-----	-----		Áreas descoberta

- Categorias anteriores a serem incluídas
 - Níveis incluídos
 - Níveis de cobertura excluído

3.4 Estimativa do peso arbóreo (W)

Para o peso seco ou biomassa seca arbórea (W), para árvores e arbustos com DAP entre [5 a 7,6 cm] e h de até 1,8 m, em áreas de *mopane* foi usada a equação da JICA (2017).

Em áreas de *Mecrusse* foi usada a equação de Magalhães (2015). Nas áreas de floresta decídua, foi usada equação de Mugasha *et al.* (2013).

Para as florestas semi-decíduas que incluem o ecossistema de *miombo* e as manchas florestais miscigenadas com *mopane* e *mecrusse* encontradas no ecossistema, a W arbórea acima do solo estimou-se recorrendo à equação proposta pelo painel Intergovernamental para as mudanças climáticas (IPCC, 2003) para as florestas tropicais secas (equações 11, 12, 13 e 14).

Para material combustível inferior (espessura < 5 cm), o W e *Wlf*, foram obtidos pela pesagem de todo material combustível encontrado nas amostras de campo nas parcelas de 0,5*0,5 m, observando a teoria de Rothermel (1972), sobre incêndios de superfície descrita neste capítulo, anteriormente.

$$W = 0,03325 * dap^{1,848} * ht^{1,241} \text{ JICA (2017)} \text{-----(11)}$$

$$W = \exp(-2,289+2,649*\ln(dap)-0,021*(\ln(dap))^2) \text{ IPCC (2003)} \text{-----(12)}$$

$$W = 1,1544 + 0,0398*dap^2*ht \text{ Magalhães (2015)} \text{-----(13)}$$

$$W = 0,0763*dap^{2,2046}*ht^{0,4918} \text{ Mugasha et al. (2013)} \text{-----(14)}$$

Onde:

W – peso seco de árvore individual (kg)

ht – altura total (m)

exp – exponencial

ln – logaritmo natural

Para o cálculo da W arbórea por unidade de área (kg/ha), recorreu-se à equação proposta por Pearson *et al.* (2005), que descreve a quantidade de W seca por hectare (equações 15 e 16).

$$PSa = \sum PS * Fe \text{-----(15)}$$

$$Fe = \frac{10000}{Ap} \text{ m}^2 \text{-----(16)}$$

Onde:

PSa – peso seco da vegetação arbórea por hectare (kg/ha);

$\sum PS$ – somatório do peso seco de todas as árvores individuais de cada parcela (kg);

Fe – factor de expansão da área;

10000 m² – área de 1 hectare em m quadrados;

Ap – área da parcela (900 m²).

3.5 Determinação da humidade do material combustível

A metodologia de colecta foi adoptada com base nas pesquisas de Brown *et al.* (1981). Assim, a colecta do material combustível para a estimativa da humidade realizou-se nas parcelas do inventário por uma amostragem destrutiva.

Para as componentes como galhos (espessura menor ou igual a 7,6 cm), folhas e gramíneas, foi usado um gabarito de madeira de 0,5*0,5 m no centro da parcela de 30*30 m, do qual uma vez colocado no solo delimitou a área correspondente, onde foram colectadas amostras e depois separada conforme as classes, e pesada.

Para a componente arbórea foram extraídos discos de 3 cm de espessura do tronco na altura do DAP de todas as árvores ou arbustos mortos (em pé ou caídas, com a raiz fixa ou não fixa ao solo) de até 1,80 m de altura e espessura de até 7,6 cm.

A determinação da humidade do material combustível foi feita separadamente para cada um dos 3 níveis de cobertura florestal encontrados no posto administrativo de Combomune. Já que a humidade do material combustível variou em função da densidade e tipo vegetal existente no estrato.

Uma vez separada, as amostras, foram pesadas usando uma balança de precisão, identificadas, embaladas em sacos plástico e levada para o laboratório de tecnologia de madeira do Centro de Investigação Florestal – CIF onde o material foi seco em estufa, a uma temperatura de $\pm 75^{\circ}\text{C}$ por 48 horas, determinando-se em seguida o seu peso, sem a humidade.

Neste estudo foram colocados durante o tempo mencionado anteriormente como foi recomendado por Matthews (2010).

Os cálculos da humidade do material combustível foram executados pela diferença do peso da subamostra no campo (PU), logo após a colecta do material e o seu peso após seco (PS) no laboratório (na estufa).

Posteriormente, essa diferença de humidade do material combustível foi dividida pelo peso húmido e multiplicado por 100 para obter a humidade contida no material combustível (FMF) em percentagem (equação 18).

$$\text{FMF} = \frac{\text{PU} - \text{PS}}{\text{PU}} * 100 \text{-----}(18)$$

Onde:

FMF – humidade do material combustível

(PU) – peso da subamostra no campo

(PS) – peso após seca em estufa

3.6 Medição de altura do material combustível arbóreo

Foram medidas as alturas de todas as árvores das parcelas alocadas na área conforme os critérios adoptados usando *Trupulse* e a varra graduada consoante a possibilidade de aplicação de cada método.

3.7 Medição do DAP

O DAP foi medido usando a fita diamétrica. Sendo o DAP a variável que desempenha um importante papel na estimativa do peso seco, este deve ser tomado com grande precisão para minimizar os potenciais erros das estimativas (Aranda, 2003).

Neste estudo foram igualmente medidas árvores e arbustos em pé com diâmetro até ou superiores a 5 cm, para fins de ajuste do modelo de (Torres, Alonso & Oviedo, 2004).

3.8 Determinação do peso graminal

Para a determinação da W graminal foi usado o disco medidor de pasto. Para tal, em cada parcela fez-se um total de 100 leituras das respectivas alturas em cada parcela, elegidos aleatoriamente. Posteriormente, foi usada a equação desenvolvida por Trollope *et al.* (2002), no Kruger National Park (PNK) para estimar a W graminal (equação 17).

$$Y = -3,019 + 2,260 * \sqrt{K} \text{-----}(17)$$

Onde:

Y – média da carga de material combustível gramínoso (ton/ha);

K – altura média do disco (cm).

Em áreas irregulares, como rochas, montes de térmites e arbustos, o uso do disco medidor de pasto, resulta na superestimação da W graminal. Assim sendo, estas áreas foram excluídas da amostra, como foi constatado por Trollope, Trollope & Bosch (1990).

3.9 Selecção dos modelos para a simulação do comportamento do fogo

A selecção dos modelos do comportamento do fogo mais adequados para a realização das respectivas simulações tendo em vista os objectivos do presente trabalho, fez-se mediante 4 critérios. Dentre eles: A simplicidade do modelo; presença de variáveis climáticas; presença de variáveis do material combustível e modelos sem dados topográficos.

Assim, foram seleccionados 8 modelos do comportamento para servir de base de construção de outros modelos. Entretanto, para os modelos de velocidade (R) e comprimento (Fl) das chamas foram gerados 07 e 02 modelos respectivamente, perfazendo um total de 17 modelos testados. Já para a I foram usados apenas os modelos de Byram (1959) e Bidwell & Engle, 1991 (Anexo 3).

3.9.1 Caracterização do comportamento do fogo

Com a intenção de obter dados que permitam modelar as características do fogo e caracterizá-lo, foram realizadas queimadas a favor do vento nos 3 níveis de cobertura florestal mencionados neste capítulo (secção 3.3.2).

Assim, foram alocadas 45 parcelas (15 queimadas prescritas para cada nível de cobertura) de 5*10 m aleatoriamente (no canto sudoeste das parcelas do inventário realizado) (figura 4).

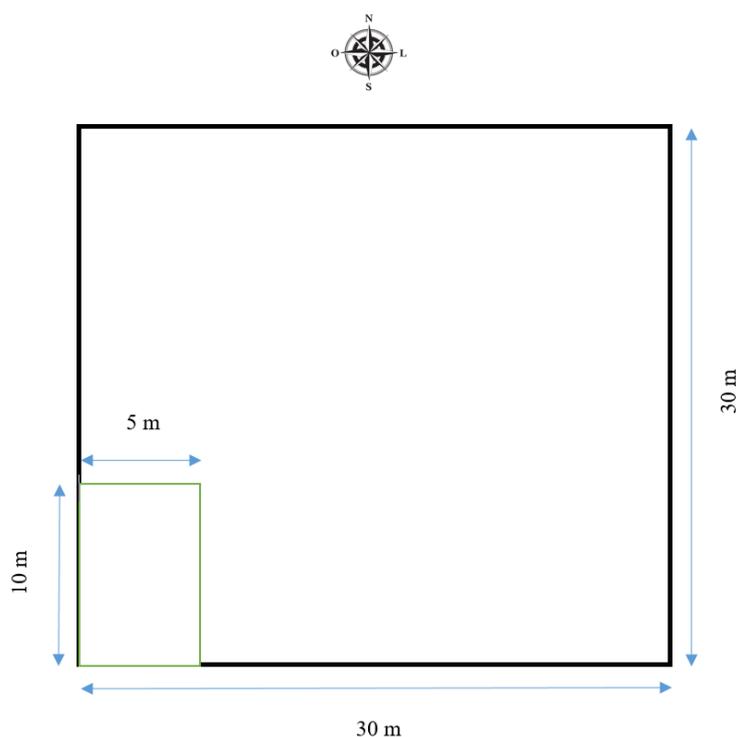


Figura 4: Localização de parcelas experimentais usadas para execução de queima prescrita dentro das parcelas do inventário florestal conduzido.

As queimadas foram realizadas no mês de setembro devido a disponibilidade de maior quantidade de material combustível seco, ser um mês de abertura de campos agrícolas e maior produção de carvão (maior probabilidade de ocorrência de queimadas).

Antes das queimadas, foram abertos aceiros que seguiram os procedimentos de segurança (apêndice 2) e disposições legais previstos nas leis vigentes na república de Moçambique (anexos 4 a 7).

Durante as queimadas prescritas foram estabelecidos pontos de observações fixos com a fixação de estacas de madeira horizontalmente. Tais pontos consistiam de balizas com até 3 m de altura fixadas em intervalos a cada 2 m, respeitando os 20 cm iniciais da linha de ignição.

Para acender as chamas, foi usado um “pinga lume”, contendo uma mistura de óleo e diesel com gasolina, numa proporção de mistura de 3 litros de diesel para 1 de gasolina. O acompanhamento e registo dos dados durante a queima foram feitos segundo os procedimentos recomendados por alguns autores (Batista *et al.*, 2013).

Em cada parcela foram realizadas 05 observações, quando possível, sobre a R e igual número para o FI, sempre feita por 4 pessoas, 3 fazendo as observações e 1 fazendo registo dos dados na ficha de campo.

A R e FI foram obtidas no período entre as 14 e 16 horas, fazendo coincidir com o período de ocorrência da maior parte dos incêndios florestais e com maior magnitude dos seus parâmetros, por meio de queimadas prescritas realizadas em 45 parcelas (3 por dia, durante 15 dias) do total das parcelas de acordo com os critérios anteriormente mencionados.

A determinação da R do fogo em geral é fácil. No presente estudo, a sua medição foi feita directamente em cada parcela de queima prescrita cronometrando-se o tempo que as chamas levam para percorrer linearmente, toda parcela, ou seja 10 m. Enquanto o FI é relativamente difícil de ser mensurado directamente. Esta variável obteve-se usando duas régua de madeira graduadas (figura 5), em 10 cm. Tal como a R, as medidas foram tomadas a cada 2 m de avanço da frente do fogo através da leitura directa da régua graduada.



Figura 5: Régua medidoras do comprimento das chamas. Fonte: Oliveira Marcus (2016).

Uma vez ser difícil de medir directamente a I das chamas, a sua caracterização espacial foi feita usando o produto *MODIS* de fogo activo *MCD14ML*, *FRP*, cuja equação (equação 19) é incorporada no sensor *MODIS* para fazer a leitura automática desta variável.

O produto *MCD14ML* é registado diariamente pelo sensor em toda terra através da radiação infravermelha de média resolução, de 4 μm (Randerson *et al.*, 2012; Le, 2014).

$$FRP = 4,3 * 10^{-19} * (T_{f4\mu\text{m}}^8 - T_{b4\mu\text{m}}^8) * A_{\text{real}} \text{-----} (19)$$

Onde:

FRP – intensidade ou potência radiativa do fogo (MW);

T_f – temperatura de brilho do *pixel* com anomalia térmica em 4 μm (K);

T_b – temperatura do "background" em 4 μm (K);

A_{real} – área real do *pixel* (km^2).

Assim, foram obtidos dados dos focos de queimada mais recentes possível, entre 2010 a 2019, conforme a disponibilidade, compreendendo os últimos 10 anos, de todos os dias do mês de setembro pelo site: <http://rapidfire.sci.gsfc.nasa.gov>. Por razões anteriormente justificadas sobre a importância da obtenção de dados neste período.

Uma vez adquiridos os shapes relativos aos focos de incêndios florestais, foi feito o pré-processamento que consiste em eliminar todos os focos de queimadas cuja ocorrência não esteja relacionada a das áreas com cobertura vegetal (cursos de água e formações rochosas, aldeias, áreas descobertas, entre outras).

Posteriormente, foi feita a selecção de focos com um nível de confiança de 80% através da ferramenta *Query Builder* do *ArcGis 10.5*, procedimento usado por Gajović e Todorović (2013). Que como fora citado por Boschetti *et al.*, (2009) & Boschetti *et al.*, (2013) previne os *E_{co}* relacionados com queimadas em áreas agrícolas ou habitacionais e a elevada temperatura de certos tipos solos.

3.9.1.1 *Análise espacial do comportamento do fogo*

A análise espacial da R e o FI foi feita por composição matemática através de geração de equações alométricas, relacionando o *NDVI* com a R e o FI que apresentaram o melhor ajuste. Os modelos resultantes, foram então introduzidas na ferramenta *raster calculator* do *ARCMAP 10.5* para fazer o cálculo espacial destes parâmetros.

Por outro lado, a análise espacial da I foi feita em 3 aspectos. A 1ª foi feita usando o teste de Gents Org G tendo em vista identificar o padrão de distribuição espacial das queimadas, para

os três níveis de cobertura. Em 2ª análise, foi feito o cálculo de distribuição de focos baseada na densidade de *karnel*, como forma de verificar a tendência de distribuição espacial do número de focos de queimadas. E a 3ª para encontrar níveis de cobertura que queimam com maior I foi feita a análise de autocorrelação, índice de Anselin local Moran. Neste caso a análise foi igualmente feita no *ARCMAP 10.5*.

Para a classificação de R usou-se como base os estudos de Botelho & Ventura (1990), citado por Soares & Batista (2007), que em seus experimentos usando espécies *Eucalyptus* e *Pinus*, classificaram este parâmetro para este gênero. Porém, embora se basear em dados de florestas de *Eucalyptus* e *pinus*, está sendo utilizada para classificar a R de diferentes tipos de florestas, indiscriminadamente, em estudos de comportamento do fogo no mundo inteiro.

A classificação da I e o FI foi feita usando a classificação proposto por Alexander & Cruz, (2019). Estas classificações adotadas neste estudo variam de lenta, média, alta e extrema (tabela 7).

Tabela 7: Classificação dos parâmetros de propagação do Fogo de Botelho & Ventura (1990), intensidade e comprimento das chamas (Alexander & Cruz, 2019).

R (km/h)	I (KW)	FI (m)	Classificação
<0,033	<500	<1,22	Lenta/baixa
0,033-0,166	500-3000	1,22-2,44	Média
0,166-1,166	3000-7000	2,44-3,35	Alta
>1,166	7000-70000	>3,35	Extrema

R – taxa de propagação; I – intensidade das chamas; FI – comprimento das chamas.

Foram usadas fichas de campo específicas para a colecta dos diferentes grupos de dados desde o levantamento de dados sobre o material combustível arbóreo, dados da W graminal e parâmetro do comportamento do fogo (apêndices 3, 4 e 5, respectivamente).

3.9.1.2 Modelagem matemática dos parâmetros do comportamento do fogo

Os modelos matemáticos para descrever a R do fogo e o FI foram construídos usando mínimos quadrados ou regressão linear simples e múltipla (*regra de matriz de Gaus*) mediante um procedimento conhecido como *forward stepwise*. Este procedimento consiste em adicionar variáveis independentes, uma de cada vez, sistematicamente, de tal modo, que permite a inclusão de mais variáveis que melhore o modelo ou excluam-se as variáveis que não corresponda aos critérios de inclusão.

As variáveis independentes para compor os modelos são: o peso do material combustível (W), humidade do material combustível fino ($MmsI$), peso do material combustível recém-caído (Wlf), altura da vegetação (h); e os dados climáticos como: a velocidade do vento a 2 m de altura (V), humidade relativa do ar (HR).

3.10 Análise de dados e a metodologia de ajuste, comparação e validação dos modelos

Foram feitas avaliações preliminares de todas as variáveis dendrométricas e modelos do comportamento do fogo (tabela 10 e anexo 3), desde as variáveis dependentes e independentes utilizadas para a avaliação dos modelos relativamente a sua distribuição usando a análise Box Cox (Box & Cox, 1964; Weisberg 2014), valores máximos, médios e mínimos, além de seus respectivos desvios padrão.

O ajuste e modelagem de todos os modelos baseou-se na regra de matrizes de Gaus, mínimos quadrados, também designada análise de regressão conjugado ao procedimento *forward stepwise*.

Para a validação dos modelos de comportamento do fogo, foram obtidos os coeficientes de determinação (R), coeficiente de determinação ajustado (R^2_{Ajust}) e o erro quadrático médio (RMSE) para averiguar a tendenciosidade nas estimativas das variáveis dependentes (R, FI ou I).

$$R = 1 - \left[\frac{\sum(Z-Z1)^2}{\sum(Z-Z2)^2} \right] \text{-----(20)}$$

$$R^2_{aj}(\%) = \left[\left(1 - \left(\frac{k-1}{n-k} \right) * (1 - R^2) \right) \right] * 100 \text{-----(21)}$$

$$RMSE = 1/n * \sqrt{\sum_{j=1}^n (Z - Z1)^2} \text{-----(22)}$$

Onde:

R – coeficiente de determinação

$R^2_{aj}(\%)$ – coeficiente de determinação ajustado em percentagem

k – número de coeficientes da equação

n – número total de observações

Z – valores observados/esperados da variável dependente

j – observação

Assim, objectivando a comparação do desempenho dos modelos seleccionados foi usado o teste de ANOVA onde os níveis de cobertura encontrados foram tomados como blocos e os tratamentos foram os modelos de R e Fl com 15 repetições correspondentes ao número de estimativas simuladas pelos modelos e queimadas prescritas realizadas aleatoriamente em 15 parcelas do inventário propriamente dito nos 3 níveis de cobertura florestal encontrados. E como testemunho, foram tomados os dados destas variáveis advindos de queimadas prescritas.

Discriminadamente, para os dados de entrada dos modelos que requeiram dados relacionados ao material combustível, foram seleccionadas estimativas destas variáveis advindas das 15 parcelas, do inventário propriamente dito, onde se conduziram essas queimadas prescritas.

No caso de modelos que incorporam variáveis climáticas, tomou-se como testemunho as médias de 15 dias dessas variáveis para o mês de setembro, correspondente aos dias de cada queimada prescrita.

Para a ANOVA, o teste de F, foi conduzido, como forma de aferir a existência ou não de diferença significativa, ao nível de significância de 5%, das médias das estimativas dos modelos, entre si, e destes com as estimativas de campo ou de sensores (testemunho) para os 3 níveis de cobertura vegetal. A seguir, foi usado o teste de comparação múltipla de médias de Tukey para a comparação entre as médias dos parâmetros do fogo previsto, estimados pelos modelos postos a prova, e os dados observados no local das queimadas prescritas tendo em vista medir a adequabilidade destes (White *et al.*, 2016).

Os ajustes e análises estatísticas supracitadas foram executados com o auxílio do softwares STATA 16, SISVAR e EXCEL 2010. O nível de significância utilizado nos testes estatísticos foi de 5%.

4 Resultados e discussão

4.1 Uso e cobertura de terra

Uma vez executada a classificação supervisionada através do Maxver da imagem do sensor *LANDSAT* 8 de 2020, e usando o realce da vegetação através do *NDVI*, foi obtido o mapa temático de UCT, no qual foi possível quantificar as áreas das classes e detectar espacialmente a distribuição dos UCT no posto administrativo de Combomune, para o ano de 2020 (figura 6), e através das quais foram alocadas 234 parcelas, por amostragem aleatória simples proporcional tendo em vista a obtenção de dados relativos à vegetação.

As áreas ocupadas por pequenas clareiras, pequenos cursos de água (rios, lagos e represas), nuvens e pequenas rochas, devido à menor extensão, não podem ser destacadas nos mapas através dessa escala (1:400 000).

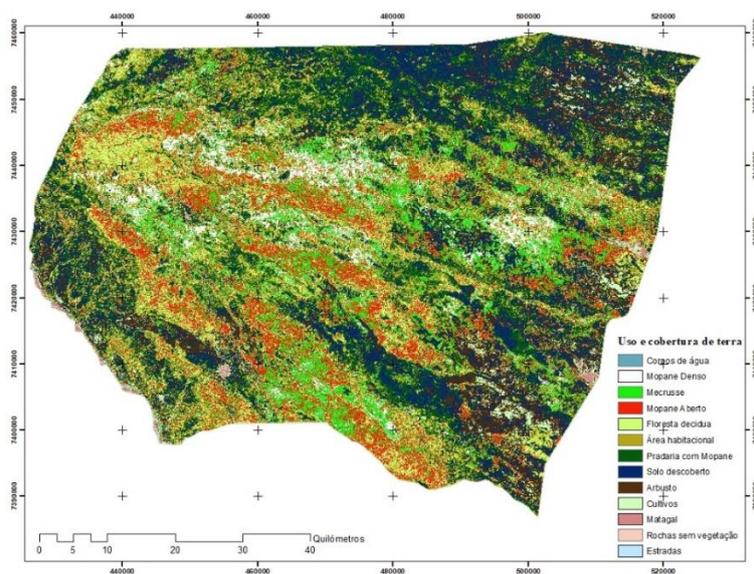


Figura 6: Distribuição espacial dos tipos de UCT encontrados no posto administrativo de Combomune para o ano 2020.

Em função a classe de cobertura florestal foram calculados os valores percentuais de área para cada classe encontrada no posto administrativo de Combomune. Estas fracções foram calculadas de modo a incluir todas as classes de UTC encontradas, para as quais, a posterior, foram excluídas áreas que não correspondam a vegetação. Já que não são úteis para análise dos resultados desta pesquisa (tabela 8).

Em relação à distribuição proporcional das parcelas do inventário, observados na tabela abaixo (tabela 8), foram alocadas, um total de 234 parcelas, sendo as áreas do tipo 2SD as que tiveram

maior parte das parcelas de amostragem e as áreas do tipo 2TD as que tiveram menor parte das parcelas de levantamento. As áreas 6BS; 5BU não foram amostradas por não serem de interesse para os objetivos do presente estudo (tabela 8).

A classificação tipológica feita com base nas classes de UCT adoptados no presente estudo permitiu fazer as estimativas da W florestal usando modelos alométricos mais consentâneos com as classes de cobertura florestal existentes no posto administrativo de Combomune e dessa forma minimizar os erros decorrentes do uso de modelos mais generalistas, como será abordado detalhadamente mais adiante neste capítulo.

Tabela 8: Caracterização de estratos e número de parcelas amostradas pelos distintos tipos de UCT encontrados no posto administrativo de Combomune em 2020 resultante do *NDVI* seguido de classificação MaxVer.

Classe de UCT	Área	Proporção da área amostrada	Número de parcelas amostradas
	(km ²)	%	Parcelas
2FDC	243,6	5,496017869	13
2FEA	506,0	11,41619475	27
2WDC	663,6	14,97191075	35
2WDB	679,9	15,33966564	36
2TD	945,9	21,34106446	50
2SE	864,6	19,50680234	46
2SD	433,2	9,773706653	23
2GCS	95,5	2,154637547	5
6BS; 5BU	19,8	0	0
Totais	4 452,1		234

2FDC - mopane denso; 2FEA - mecrusse; 2WDC - mopane aberto; 2WDB - floresta decídua aberta; 2TD - matagal decíduo; 2SE - arbustos sempre verde; arbusto; (2GOS - savana arbustiva aberta; 2GCT - savana arbórea); 2SD - arbusto decíduo; 2GCS - savana de mopane arbustiva; 6BS - solo sem vegetação; 5BU - área habitacional.

4.1.1 Validação do mapa de UCT

Os resultados de avaliação do mapa de UCT mostraram concordância entre a classificação do *NDVI* e a realidade de campo.

A Exatidão global (Po) foi de 91,2%. Entretanto, este parâmetro é menos robusto quando comparado com o índice *Kappa*, superestimando a acuracidade da classificação (Hicke & Logan, 2009; Potere, Schneider, Angel, & Civco, 2009).

Assim, foi calculado o índice *Kappa* de 90,4%, considerado excelente na escala Sartori (2006), descrito na secção 3.3.1.2 deste estudo. Este parâmetro é mais robusto na avaliação da precisão de uma classificação de alvos, pelo facto de levar em consideração toda a matriz de confusão no seu cálculo, incluindo os elementos encontrados fora da diagonal principal, os quais contribuem para as discordâncias na classificação (Bajjouk *et al.*, 2020; Uhl & Leyk, 2022).

No estudo realizado por Ribeiro, Bandeira & Quenhé (2015), e mais tarde Sedano *et al.* (2020), no distrito de Mabalane encontraram um valor de índice *Kappa* muito aproximado ao do presente estudo, 97% e 92/96%, respectivamente. Neste caso, é possível que as metodologias semelhantes adoptadas e o uso do método misto tenha concorrido para estes resultados. Entretanto, outro estudo realizado no PNL por Ribeiro & Pais (2015), encontrou um índice *Kappa* muito menor que estes dois estudos, 68%. Provavelmente, devido à condição contrária sobre os aspectos mencionados.

Diferentes autores (Nair *et al.*, 2019; Wang, Zang & Tian, 2020; Flynn *et al.*, 2021), nos seus estudos, demonstraram que o uso de classificação com o realce pelo *NDVI* melhora a classificação. Por outro lado, o erro do mapa está condicionado por vários de factores como a complexidade do terreno, as resoluções espaciais e espectrais do sistema sensor, o próprio algoritmo de classificação utilizado, a técnica utilizada no processo de classificação e os dados de validação.

Tabela 9: Desempenho das classificações das imagens de satélite *LANDSAT 8*.

Mapeamento de escritório	Verdade de campo														Eo	
	2FDC	2FEA	2WDC	2WDB	2TD	2SE	2SD	2GCT	2GCS	2GOS	6BR	6BS	5BU	Total		
2FDC	15	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	17	11,7	
2FEA	2	17	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	20	15	
2WDC	0	0	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	0	
2WDB	0	0	0	16	0	0	2	0	0	0	0	0	0	18	11,1	
2TD	0	0	0	0	18	0	1	0	0	1	0	0	0	20	10	
2SE	0	2	0	0	0	19	0	0	0	0	0	0	0	21	9,5	
2SD	0	0	0	1	0	0	20	0	0	0	0	1	0	22	9,1	
2GCT	0	0	0	0	0	0	0	16	0	0	1	0	0	17	5,9	
2GCS	0	0	0	0	0	0	0	2	15	0	0	0	0	17	11,8	
2GOS	0	0	0	1	0	0	0	2	0	16	0	0	0	19	15,8	
6BR	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	17	0	0	18	5,6	
6BS	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	18	0	20	10	
5BU	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	20	0	
Total	17	21	20	18	18	19	23	20	15	20	18	20	20	249		
Eco	11,8	19	0	11,1	0	0	13	20	0	20	5,6	10	0			
Exatidão global (Po)			91,2													
Índice Kappa (K)			90,4													

A matriz do erro (tabela 9), indicou um Eco maior para as classes de 2GCT e 2GOS, ambas com 20%, indicando que para os 20 pontos de controle alocados para estas classes, 16 foram classificados correctamente e 4 foram atribuídas a estas classes erradamente. Por outro lado, este parâmetro foi de 0 para as classes de 2WDC, 2TD, 2SE, 2GCS e 5BU, indicando que não houve nenhuma atribuição dos pontos amostrais alocados para estas classes a outras. Ribeiro & C Pais (2015), mencionam valores de Eco superiores aos encontrados na classificação da imagem *LANDSAT* 8 deste trabalho, variando entre 22 a 33%.

O erro de omissão (Eo) foi maior para a classe 2GOS com 15,8%, indicando que dos 19 pontos de controle, 16 foram corretamente classificados e 3 foram atribuídos a outras classes erradamente. Já as classes 5BU e 2WDC tiveram o menor Eo, indicando que dos 20 pontos de controle alocados para ambas classes, respectivamente, todos foram corretamente classificados, não houve nenhuma atribuição errada para outras classes. No estudo de Ribeiro & Pais (2015), este parâmetro também foi observado com valores maiores que os encontrados neste estudo, variando de 14 a 36% (tabela 9).

De forma geral, os erros de comissão (Eco) e Omissão (Eo) foram satisfatórios, assegurando a confiabilidade do mapa (tabela 9). Sendo o índice *Kappa* o parâmetro geral consistente para a avaliação de toda a classificação (Pacifici & Emery, 2009; Ahmed & Ahmed, 2012; Kundu, Halder & Mandal, 2021; Kafy *et al.*, 2021).

4.2 Mapeamento da cobertura de copa arbórea

O mapeamento da cobertura florestal foi feito com base na análise de regressão do *NDVI* combinado a um modelo alométrico de Torres, Alonso & Oviedo, (2004), que relaciona alguns parâmetros dendrométricos com a cobertura florestal da copa. Onde foi feito inicialmente a verificação dos pressupostos para a análise de regressão para garantir um bom ajuste do modelo. Assim, não apresentando uma distribuição normal, os dados foram transformados exponencialmente ($\lambda \neq 0$) usando o método de Box Cox (Box & Cox, 1964; Weisberg 2014).

4.2.1 Matriz de correlação

Usando as variáveis do modelo de cobertura florestal de Torres, Alonso & Oviedo, (2004) (vide secção 3.3.2) foi elaborada a matriz de correlação de Pearson (tabela 10). Nesta matriz observa-se um coeficiente de correlação de Pearson variando entre 0,1 a 1, havendo muitas variáveis, com o desempenho bastante satisfatório.

O coeficiente de correlação de Pearson mede grau de associação entre as variáveis do modelo, ou da sua combinação com as variáveis dependentes e independentes entre si, possibilitando a inclusão ou exclusão de determinada variável no modelo. E é, frequentemente usada para a geração de modelos alométricos dada a sua praticidade e eficiência na identificação de variáveis para compor o modelo (Burger & Delitti, 2008; Silveira, 2008; Dusseux, Hubert-Moy, Corpetti & Vertès, 2015).

A tabela 10, mostra, igualmente, que a variável dependente LCW, não logarítmica, com excepção a combinações da qual esta faz parte, apresentou as correlações mais fortes com as variáveis independentes CR, DAP, $CC \cdot \ln(CR)$, $\ln(CR)$ e $DAP/ht \cdot \ln(CR)$. Já a sua forma logaritmizada, $\ln(LCW)$, apresentou correlações mais fortes com as formas combinadas e simples das variáveis independentes $\ln(DAP^2)$, $DAP/ht \cdot \ln(CR)$, $CC \cdot \ln(CR)$, DAP, CR e $\ln(CR)$.

A variável LCW tanto na forma simples quanto na sua forma logarítmica, $\ln(LCW)$, apresentou fortes associações com as variáveis independentes $CC \cdot \ln(CR)$, $DAP/CT \cdot \ln(CR)$, tal como é previsto no modelo original de Torres, sugerindo a uma possibilidade maior para a inclusão destas variáveis no modelo.

Correlações mais baixas entre as variável dependente LCW com as variáveis independentes foram encontradas para as associações com CC, ht, $\ln(DAP^2)$ e $DAP \cdot ht$. A mesma variável logarítmica $\ln(LCW)$ teve uma menor associação com $DAP \cdot ht$, ht, e CC. Assim, em geral, nota-se mais associação com as variáveis logarítmicas quando comparadas com as variáveis não logarítmicas (tabela 10).

Tabela 10: Coeficientes de correlação de Pearson entre as variáveis do modelo de Torres *et al.* (2004).

VARIÁVEL	DAP	CC	ht	CR	LCW	LCW*DAP
DAP						
CC	0,4*					
ht	0,5*	0,8*				
CR	0,2*	0,2*	0,1			
LCW	0,4*	0,1	0,1	-0,5*		
$\ln LCW$	0,5*	0,1	0,1	0,4*	-0,7*	-0,9*
$LCW \cdot DAP$	0,7*	0,3*	0,3*	0,5*	-0,6*	1,0*
$\ln DAP^2$	1,0*	0,5*	0,5*	0,2*	0,1	-0,7*
$DAP \cdot ht$	0,2*	-0,5*	-0,7*	0,0	-0,1	-0,2*
$CC \cdot \ln CR$	0,8*	0,6*	0,5*	0,8*	-0,4*	-0,6*
$\ln CR$	0,2*	0,2*	0,2*	0,9*	-0,5*	-0,5*

DAP/ht*LnCR	0,8*	0,1	0,0	0,9*	-0,5*	-0,5*
VARIÁVEL	LnLCW	LCW*DAP	LnDAP ²	DAP*ht	CC*LnCR	LnCR
LnLCW						
LCW*DAP	0,9*					
LnDAP ²	0,5*	0,7*				
DAP*ht	0,2*	0,2*	0,1			
CC*LnCR	0,7*	0,6*	0,1	-0,2*		
LnCR	0,4*	0,5*	0,2*	-0,1	0,8*	
DAP/ht*LnCR	0,6*	0,5*	0,2*	0,2*	0,7*	0,9*

LCW – largura máxima da copa (dm); DAP – diâmetro a altura do peito (cm); AF – altura do fuste (cm); CR – longitude da copa; CC – comprimento da copa (dm); CT – comprimento total da árvore (dm); AP – área da parcela; PC – percentagem de cobertura (%); * – correlação significativa ($\alpha=5\%$).

4.2.2 Ajuste do modelo de cobertura da copa de Torre

A selecção de variáveis pelo coeficiente de correlação de Pearson identificou correlações significativas entre as variáveis dependentes e independentes do modelo de Torres, com esta estatística variando entre moderado, à forte, 0,6 a 0,7 para as 2 variáveis seleccionadas. Assim, foram seleccionadas as variáveis independentes $CC \cdot \ln(CR)$, $DAP/ht \cdot \ln(CR)$, para compor o modelo por apresentarem boa associação com $\ln(LCW)$ (tabela 10). Na mesma situação a combinação das variáveis melhorou a precisão do modelo.

Embora autores como (2005 leites *et al.*, 2013 & Hernández *et al.*, 2020), tenham referenciado nos seus estudos que existe uma forte correlação entre o DAP e a copa das árvores, resultando num R^2 maior, neste caso, a variável DAP apresentou correlação significativa, com a variável LCW, entretanto, esta variável não foi incluída no modelo, pois apresentam uma alta correlação com as demais variáveis do modelo original de Torres (tabela 11), causando um efeito de multicolinearidade, impossibilitando um ajuste correcto do modelo.

Tabela 11: Coeficientes e parâmetros estatísticos de avaliação do modelo de Torres.

LCW = CR ^{[(1,63422*CC) + (0,689099*DAP/ht)] -3,06132}							
Fonte	SS	df	MS	Nº de observações		234	
				F(3, 230)		141,08	
Modelo	136,0978	3	45,36592	F _{prob} > F		0	
Resíduo	73,96053	230	0,321568	R ²		0,6479	
				R ² Adj		0,6433	
Total	210,0583	233	0,901538	RMSE		0,56707	
LCW	Variável	Coef.	Std. Err.	T	P>t	[IC (95%)]	
CC	1*	1,63422	0,117705	13,88	0	1,402303	1,866137
DAP/ht	3*	0,689099	0,107897	6,39	0	0,476507	0,901691
Cons	4*	-3,06132	0,290783	-10,5	0	-3,63426	-2,48838

SS – soma dos quadrados; df – graus de liberdade; F_{prob} – probabilidade; F – valor calculado; Coef. – coeficientes das variáveis do modelo; R² – coeficiente de determinação; RAj² – coeficiente de determinação ajustado; P – probabilidade da variável; Std. Err. – erro padrão; MS – quadrado médio; Cons – constante do modelo RMSE raiz quadrada média do erro; IC – intervalo de confiança; * – significativo (p<0,05).

Através do teste F (tabela 11), constatou-se que a variação de pelo menos uma das variáveis independentes do modelo de Torres explica a variável LCW (F=141,08; $\alpha=5\%$), com significância (p<0,05), resultado verificado também nos coeficientes de ambas variáveis independentes do modelo: $CC \cdot \ln(CR)$ (p<0,05) e $DAP/ht \cdot \ln(CR)$ (p<0,05). O modelo ajustado com transformações das variáveis dependentes e independentes, apresentou uma boa precisão. Assim, os resultados do modelo de Torres mostrados na tabela, (tabela 11), explicam 64,79% ($R^2 = 0,6479$; $\alpha=5\%$) da variação a total da variável LCW. De modo que se pode aferir que o modelo é preciso para a estimativa da variável LCW.

Um estudo realizado por Pretzsch *et al.* (2002), ajustou um modelo exponencial integrando as variáveis DAP, h, e relação hipsométrica (h/d) para o diâmetro da copa de *Picea abies* (L.) *Karst.*, e obtiveram uma melhor precisão com o $R^2 = 0,8$. Para (Foli, Alder, Miller & Swaine, 2003; Mugasha, Bollandas & Eid, 2013; Hu *et al.*, 2020; Zhang *et al.*, 2021; Zhao *et al.*, 2022; Lin *et al.*, 2022), modelos ajustados para florestas diversificadas como todo, tendem a ter menor desempenho do que modelos ajustados para tipos florestais específicos e os modelos ajustados a nível de espécie tendem a ter melhor desempenho que os dois níveis acima.

4.2.3 Associação entre o NDVI e a cobertura de copa

O posto administrativo de Combomune é abrangido por 1 cena do satélite *LANDSAT* 8. As bandas 4 e 5 foram baixadas para o mês de setembro de 2020 (figura 7), a partir das quais se calculou o *NDVI*. A escolha do mês de setembro permitiu verificar o comportamento do *NDVI* no período pico de ocorrência de queimadas nesta região. E deste modo relacionar com níveis de cobertura e a posterior com as características dos parâmetros do comportamento do fogo para os respectivos níveis de cobertura florestal.

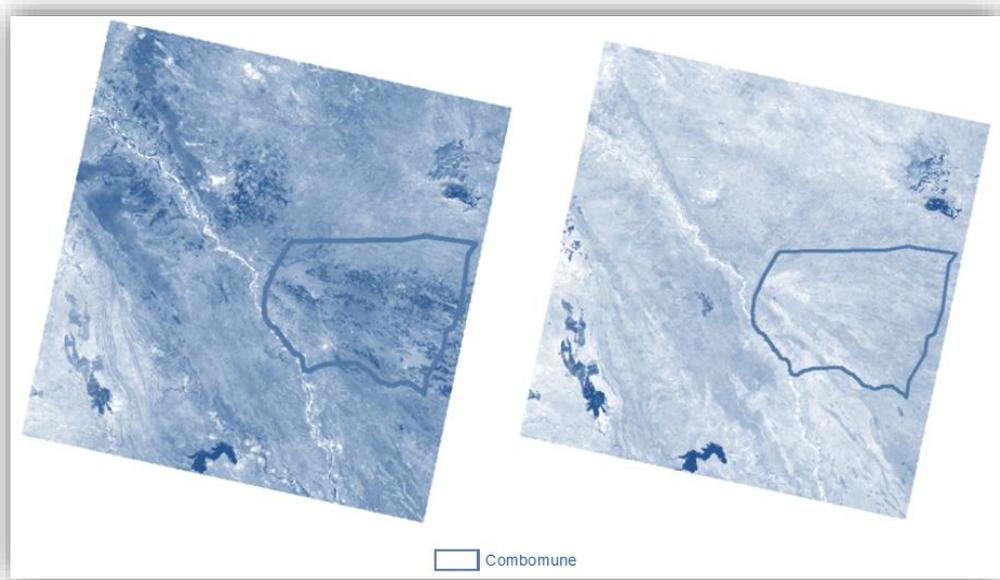


Figura 7: Cenas das bandas 4 e 5 do sensor *LANDSAT* 8 de setembro de 2020.

Os valores do *NDVI* variaram para os diferentes usos e cobertura de terra, e, por outro lado, apresentou a faixa negativa do *NDVI* maior, sendo o valor mais baixo de $-0,62$ e o mais alto de $0,34$ (figura 8), este resultado pode ser justificado pelo período de aquisição das imagens ter sido feita para o mês de setembro, caracterizado por secas, resultando na perda parcial de folhas de algumas espécies, causando a redução da clorofila na copa das árvores.

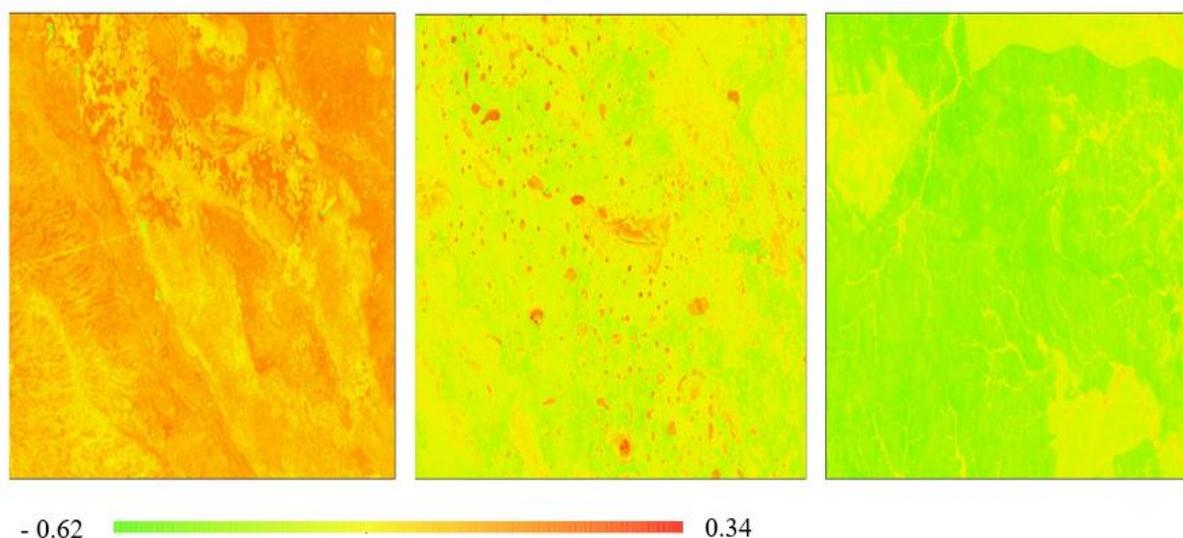


Figura 8: *NDVI* associado a diferentes níveis de cobertura de florestal.

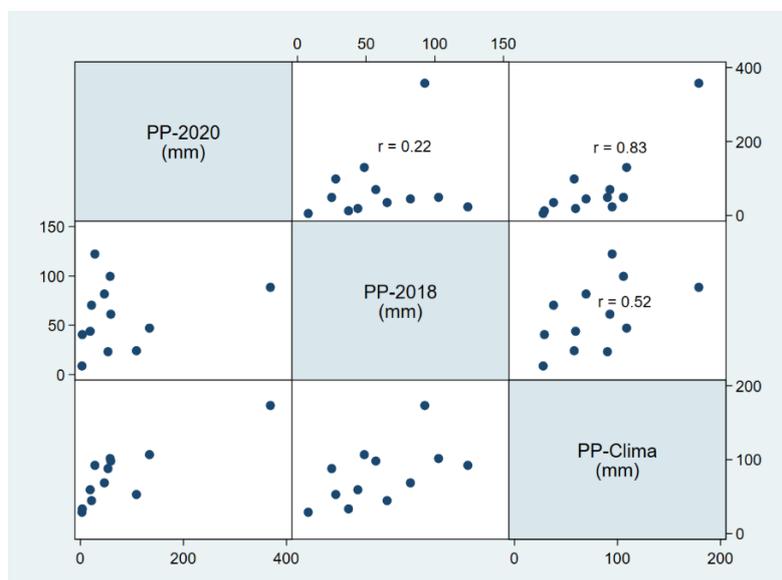
Intervalos de variação de *NDVI* maiores e positivos foram observados por Sedano *et al.* (2020) num trabalho sobre monitoria da degradação florestal, em áreas de mopane, causada por fabrico de carvão vegetal no distrito de Mabalane usando séries temporais históricas do sensor *LANDSAT*, na janela de abril a julho, encontraram valores entre 0,25 a 0,64. No que tange aos valores maiores, esta discrepância pode estar relacionada com a diferença da janela temporal de aquisição das imagens de abril à julho (2007 a 2018), período logo após o término das chuvas e a época seca. Por seu turno, os valores unicamente positivos podem estar relacionados com o facto do estudo focar-se em áreas com vegetação arbórea, exclusivamente de mopane.

Mabunda, Guasselli, Nhongo & Bandeira (2021), em Mabalane, estudaram a W Florestal para fins energéticos utilizando índices de Vegetação e dados de campo, usando imagens datadas do mês de junho de 2018, obteve valores de *NDVI* entre 0,93 e 1. Este intervalo para o *NDVI* é muito superior aos valores de *NDVI* verificados no presente estudo. Esta constatação sugere que ocorreu uma variação acentuada do *NDVI* de junho a setembro entre os anos 2018 e 2020, respectivamente, demasiado alto para uma variação mensal.

Examinando a variação da precipitação mensal para esta região entre 2018, 2020 e o clima da região, usando a matriz de dispersão (figura 9), nota-se um alto nível de variabilidade da precipitação em 2018, tanto em relação a 2020, bem como a sua variação em relação o clima. Por outro lado, nota-se que os dados de precipitação mensal para 2020 apresentaram-se menos dispersos em associação com os dados climáticos mensais desta região. Este resultado, indica que em 2018 houve uma variação exacerbada dos valores mensais de precipitação em comparação com o clima característico da região.

Para (Nagler, Glenn, Thompson & Huete, 2004; Mutanga & Skidmore, 2004; Song, Ruan, Gao, & Yan, 2017), em baixos níveis de vegetação, o *NDVI* é sensível a variações no dossel de folhas de diferentes idades. Isto acontece porque o índice é mais sensível à clorofila das folhas, usando a banda vermelha, com comprimento de onda entre 620 a 670 nm (Nagler, Glenn, Thompson & Huete, 2004; Mutanga & Skidmore, 2004; Song, Ruan, Gao, & Yan, 2017).

A variação do *NDVI* na vegetação, está também, intimamente relacionada com factores climáticos, principalmente a precipitação que propicia o desenvolvimento das folhas da vegetação, sobretudo das árvores (He, Guo, Dixon & Wilmshurst, 2012; Castro, Sanchez-Azofeifa & Sato, 2018; Guan *et al.*, 2019; Yang *et al.*, 2019; Zou, Cao, Zhao & Sanchez-Azofeifa, 2020; Ichii, Kawabata & Yamaguchi, 2022).



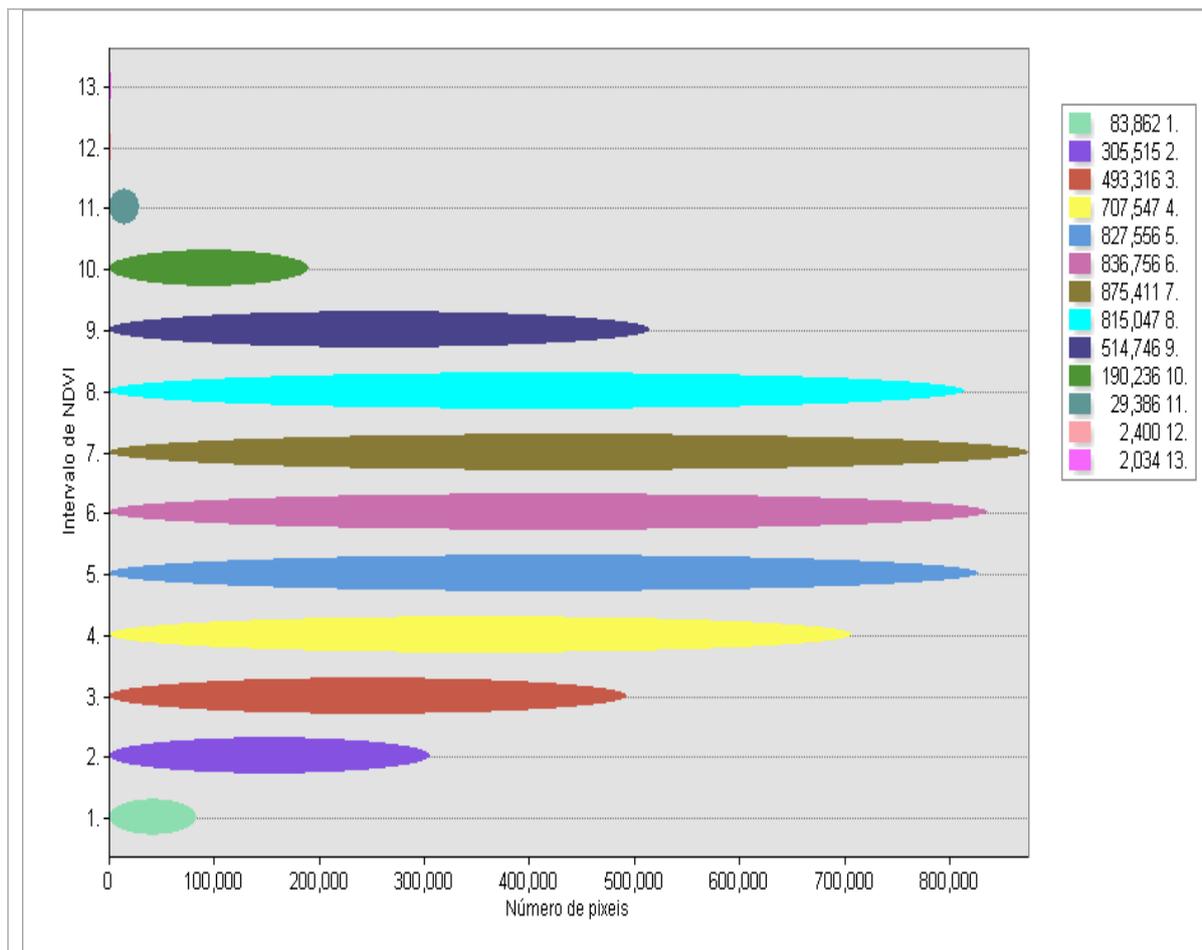
PP – Precipitação; mm – Milímetro – Coeficiente de correlação linear de Pearson.

Figura 9: Dispersão de taxas mensais de precipitação de 2018 e 2020 em relação aos dados mensais de precipitação do clima no posto administrativo de Combomune.

Relativamente a variação espacial do *NDVI* sobre a região, a maioria dos *pixels* pertence à classe 7, com um total de 875 411 *pixels*, tendo apresentado um *NDVI* entre [-0,18 a -0,15[. Já a menor parte dos *pixels* enquadram-se na classe 13, com 2034 *pixels*, teve um intervalo de [0,13 a 0,34[na escala do *NDVI*.

Assim, como forma de garantir a representatividade, foi feita uma reamostragem dos *pixels* mediante uma amostragem proporcional ao tamanho da área. A classe 7 teve o maior número de *pixels* amostrados de todas as classes, com 8 *pixels* amostrados, contrariamente a classe 13 que teve apenas 1 *pixel* amostrado (tabela 12).

Tabela 12: *Pixels* amostrados por cada intervalo de *NDVI* encontrado no mês de agosto de 2020 no posto administrativo de Combomune.



Intervalo de <i>NDVI</i>	<i>NDVI</i>	Pixeis amostrados
1	$[-0,62 - (-0,37)[$	1
2	$[-0,37 - (-0,32)[$	3
3	$[-0,32 - (-0,28)[$	4
4	$[-0,28 - (-0,25)[$	6
5	$[-0,25 - (-0,21)[$	7
6	$[-0,21 - (-0,18)[$	7
7	$[-0,18 - (-0,15)[$	8
8	$[-0,15 - (-0,10)[$	7
9	$[-0,10 - (-0,02)[$	5
10	$[-0,02 - 0,04[$	2
11	$[0,04 - 0,09[$	1
12	$[0,079 - 0,14[$	1
13	$[0,13 - 0,34]$	1

4.2.4 Ajuste do modelo de cobertura através do *NDVI*

O ajuste do modelo de cobertura através do *NDVI* baseou-se na relação entre os valores de cobertura total estimados pelo modelo de Torres para as 53 parcelas de 30*30 m alocadas intencionalmente no intuito de fazer coincidir com as diferentes classes do *NDVI*. Desse modo, este número de parcelas foi seleccionado aleatoriamente de forma proporcional ao número de *pixels* para classes de *NDVI* com amplitude igual, tendo em vista garantir a representatividade e reduzir o erro amostral (tabela 13).

Tabela 13: Coeficientes e parâmetros estatísticos de avaliação do modelo de PC com base na relação entre o modelo de Torres e o *NDVI*.

PC = 233,534* <i>NDVI</i> + 79,18694					
	<i>NDVI</i>	PC			
<i>NDVI</i>	1				
PC	0,826	1			
Fonte	SS	df	MS	Número de obs	53
				F(1, 51)	109,69
Modelo	49514,22	1	49514,221	Prob > F	0
Resíduo	23020,53	51	451,383015	R ²	0,6826
				R ² Adj	0,6764
Total	72534,75	52	1394,89913	RMSE	21,246
PC	Coef.	Std. Err.	t	P>t	[95% Conf.Interval]
<i>NDVI</i>	233,534	22,29758	10,47	0,000	188,7697-278,2982
Cons	79,18694	4,952192	15,99	0,000	69,245-89,12888

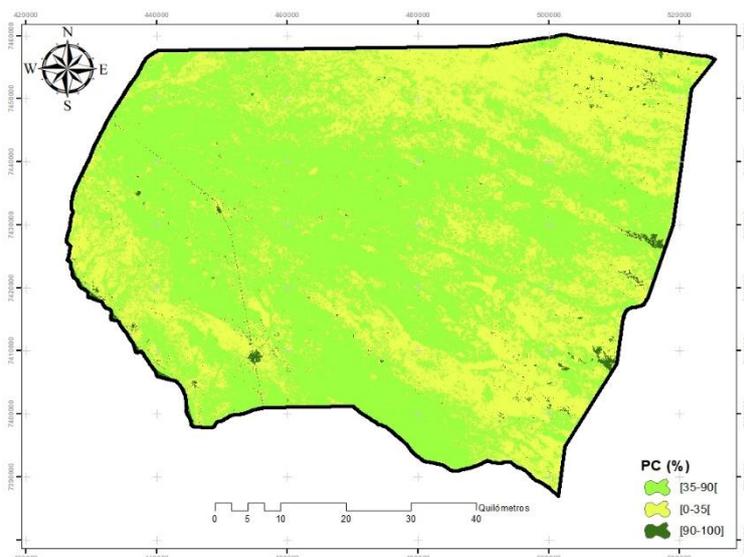
SS – soma dos quadrados; df – graus de liberdade; F_{prob} – probabilidade; F – valor calculado; Coef. – coeficientes das variáveis do modelo; R² – coeficiente de determinação; RAj² – coeficiente de determinação ajustado; P – probabilidade da variável; Std. Err. – erro padrão; MS – quadrado médio; Cons – constante do modelo RMSE raiz quadrada média do erro.

O *NDVI* apresentou uma correlação muito forte e positivo (0,826) com a PC, indicando que o *NDVI* pode ser usado para prever a PC, de igual modo, explicou em grande medida a PC calculada pelo modelo de Torres, 68,26% (R²=0,68; MSE=21,25; α=5%) (tabela 13). Entretanto, é importante frisar que uma vez o modelo ajustado para intervalos de *NDVI* entre [- 0,62 a 0,34], para valores do *NDVI* fora deste intervalo o modelo poderia ser menos preciso.

Os resultados do ajuste deste modelo corroboram com as premissas segundo as quais existe uma relação de proporcionalidade directa entre a concentração de clorofila existente nas folhas e o *NDVI* e do mesmo modo com a percentagem de cobertura do dossel florestal. Daí que é possível estabelecer uma relação confiável entre o *NDVI* e PC uma vez que esta relação se mostrou forte neste caso de estudo em particular. Estes resultados podem ser vistos em pesquisas de muitos autores, sobretudo para florestas tropicais secas (Feeley, Gillespie & Terborgh, 2005; Malahlela, Oliphant, Tsoeleng & Mhangara, 2018).

4.3 Caracterização do material combustível nos níveis de cobertura florestal

Usando o modelo gerado, os resultados mostram que a maioria das áreas com vegetação apresentam entre 35 a 90% de cobertura de copa e compreendem maioritariamente aos tipos florestais 2WDC, 2WDB, 2TD, 2SE (2003,4 km²). A seguir, 40% (1795 km²) da área total apresenta uma cobertura arbórea entre 0 a 35% pertencentes aos tipos de UCT 2GOS, 2GCT, 6BS, 5BU, 2SD, 2GCS. E 9,5% (421,1 km²) apresentou uma cobertura entre 90 a 100% normalmente associada a tipos 2FDC e 2FEA (figura 10).



[90 - 100%] - Floresta densa; [35 - 90%] - Área desmatada; [0 - 35%] - Savana.

Figura 10: Níveis de PC florestal no posto administrativo de Combomune em 2020.

4.3.1 Floresta densa

Foram classificadas como *pixels* de floresta densa, aquelas que apresentam um nível de cobertura arbórea, com árvores, cuja cobertura de copa está entre [90 - 100%] (figura 10). Este nível de cobertura apresentou uma elevada densidade de árvores, entre 900 a 1943 indivíduos/ha e são maioritariamente representadas pelo tipo florestal 2FEA e uma fracção pequena de 2FDC, ocorrendo em maior representação indivíduos de *Androstachys johsonii* (apêndice 7A) com cerca de 1642 indivíduos/ha. A área basal nestes tipos de floresta variou entre 0,5 a 0,9 m². Já o DAP e altura médios foram de 12,4 e 5,7 m, respectivamente.

No estudo realizado sobre avaliação da estrutura da vegetação do mopane e a sua relação com o nível de degradação em Mabalane, foi observado um DAP médio de 16,4 cm em áreas intactas. O estudo mostrou ainda que as áreas intactas apresentaram todas as classes de DAP, tendo sido encontrado um DAP máximo de 65 cm e um mínimo de 10 cm. Já para a Ht foram

observados valores superiores a 5,95 m (Bandeira, Ribeiro & Muzime 2015). No Inventário Florestal Nacional (IFN), o DAP em florestas de mecrusse variou entre 5 a 62 cm (DNAF, 2018). Estas características assemelham-se aos valores das variáveis do levantamento efectuados para o presente estudo.

4.3.1.1 *Peso seco do material combustível arbóreo (W)*

O W apresentou uma média de 29,7 ton/ha com um intervalo de confiança entre [25,4 a 33,9 ton/ha] ($\alpha=5\%$) em áreas de floresta densa, sobretudo em áreas de 2FEA. Enquanto o W mínimo encontrado nestas áreas foi de 24,3 ton/ha e o valor máximo de 36,5 ton/ha. Já o W médio de cada árvore variou entre [0,0062 a 0,023 ton/ha]. Os valores de W altos estão intrinsecamente relacionados com a densidade de árvores neste tipo de ecossistema.

Os resultados do IFN nesta região, em florestas de 2FEA estimou 78,65 ton/ha dentro de um intervalo de confiança [73,18 a 84,12 ton/ha] ($\alpha = 5\%$) (DNAF, 2018), resultado muito diferente ao encontrado no presente estudo. Esta diferença nos resultados é devida ao facto das estimativas terem sido feitas para árvores com altura inferior a 1,8 m de ht e desconsiderar todo o material combustível com o diâmetro maior que 7,6 cm e árvores verdes não lignificados maiores que 0,7 cm por não serem importantes para a queima em incêndios de superfície (Rothermel, 1972). Por seu turno, outro trabalho realizado em Combomune, por Lisboa *et al.* (2020), foram observados valores de W estimados variando entre [5,32 a 56,87 ton/ha]. Diferentemente do achado anterior, estes resultados mostraram-se dentro do intervalo de W estimada neste estudo. Porém, com uma amplitude muito grande entre os extremos das estimativas do parâmetro. Neste caso, o facto da estimativa não discriminar os estratos, por tipo florestal, é a provável causa desta diferença acentuada do parâmetro.

4.3.1.2 *Peso seco do material combustível graminal (y)*

O peso graminal (y) médio em alturas do disco (k) de até 3 cm nesta área, foi de 0,541 ton/ha, num intervalo de confiança variando entre [0,465 a 0,617 ton/ha] ($\alpha = 5\%$). Portanto, o y nestas áreas foi baixo. De acordo com Hoffmann *et al.* (2012) e Newberry *et al.* (2019), a dominância das árvores e uma cobertura quase que total sobre o solo, origina sombra impedindo desse modo a incidência de raios solares, impossibilitando o crescimento das espécies de gramíneas nos ecossistemas florestais, resultando na superfície quase exclusivamente folhas e ramos caídos (apêndice 7A).

Um estudo de caso realizado em florestas para ajustar o disco medidor de pasto numa floresta árida na região Sudoeste do Kalahari estimou W graminal, em alturas do disco de até 2 cm e obteve 0,530 ton/ha dentro de um intervalo de confiança entre [0,427 a 0,633 ton/ha] ($\alpha = 5\%$) (Harmse, Dreber & Trollope, 2019). Embora certa discrepância pequena nas estimativas, os resultados são similares com as estimativas encontradas neste estudo. Provavelmente, as condições biofísicas semelhantes destas regiões expliquem estes resultados.

Outro estudo realizado na região do grande Limpopo mediu o efeito do fogo sobre a estrutura e os padrões de distribuição das formações vegetais no PNL, em diferentes tipos de solos, tendo encontrado valores de y variando entre 2,08 a 4,22 ton/ha (Ribeiro & Pais, 2015). Estes valores de W são muito superiores às estimativas do presente estudo. Tal disparidade pode ser devida ao facto destas estimativas terem sido feitas para diferentes gradientes de solo e não necessariamente para os níveis de cobertura de copa.

Trollope, Potgieter & Zambatis (1996), conduziram um estudo sobre W e comportamento do fogo em pequenas queimadas experimentais no Parque Nacional Kruger (PNG), usando o disco medidor de pasto, e encontraram uma carga de material graminal altamente variável, entre 0,323 a 4,495 ton/ha. Este intervalo, embora tenha uma amplitude muito grande, incorpora o intervalo de y estimado em áreas de alta densidade em Combomune.

4.3.1.3 *Peso do material combustível recém caído (W_{lf})*

O peso do material combustível recém-caído (W_{lf}) foi estimado para ramadas com uma espessura média de 3,89 cm, sendo o valor máximo e mínimo de 5,4 a 0,87 cm, respectivamente. O W_{lf} médio encontrado foi de 0,0051 ton/ha, num intervalo de confiança entre [0,0034 a 0,0063 ton/ha] ($\alpha = 5\%$) para as áreas de alta cobertura de copa. O W_{lf} estimado teve o valor máximo de 0,012 ton/ha e mínimo de 0,002 ton/ha. Esta categoria caracterizou-se por grande representatividade em espessuras menores, entre 0,87 a 2,47 cm.

Embora os estudos sobre a influência de carga de combustíveis constituído por ramos recém-caídos tenham sido pouco explorados, já que representam uma pequena fracção de material combustível e muitas vezes de baixa continuidade, reduzindo a sua contribuição nos incêndios florestais em vários tipos de ecossistemas. Para alguns casos, a concentração deste tipo de material pode ser significativa, chegando a fazer parte de 11,07% da W florestal acima do solo (LÁ *et al.*, 2007). Neste caso, verificou-se que esta classe de material combustível representa apenas 0,93% de todo o material combustível acima do solo.

4.3.1.4 Altura da vegetação ($h_{1,8}$)

Para a $h_{1,8}$ foram medidas árvores, arbustos e gramíneas com esta variável inferior a 1,8 m, considerando os incêndios de superfície. A $h_{1,8}$ média foi de 0,74 m no intervalo de confiança de [0,063 a 1,41 m] ($\alpha=5\%$). E boa parte das $h_{1,8}$, entre 0,06 a 1,04 m (apêndice 8A).

Em geral, em áreas com este intervalo de cobertura de copa existe uma baixa quantidade de gramíneas e pequenas plantas arbóreas no estrato inferior.

Segundo Charles-Dominique, Midgley, Tomlinson & Bond, (2018), o alto nível de cobertura promove a baixa incidência de luz solar sobre a superfície do solo dentro da floresta, reduzindo drasticamente a capacidade de fotossíntese das espécies do estrato inferior, sobretudo as gramíneas, resultando desse modo, numa quantidade muito baixa de y em altos níveis de cobertura florestal.

4.3.1.5 Humidade do material combustível

A humidade do material combustível (FMF) nas áreas com alto nível de cobertura florestal foi muito variável por incluir ramos finos (diâmetro menor ou igual a 2,5 cm, 1-h a 10-h de timelag) e outros maiores que 2,5 e inferiores que 7,6 cm (100-h de timelag). A média da FMF do *Mms1* foi de 4,45% e o seu intervalo de confiança foi de [1,53 a 7,36 %] ($\alpha=5\%$). O seu desvio padrão foi de 2,91%. A maioria dos combustíveis desta classe apresentou uma FMF de *Mms1* entre 1 a 7%. E uma pequena percentagem apresentou FMF maior, entre 7 a 11% (apêndice 9A).

de Dios *et al.* (2015), estimaram uma FMF de 3,7%, entretanto, estes autores reconhecem que estas estimativas são tendenciosas, esta tendência para subestimar o valor da FMF pode explicar as discrepâncias observadas. Cardoso *et al.* (2018), referem que valores de humidade do material combustível podem variar para mesma classe de material devido às condições de humidade relativa do ar (HR) e espécie envolvida.

4.3.2 Área desmatada

As áreas degradadas foram consideradas aquelas que em decorrência, essencialmente, da exploração florestal, principalmente a produção de lenha e carvão vegetal, reduziram substancialmente a sua área de cobertura florestal. Assim, criteriosamente, estas compreendem áreas cuja cobertura de copa varia entre [35 a 90%] (apêndice 7B).

Estas áreas apresentaram uma densidade de árvores entre 368 a 739 indivíduos/ha. Neste intervalo de classe de cobertura estão representadas as florestas de 2WDC, 2WDB, 2TD e 2SE. Os DAP das árvores variaram entre 5 a 50 cm e a ht entre 5,41 a 9,01 m. Já a área basal variou entre 0,2 a 0,5 m²/ha.

Um estudo sobre a distribuição diamétrica e principais espécies arbóreas presentes nos ecossistemas de miombo, mopane e mecrusse em Moçambique, em árvores com o DAP maior ou igual 10 cm, para florestas de mopane encontrou DAP variando entre 12,5 a 57 cm (Bila, Sanquetta, Dalla & de Freitas, 2018). Estes valores espelham a realidade do presente estudo que obteve um intervalo de DAP entre 5 a 50 cm.

Vasco & Macôo (2017), no seu artigo sobre o estágio actual da estrutura e composição das florestas de mopane no distrito de Mabalane-Gaza, do seu levantamento, também em árvores com DAP maior que 10 cm, obtiveram valores de DAP que variaram entre 10 a 40 cm. Neste caso, os resultados destes autores mostram intervalo de dados bastante semelhantes aos valores encontrados no levantamento efectuado no presente estudo para esta variável.

4.3.2.1 *Peso seco do material combustível arbóreo (W)*

O W médio em áreas desmatadas, para material combustível até 7,6 cm de DAP e 1,8 de h foi de 16,85 ton/ha num intervalo de confiança entre [16,85 a 22,38 ton/ha] ($\alpha=5\%$). Os valores máximo e mínimo é de 24,3 e 15,9 ton/ha, respectivamente.

Estas áreas são caracterizadas por constituírem-se em áreas abertas e foi observado um elevado índice de exploração de lenha e carvão vegetal e são igualmente áreas essencialmente associadas a florestas do tipo 2WDC, onde ocorre a *Colophospermum mopane*, muito usada para a produção de carvão vegetal.

Bandeira, Ribeiro & Muzime (2015), quantificaram a W em áreas de média perturbação, também associada a ocorrência de *Colophospermum mopane*, nesta região, e obtiveram um W mais alto de estimativa de 3,20 ton/ha, e o valor mais baixo para a zona com 1,77 ton/ha. Woollen *et al.* (2016), obtiveram uma W entre 1,6 a 11,8 ton/ha no distrito de Mabalane ao avaliar os serviços ecossistémicos em áreas de produção de carvão vegetal na floresta de mopane. Ambos estudos revelam valores muito afastados quando comparado aos resultados deste estudo, provavelmente, por considerarem áreas desmatadas com alto nível de exploração, baixa cobertura de copa.

4.3.2.2 *Peso seco do material combustível graminal (y)*

Diferentemente das áreas quase totalmente cobertas pela copa das árvores (floresta densa), e embora as áreas desmatadas sejam dominadas principalmente por florestas de mopane, cuja espécie predominante é altamente competitiva (Krug, 2017), verificou-se um aumento substancial de y , sobretudo, em áreas muito exploradas. Assim, nas áreas desmatadas, foram observados k entre 2 a 6 cm, tendo sido estimado um y médio de 1,32 ton/ha nesta área e um intervalo de confiança variando entre [0,76 a 1,89 ton/ha] ($\alpha = 5\%$).

Smit & Prins (2015), estimaram y para áreas de cobertura de copa entre a 30 a 55%, em estudo sobre a medição do pasto, e obtiveram valores que variaram entre 0,9 a 3,87 ton/ha. Estes resultados mostraram-se semelhantes relativamente aos valores estimados neste estudo, sugerindo uma boa precisão comparativa deste estudo. Outro estudo realizado em áreas desmatadas por Ribeiro & Pais (2015), no PNL, já referenciado anteriormente para áreas de floresta densa, o resultado foi mais dissonante e o y variou entre 2,08 a 4,22 ton/ha.

Assim, tendo em conta que o estudo destes autores levou em consideração os tipos de solo, é provável que o alvo amostral tenha influenciado os resultados conflitantes observados nestes estudos, indicando que a amostragem realizada por estes autores fora feita em áreas de savana, com critérios diferentes dos adoptados neste estudo.

4.3.2.3 *Peso do material combustível recém caído (Wlf)*

O Wlf em áreas desmatadas registou um mínimo de 0,0002 ton/ha e o máximo de 0,005 ton/ha. A média estimada foi de 0,001 ton/ha num intervalo de confiança de [0,0001 a 0,002 ton/ha] ($\alpha = 5\%$). A espessura desta classe de material combustível variou entre 1,22 a 2,6 cm.

Outra característica observada desta classe de material combustível nestas áreas assim como em áreas desmatadas é de que apresentaram uma grande descontinuidade, sugerindo que em termos gerais, não contribuem significativamente para a propagação das chamas em incêndios nesta região.

4.3.2.4 *Altura da vegetação ($h_{1,8}$)*

A $h_{1,8}$ nas áreas desmatadas variou entre 0,1 a 1,8 m, com uma média de 0,91 m e um intervalo de confiança entre [0,3 a 1,5 m] ($\alpha = 5\%$). Neste caso, verifica-se um número considerável de árvores em meio a regeneração e gramíneas, já que a incidência dos raios solares sobre a

vegetação é significativo no estrato inferior da floresta, permitindo um desenvolvimento pequenas árvores e arbustos e considerável de gramíneas nestes níveis de cobertura de copa.

Foi igualmente observado que nas áreas desmatadas, ocorre uma amplitude maior de $h_{1,8}$, embora a média e a mediana estejam dentro do intervalo de concentração de dados, 0,3 a 1,5 m (apêndice 8B). Esta variabilidade de alturas nas áreas desmatadas pode estar associado ao corte selectivo de *Colophospermum mopane* nesta área para a produção de carvão vegetal.

4.3.2.5 Humidade do material combustível (FMF)

A FMF (até 100-h de timelag) em áreas desmatadas apresentou uma média de 10,5% dentro de um intervalo de confiança de [5,7 a 15,2%] ($\alpha=5\%$). O valor mínimo foi de 0,8% e o valor máximo de 19%, com boa parte dos valores da FMF a situarem-se entre 10 a 15% (apêndice 9B). E boa parte da FMF encontrou-se entre 4 a 15% (apêndice 9B). Este material é importante para a ignição e propagação do fogo (White, 2014) já que inclui material combustível perigoso. Em vários estudos é possível constatar uma alta correlação entre a *MmsI* e o risco de ocorrência de incêndios (Batista, 2000; Alves *et al.*, 2009; Pereira, Batista & Soares, 2012).

As florestas desmatadas apresentaram uma *MmsI* com um desvio padrão entre as parcelas alto comparativamente as áreas de floresta densa, 4,8%, indicando que existe maior diversidade de material combustível, sobretudo a espessura. Martins (2016), desenvolveu um trabalho sobre avaliação de fornos de terra melhorados IBEK no distrito de Mabalane, província de Gaza. Ao estimar a FMF de *Colophospermum mopane*, em árvores com DAP entre 20 a 130 cm, obteve 2,9 a 38,9% para este parâmetro. Neste caso, verifica-se valores muito altos quando comparado com as estimativas feitas neste estudo. Pois quanto maior for o DAP, maior é a FMF (Baishya, Barik & Upadhaya, 2009). Outro aspecto importante a frisar é o de que esta pesquisa fez o levantamento em setembro, na época seca do ano, o que pode ter contribuído para a redução ainda mais acentuada da FMF de *MmsI*.

4.3.3 Savana

Em Combomune, a fisionomia característica destas áreas compreende essencialmente a ocorrência de gramíneas associada a algumas árvores e pequenos arbustos dispersos. A densidade de árvores é muito baixa, variando entre 0 a 4 árvores/ha. A h das árvores variou entre 0,8 a 7,3 m, enquanto os arbustos apresentaram 0,23 a 1,56 m. A área basal da W lenhosa mensurável, a 1,30 m foi de 0,03 a 0,06 m²/ha (apêndice 7C), muito baixa comparativamente

as áreas desmatadas e de floresta densa. Adicionalmente, nestas áreas, foi observado uma alta continuidade de material combustível representado por gramíneas e no estado seco, portanto, com alto potencial de ignição. Fazem parte destas formações os tipos de UCT 2GOS, 2GCT, 2SD, 2GCS.

A semelhança de áreas desmatadas, as áreas de savana, na sua maioria das vezes, parece estarem associadas a interferência humana. Mesmo as savanas naturais ou influenciada pela interferência de grandes mamíferos parece terem sofrido algum tipo de interferência humana, nesta região, corte selectivo ou resultante de ocorrência de queimadas, as quais têm uma causa essencialmente humana (Sedano *et al.*, 2020). Segundo Bourlière & Hadley, (1970), as savanas podem ter uma origem natural. E Charles-Dominique *et al.*, (2016), indicam que factores antropogénicos também são importantes factores para a formação de savanas bem como as dinâmicas que nela ocorrem.

4.3.3.1 *Peso seco do material combustível arbóreo (W)*

O *W* médio estimado em áreas de savana foi de muito baixo, como o esperado dada a ocorrência de poucas árvores, 1,014 ton/ha num intervalo de confiança entre [0,4 a 1,62 ton/ha] ($\alpha=5\%$). Os valores mínimo e máximo estimados foram de 0,45 a 3,1 ton/ha, respectivamente. Nestas áreas a exploração de carvão vegetal, sobretudo em formações do tipo 2WDC, pode ter sido uma das origens destas formações, tal como ocorre em áreas desmatadas. Nestas áreas foi verificado um alto nível de dispersão das árvores.

4.3.3.2 *Peso seco do material combustível graminal (y)*

Sendo uma área dominada essencialmente por gramíneas, a *y* foi muito grande, com uma média estimada de 4,23 ton/ha, num intervalo de confiança [3,44 a 5,02 ton/ha] ($\alpha=5\%$). A *k* encontrado teve um valor máximo de 14 cm e um mínimo de 6 cm. A continuidade do material combustível nestas áreas é alto. O material é igualmente caracterizado por ter uma pequena espessura, sendo por isso importante para a ignição e propagação do fogo.

Dois estudos realizados na região, o primeiro sobre a composição botânica, disponibilidade e capacidade de carga das pastagens comunitárias do distrito de Xai-xai foram estimados 4,703 e 1,92 ton/ha nos meses de abril e setembro, respectivamente (Júnior & Francisco, 2016). O segundo realizado em áreas desmatadas por Ribeiro & Pais (2015), no PNL, já referenciado anteriormente para áreas de floresta densa, estimaram um *y* que variou entre 2,08 a 4,22 ton/ha.

Ambos estudos, revelam uma boa aproximação nas estimativas com os resultados desta pesquisa, sugerindo que o uso do disco de pasto providenciou boas estimativas do parâmetro.

4.3.3.3 *Altura da vegetação (k, hl e h)*

As áreas de savana nesta região apresentaram uma *k* da vegetação graminal média de 10,41 cm com um intervalo de confiança de [8,23 a 12,58 cm] ($\alpha=5\%$). Esta classe de material combustível foi caracterizado por um alto nível de continuidade e uma espessura entre 1 a 6 mm. Enquanto a *h* média para a componente exclusivamente graminal foi de 112,41 cm em um intervalo de confiança entre [74,21 a 150,61 cm] ($\alpha=5\%$). Já a altura do material combustível exclusivamente lignificado (*hl*) nas áreas de savana variou entre 90 a 180 cm (considerando incêndio de superfície) num intervalo de confiança de [136,28 a 179,61] ($\alpha=5\%$).

A *k* apresentou menor dispersão devido a homogeneidade desta classe de material combustível entre os demais tipos de altura, seguida da *h* e finalmente *hl* (apêndice 8C). Esta tendência de ambas é explicável, pois a ocorrência de árvores e arbustos neste tipo de formações é representada por alguma regeneração com arbustos e algumas árvores grandes.

4.3.3.4 *Humidade do material combustível fino (Mms1)*

Em áreas de savana, dada a ocorrência de árvores muito dispersas, foi estimada a FMF de materiais até 0,7 cm de espessura (até 1-h de timelag) ou *Mms1*. Assim, foi obtido uma FMF para *Mms1* médio nestas áreas de 3,7% num intervalo de confiança de [2,3 a 5,2%] ($\alpha=5\%$).

Os extremos máximo e mínimo foram 7,5 e 1,4%, respectivamente. Neste caso, também foi verificado uma variação com amplitude menor da humidade para o material combustível graminal, provavelmente devido à homogeneidade deste tipo de material combustível.

Como o material combustível da classe *Mms1*, inclui material combustível graminal, este material é importante devido a sua alta vulnerabilidade ao fogo, tal como pode ser descrito em trabalhos de alguns autores (Ghobadi, Gholizadeh & Dashliburun, 2012; Adab, Kanniah & Solaimani, 2013; Suryabhagavan, Alemu, & Balakrishnan, 2016; Abedi Gheshlaghi, 2019).

Hooper (2021), estimou o teor de FMF da *W* de *y* a partir de medições de refletância difusa em comprimentos de onda do infravermelho próximo e obteve uma humidade média de 22%. Outro estudo realizado por Carapau (2022), estimou uma FMF mínimo de 63,8% e máxima de 86,8% usando modelagem por meio de espectroscopia de infravermelho próximo.

Ambos estudos apresentaram valores muito altos comparados com os valores observados neste estudo, provavelmente as metodologias usadas, as espécies envolvidas e as áreas geográficas onde foram realizados os estudos associado a alta capacidade destes materiais trocaram rapidamente a FMF com o ambiente influenciou os resultados destes estudos.

Observando o apêndice 9C, nota-se que boa parte dos combustíveis desta classe, nesta região, registou uma FMF entre 3 a 5%, com uma, frequência de 18 a 33,5%. Estes valores de humidade baixos podem, igualmente, ser explicados pela época do ano (mês de setembro), e a hora do dia (14 a 16 h da tarde) em que se fez o levantamento. Já que se trata de um material que de forma fácil e rápida troca da FMF com o meio ambiente. Contrariamente, valores mais baixos de FMF foram observados entre 6 a 7% com uma, frequência de 8%.

4.4 Modelagem e caracterização do comportamento do fogo

Um total de 45 queimas foram conduzidas, das quais, 3 foram descartadas porque não queimaram. Das 42 restantes, 33 queimaram completamente e 9 parcialmente. Entretanto, mesmo nos casos em que a parcela queimou parcialmente foi feito o levantamento dos parâmetros de interesse (R e FI) e a posterior foram usados para ajustar e construir modelos. No caso de modelos de I foi usado o *FRP* do produto *MCD14ML* das mesmas parcelas onde foram realizadas as queimadas prescritas.

4.4.1 Taxa de propagação das chamas

Os modelos de R foram caracterizados por dois grupos. Os modelos cujas estatísticas ($p > 0.05$) e ($p < 0,05$), tendo o primeiro grupo de modelos sido descartados por não explicarem de forma significativa a R. E para o segundo grupo de modelos, que explicaram significativamente a R, foi avaliada as demais estatísticas para a identificar o melhor modelo.

Assim, para este grupo de modelos, o desempenho foi diferenciado com base na estatística R^2_{Ajust} , tendo variado de 0,4255 a 0,88 ($\alpha = 5\%$). O mesmo sucedeu em relação à estatística RMSE que variou entre 0,04378 a 0,13466 ($\alpha = 5\%$). Deste modo, feita esta avaliação, o modelo de Fernandes (2001), apresentou melhor desempenho, com o maior R^2_{Ajust} e RMSE menor (tabela 14).

Tabela 14: Modelos de taxa de propagação das chamas ajustados.

Modelo	$P > F (p)$	RMSE	R^2_{Ajust}	Autor
$R = -0,479 * \exp[(0,724303 * Mms1) + 0,42]$	0,0000	0,04378	0,88	Fernandes, 2001

$R = -0,0169*FMF - 01189 *RH + 0,5439$	0,0010	0,06601	0,736	Bidwell e Engle, 1991
$R = \frac{1}{RH^{-0,405}}*h^{-0,276} + 1,512$	0,0011	0,06654	0,732	Trabaud, 1979
$R = -0,0001013*\frac{V^2}{RH^2} + 0,4767046$	0,0007	0,07337	0,674	Stepwise 1, 2020
$R = -0,0002779*FMF*T + 0,01908*RH$	0,0021	0,07147	0,690	Stepwise 2, 2020
$R = 0,002311*\frac{T}{V} - 0,0332826$	0,6564	0,13329	0,077	Stepwise 3, 2020
$R = 0,0257*T*V - 0,00094*RH*FMF - 0,031$	0,0004	0,0598	0,7832	Stepwise 4, 2020
$R = -0,003297*\frac{T*h}{V} + 0,6026$	0,0128	0,09734	0,4255	Stepwise 5, 2020
$R = 0,014737*T*V - 0,0332825$	0,6564	0,13329	0,077	Stepwise 6, 2020
$R = 0,0064931*h*\frac{T}{HR} + 0,1542389$	0,9542	0,13466	0,099	Stepwise 7, 2020

F – valor calculado; RAj^2 – coeficiente de determinação ajustado; P – probabilidade da variável; RMSE – raiz quadrada média do erro. R - velocidade de propagação (m/min); *Mms1* - humidade do material combustível fino do nível de cobertura MS1 (%); h - altura da vegetação (m); RH - humidade relativa do ar (%); FMF - humidade do material combustível (%); V - velocidade média do vento (cm/s); temp - temperatura.

Embora as queimadas prescritas em florestas naturais apresentem alta variabilidade dos parâmetros do comportamento do fogo, já que diferentemente das queimadas efectuadas no laboratório não se tem o controlo dos factores de propagação (Adou, Brou & Porterie, 2015). Estes resultados corroboram com os resultados obtidos por Batista, Beutling & Pereira, (2013), que desenvolveram modelos para estimativa da R das chamas, tendo obtido coeficientes de determinação (R^2) de 0,82 a 0,87 para povoamentos de *Pinus elliottii*. Estes resultados podem ser explicados com que para a presente pesquisa foram considerados estratos, garantindo grande homogeneidade do material combustível, tal como acontece em plantações florestais, adicionalmente, os dados climáticos foram obtidos de estação metrológica de Chokwè e não em tempo real.

4.4.1.1 Comparação de desempenho dos modelos

No geral, os resultados mostram que os modelos da R construídos tiveram um desempenho menos satisfatório comparando com os modelos previamente seleccionados de outros autores ($p = 0,0$; $\alpha = 5\%$), entretanto, o modelo criado Stepwise 4 (2020), teve a segunda média mais próxima da média das queimadas prescritas para esta variável, seguido dos modelos de Bidwell & Engle (1991) e Trabaud (1979), estes com médias estatisticamente iguais entre si e as médias encontradas da R para queima prescrita, mostrando que qualquer um destes modelos pode ser usado como substituto um do outro. Já os modelos construídos, Stepwise 1 (2020), Stepwise 2 (2020) e Stepwise 5 (2020), tiveram as suas médias para esta variável, estatisticamente diferentes das queimadas prescritas, não sendo aconselhável o seu uso neste caso (tabela 15).

Tabela 15: ANOVA para a R do fogo nos diferentes níveis de cobertura de copa sobre o exame de desempenho dos modelos matemáticos.

FV	GL	SQ	QM
Fc Pr>Fc			
Modelo	7	1,265467	0,180781
134,923	p = 0,0000		
Cobertura	2	0,352508	0,176254
131,545	p = 0,0000		
erro	14	0,018758	0,001340
Total corrigido	23	1,636733	
CV (%) =	10,71		
Média geral:	0,3416667	Número de observações:	
24			
Tratamentos	Médias	Resultados do	
teste			
Testemunho	0,143333	a1	
Fernandes, 2001	0,146667	a1	
Stepwise 4	0,183333	a1	
Bidwell e Engle, 1991	0,200000	a1	
Trabaud, 1979	0,233333	a1	
Stepwise 1, 2020	0,466667	a2	
Stepwise 2, 2020	0,533333	a2	
Stepwise 5, 2020	0,826667	a3	

4.4.1.2 Caracterização e mapeamento

Um total de 12 pontos foram gerados aleatoriamente para cada um dos níveis de cobertura florestal (Savana, área desmatada e floresta densa) no mapa classificado com base no *NDVI* (secção 4.3 deste trabalho), e depois, usando o modelo de Fernandes, 2001, foram calculados os valores de R de cada um destes pontos usando dados de entrada do modelo nas parcelas seleccionadas aleatoriamente, e por sua vez relacionados com os valores de *NDVI*, tendo se obtido a equação $R = -0,3664 \cdot NDVI + 0,1092$. O $R^2 = 0,956$ ($\alpha = 5\%$) que é bastante satisfatório, evidenciando uma boa relação do *NDVI* com a R. Entretanto, esta relação foi negativa (figura 11) já que o fogo tendeu a propagar-se com maior R em áreas com menor W

e Wlf (baixo $NDVI$), associada a áreas de savana e com menor R em áreas com maior W e Wlf (alto $NDVI$), tal como prevê o modelo de Fernandes, 2001 ajustado.

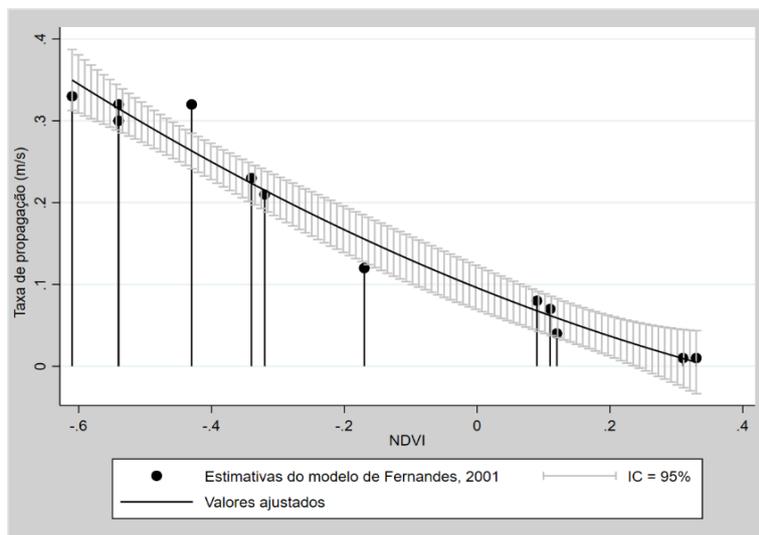


Figura 11: Relação entre a taxa de propagação das chamas estimado pelo modelo de Fernandes, 2001 e o $NDVI$.

Uma vez obtida a equação de estimativa da R em função do $NDVI$, foi estimada a R espacialmente com base nos valores do $NDVI$.

A maioria das queimadas com R média verificou-se em áreas de savana (2GOS, 2GCT, 2SD, 2GCS) e desmatadas (2WDC, 2WDB, 2TD e 2SE). Enquanto, as áreas de floresta densa apresentaram uma R baixa.

Também verifica-se que fogos com maior R ocorrem espacialmente mais na parte norte, noroeste, este, sudoeste e sudeste do desta região, áreas mais abertas. Pressupondo uma associação favorável deste parâmetro ao tipo de material combustível y (figura 12).

Com base no modelo de Fernandes (2001), foi estimada uma R média para esta região de 0.17 m/s, num intervalo de confiança entre [0,04158 a 0,29841 m/s] ($\alpha = 5\%$). Consoante a classificação de Soares & Batista (2007), a R é considerada média.

As áreas de savana e desmatadas apresentaram uma R média de 0,31 m/s e 0,22 m/s, respectivamente classificada como média, enquanto as áreas de floresta densa apresentaram uma R média de 0,01 m/s, considerada baixa (figura 12).

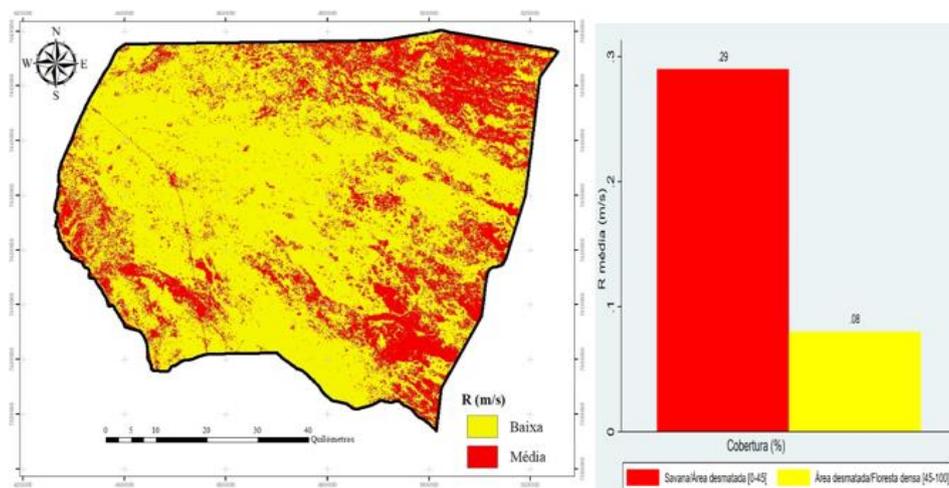


Figura 12: Taxa de propagação (R) das chamas nos diferentes níveis de cobertura de copa.

Resultados similares foram obtidos num estudo realizado por Gambiza, Campbell, Moe & Frost (2005), sobre o comportamento do fogo numa Savana em Baikiaea plurijuga, floresta nas areias do Kalahari no Oeste do Zimbabué com valores de R entre 0,01 e 0,35 m/s. Neste caso as condições climáticas similares do local pode ter influenciado esta aproximação. Um outro estudo realizado por Trollope, Potgieter & Zambatis (2005), no Parque Nacional do Kruger obteve 0,9 a 0,32 m/s, neste caso as condições similares da vegetação e clima podem ter melhorado a precisão dos resultados.

Andela *et al.* (2019), baseado em valores médios globais entre 2003 a 2016 para diferentes UCT, no Atlas Global de Incêndios estimou a R para savanas e áreas desmatadas, tendo encontrado 0,9 km/dia (0,01 m/s) a 3,4 km/dia (0,04m/s) para a primeira e 0,6 km/dia (0,006 m/s) a 1,4 km/dia (0,016 m/s) para a segunda, respectivamente. Estes resultados estão abaixo dos obtidos neste estudo. O facto das estimativas destes autores serem globais pode resultar em alta variabilidade, como pode ser observado pela amplitude dos valores, pode ter afetado a média, por outro lado, os valores para esta variável neste estudo foi obtido em condições extremas de ambiente (temperatura mais alta do dia, num clima árido e com num mês seco), fazendo com que a R fosse mais alta que os valores globais.

4.4.2 Comprimento das chamas (Fl)

Os modelos de Fl apresentaram um desempenho variado, com 3 modelos descartados devido a sua fraca precisão ($p > 5\%$) na estimativa deste parâmetro, do total de 5 ajustados. A tendência mostra que os modelos que tiveram W e I (comum na literatura) como preditor apresentaram menor precisão quando comparado com os modelos que incorporam as variáveis R e Ac como

variáveis de entrada (tabela 16). Este aspecto pode ser justificado pelo facto de que as áreas com alta ou baixa densidade de árvores, nem sempre implica um aumento ou diminuição do FI, ou seja, em áreas de savana (baixa quantidade de W), o FI foi estatisticamente igual a áreas desmatadas (alta quantidade de W) e com média maior, que as áreas densas (também com alta quantidade de W), entretanto, com uma média de FI estatisticamente menor (tabela 16).

Tabela 16: ANOVA e teste de comparação de médias de Tukey para avaliação de médias de FI nos diferentes níveis de cobertura de copa.

FV	GL	SQ	QM	Fc
Pr>Fc				
Modelo	2	1,854256	0,927128	4,016
p = 0,1105				
Categoria de copa	2	6,506039	3,253019	14,091
p = 0,0154				
erro	4	0,923419	0,230855	
Total corrigido	8	9,283714		
CV(%) =	11,69			
Média geral:	1,2105556	Número de observações:		9

Teste Tukey para a FV Categoria de cobertura de copa

DMS: 1,39749138757882 NMS: 0,05

Média harmonica do número de repetições (r): 3
 Erro padrão: 0,27740150070357

Tratamentos	Médias	Resultados do teste
DENSA	0,008333	a1
SAVANA	1,793333	a2
DESMATADA	1,830000	a2

O modelo *Stepwise 2* (2020), criado pelo procedimento *Stepwise* apresentou o melhor desempenho seguido pelo modelo de *Gould et al., 2007*, com base nas estatísticas “p”, R^2_{Ajust} e RMSE. Já os modelos de *Thomas, 1963*, *Dupuy et al., (2011)* e *Stepwise 1*, (2020), foram descartados (tabela 17), pelas razões mencionadas anteriormente. Estas tendências também podem ser explicadas pelo facto do modelo de *Thomas (1963)*, ser um modelo generalista, por

outro lado, o modelo de Dupuy *et al.* (2011), ter sido desenvolvido em condições de laboratório, enquanto o modelo de Gould *et al.* (2007), foi desenvolvido em experimentos de queimada prescrita, sob condições de clima seco na Austrália. Segundo Benjamim (2014), as espécies de plantas também podem influenciar os parâmetros do comportamento do fogo.

Tabela 17: Modelos de Fl ajustados e as respectivas estatísticas de validação.

Modelo	$P > F (p)$	RMSE	R^2_{Ajust}	Autor
$Fl = 0,0007275 * I * W + 0,9376$	0,3123	0,98049	0,030	Thomas, 1963
$Fl = 7,067187 * I_B^{0,0678} - 7,21953$	0,1465	0,88889	0,2028	Dupuy <i>et al.</i> , 2011
$Fl = - 4,790628 * R^{-0,13} + 7,476443$	0,0021	0,4625	0,7842	Gould <i>et al.</i> , 2007
$Fl = 0,0485791 * W + 2,063$	0,1994	0,92668	0,1336	Stepwise 1, 2020
$Fl = 1,2022 * Ac + 0,040$	0,0000	0,04706	0,9978	Stepwise 2, 2020

F – valor calculado; R^2_{Ajust} – coeficiente de determinação ajustado; P – probabilidade da variável; RMSE – raiz quadrada média do erro; Fl – comprimento das chamas (m); I - intensidade da linha do fogo (kcal/m/s); R - velocidade de propagação do fogo.

O modelo de Gould *et al.* (2007), apresentou valores de R^2_{Ajust} muito similar ao encontrado por Benjamim (2014), ao modelar o comportamento do fogo em plantações florestais de *Eucalyptus*, na Bahia (Brasil), tendo encontrado valores entre 0,68 a 0,79. Já o modelo Stepwise 2 (2020), embora tenha um valor relativamente superior para este parâmetro, ambos modelos considerados neste estudo apresentaram médias estatisticamente iguais com as medições de campo.

Outros estudos realizados em outras circunstâncias, sob condições variadas de material combustível e clima, também apresentaram valores bastante semelhantes do R^2_{Ajust} , como o caso de Batista, Beutling & Pereira (2013), que acharam uma variação entre 0,8359 a 0,9663 para este parâmetro.

4.4.2.1 Comparação de desempenho dos modelos

O teste de comparação de médias de Tukey a 5% de significância, mostrou que as médias das estimativas de Fl são estatisticamente iguais entre os modelos e a média das medições de campo. Embora o modelo de Stepwise 2 (2020), tenha apresentado uma média mais próxima a das medições de campo, ambos modelos são elegíveis para estimar esta variável. Já que estatisticamente a diferença é insignificante (tabela 18).

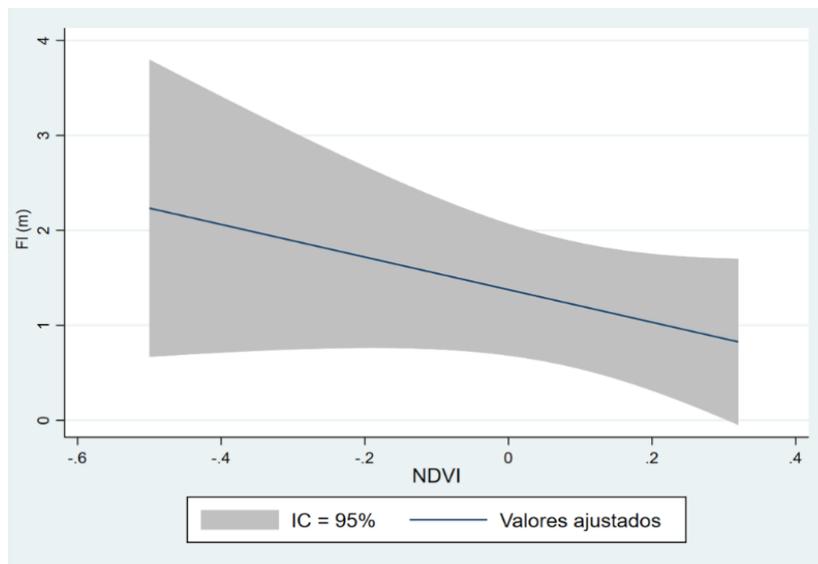
Tabela 18: ANOVA e teste de comparação de médias de Tukey para avaliação do desempenho dos modelos de FI nos diferentes níveis de cobertura de copa.

FV Pr>Fc	GL	SQ	QM	Fc
TRAT 0,1105	2	1,854256	0,927128	4,016
BLOCO 0,0154	2	6,506039	3,253019	14,091
erro	4	0,923419	0,230855	
Total corrigido	8	9,283714		
CV(%) =	11,69			
Média geral:	1,2105556	Número de observações:		9
Teste Tukey para a FV Tratamentos				
DMS: 1,39749138757882 NMS: 0,05				
Média harmônica do número de repetições (r): 3				
Tratamentos	Médias	Resultados do teste		
Gould et al., 2007	1,368667	a1		
Stepwise 2, 2020	1,526333	a1		
TESTEMUNHO	1,536667	a1		

4.4.2.2 Caracterização e mapeamento

O procedimento usado para o mapeamento do FI foi o mesmo usado no mapeamento da R, relacionando os valores de FI médio, calculado através do modelo Stepwise 2 (2020), com os valores de NDVI da respectiva parcela amostrada. Tendo sido obtida a equação $FI = -1,715927 * NDVI + 1,3749$ ($R^2 = 0,2857$; $\alpha = 5\%$). Esta relação foi muito baixa e inversamente proporcional (figura 13), como esperado, indicando que o aumento dos valores de NDVI resulta na redução do FI. Esta constatação foi observada anteriormente nesta secção na qual se verificou uma baixa relação da variável FI com a variável W, que por sua vez, está directamente

relacionada ao *NDVI*. Esta relação pode ser directa em muitos casos (Fernandes, Botelho, Rego & Loureiro, 2009).



IC – intervalo de confiança.

Figura 13: Relação entre a FI das chamas estimado pelo modelo Stepwise 2 (2020) e o *NDVI*.

Com base na equação resultante da relação entre o FI e o *NDVI* foi obtido o mapa de distribuição espacial do comprimento das chamas nos diferentes níveis de cobertura (figura 14A). Este mapa, apresenta imprecisões devido à fraca relação de regressão existente entre o FI e o *NDVI*, não sendo recomendado o seu uso para fins de descrição do FI nesta região. Contudo, usando valores médios de dados de campo, esta tendência pode ser descrita (figura 14B) combinando com o mapa de níveis de cobertura de copa (figura 14A).

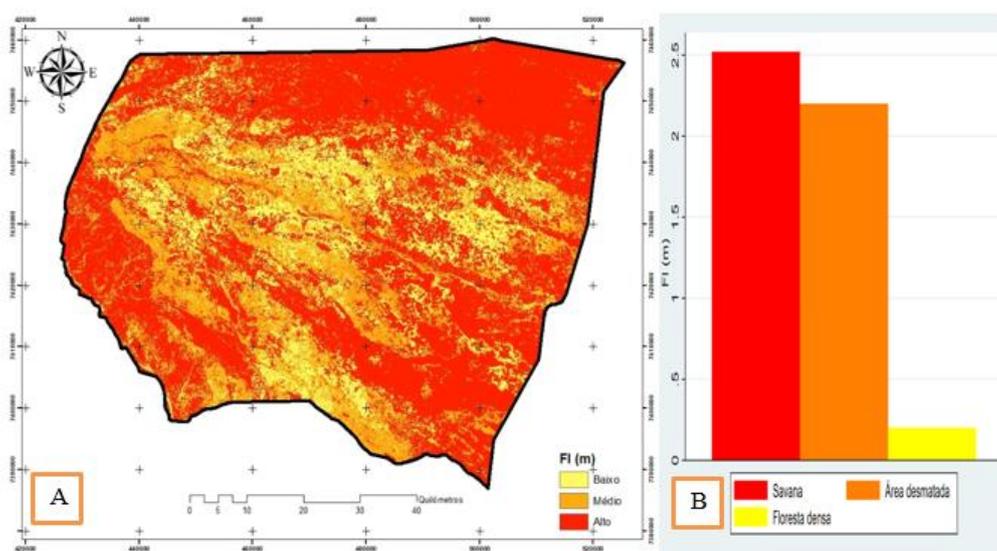


Figura 14: Comprimento das chamas (FI) nos diferentes níveis de cobertura de copa (A e B).

Dada a imprecisão do modelo de FI para representar espacialmente esta variável, foram usados os dados de campo para a caracterização do fogo. Deste modo, a extrapolação para outras parcelas do inventário florestal foi feita usando o modelo Stepwise 2 (2020), para os 3 níveis de cobertura de copa. Assim, o FI médio foi de 1,23 m num intervalo de confiança entre [0,234 a 2,226 m] ($\alpha = 5\%$), variando de baixo (nas áreas densas), médio (nas áreas desmatadas) e médio a alto (nas áreas de savana) (figura 15B).

No estudo realizado por Fernandes (2009), em queimadas prescritas para fogos de superfície nas áreas de *Pinus pinaster* em Portugal, foram obtidos valores de FI entre 0,5 a 4 m. Este intervalo incorpora os valores encontrados neste estudo.

Em outro estudo realizado na África do Sul por Van, Le, & Kruger (1985), usando o modelo de Rothemel em florestas de montanha, obteve FI entre 2,8 a 7 m. Estes resultados estão desconhecidos com os resultados obtidos deste estudo. Uma possível explicação é a de que o clima e o material combustível das duas regiões aonde foram desenvolvidos estes experimentos são completamente distintos, embora ambos tenham tomado em conta incêndios de superfície. Realidade similar pode ser observada no estudo realizado por Hély *et al.* (2003), sobre a caracterização de combustíveis e comportamento ao fogo, em queimadas experimentais em savanas de gramíneas no oeste da Zâmbia, tendo estes autores encontrado valores de FI entre 0,30 a 2 m em planícies inundadas, dominadas por gramíneas.

De notar que boa parte das queimadas prescritas realizadas teve uma propagação bem sucedida em áreas com predominância de gramíneas. Pettinari, & Chuvieco (2017), num estudo global sobre simulação do comportamento do fogo, também obtiveram resultado muito similar, tendo estes, estimado uma média de 0,39 m para esta variável em área também de gramíneas.

De ponto de vista de manejo florestal, o FI determina o tamanho do aceiro (Cheney & Sullivan, 2008; Plucinski, 2019; Ausonio, Bagnerini & Ghio, 2021).

As características deste parâmetro em Combomune indicam que o aceiro é necessário nas áreas de Savana e em áreas desmatadas pelo facto destas áreas ocorrerem queimadas com maior FI, enquanto em áreas de floresta densa, as queimadas dispensam aceiros, isto porque muito deste material, mesmo com dimensões suficientes para queimar, a sua descontinuidade é muito grande. Por outro lado, estas áreas estão desprovidas de material combustível perigoso, sucedendo à extinção rápida e espontânea do fogo sem a necessidade de nenhuma acção para extinguir o fogo.

4.4.3 Intensidade

Os modelos de I mostraram-se imprecisos para estimativa deste parâmetro ($p > 0,05$), indicando que nenhuma das variáveis de entrada de ambos modelos testados (Ac, Wlf e W), não explicam estatisticamente, de forma satisfatória a I. Deste modo, não foi necessário fazer a comparação de médias para avaliar o desempenho entre os modelos e destes em relação ao *FRP* (tabela 19).

Tabela 19: Estatísticas de validação dos modelos de I do fogo.

Modelo	Prob > F (p)	RMSE	R ² _{Ajust}	Autor
$I = e^{0,2758002 \cdot \ln(Ac) + 2,905}$	0,0765	0,781	0,43	Byram (1959)
$I = 6233,92 \cdot Wlf + 0,77745 \cdot W + 23,946$	0,5122	25,48	-0,07	Bidwell e Engle, 1991

F – Valor calculado; RAj² – Coeficiente de determinação ajustado; P – Probabilidade da variável; RMSE – raiz quadrada média do erro. I - intensidade da linha de fogo (kw); W - peso do material combustível (kg/ha).

4.4.3.1 Caracterização e mapeamento

A caracterização da I foi feita pela descrição das características do *FRP*, deste modo, foram observados um total de 535 focos durante o período em análise, para o mês de setembro. A I média foi de 39,316 KW num intervalo de confiança entre [-3,152 a 81,785 KW] e um desvio padrão de 42,47 KW.

Os valores máximo e mínimo verificados no rol de dados foi de 380,3 e 4 KW, respectivamente. Usando a classificação descrita por Alexander & Cruz (2019), a I do fogo desta região é baixa. Muitos estudos comprovam esta tendência de I média à baixa na maioria dos ecossistemas da região tropical do continente africano.

A título de exemplo, 3 estudos, um realizado por N'dri (2018), sobre as estações que afetam o comportamento do fogo nas florestas de savana da África ocidental, estimou uma média de I médio de 1416 KW, num intervalo de confiança entre [1164 a 1668 KW], no início da estação seca.

Trollope, (2003), num estudo sobre os efeitos ecológicos do fogo nos ecossistemas sul-africanos obteve I entre 25 a 1341 KW. Em Moçambique, Soares (2017), estudou a relação entre as mudanças de uso e cobertura de terra e as queimadas em florestas de miombo, no Gurué, uma I média de 70,2 KW.

4.4.3.2 Densidade e intensidade de queimadas

A densidade de média de focos de queimadas foi de 0,112 queimadas/km² [0,1 a 0,124 queimadas/km²] ($\alpha = 5\%$). A maior densidade de focos de queimada verifica-se no noroeste, chegando a 0,82 queimadas/km². Já as áreas de densidade intermédia encontram-se distribuídas em toda a região este e norte do posto administrativo de Combomune (figura 15A). Estas regiões estão, frequentemente, associadas áreas desmatadas, sobretudo a 2WDC, aonde também é verificada a maior I média de queimadas, 223,5 KW (figura 15B). Contrariamente, foi observada uma menor densidade de focos de queimadas na parte central, oeste e sudoeste, com uma densidade de 0 a 0,09 queimadas/km² (figura 15A). Estas áreas, por sua vez, estão associadas a florestas densas, como o caso de 2FEA e de 2FDC e por conseguinte com baixa I média (figura 15B).

Portanto, o tipo florestal associada a exploração de lenha e carvão pode ter uma forte ligação com a ocorrência de queimadas nestes ecossistemas. A título de exemplo, um estudo realizado por Sedano *et al.* (2020), sobre o monitoramento de degradação florestal pela exploração de carvão vegetal, evidenciou mudanças decorrentes da exploração de carvão vegetal em áreas de 2WDC nesta região.

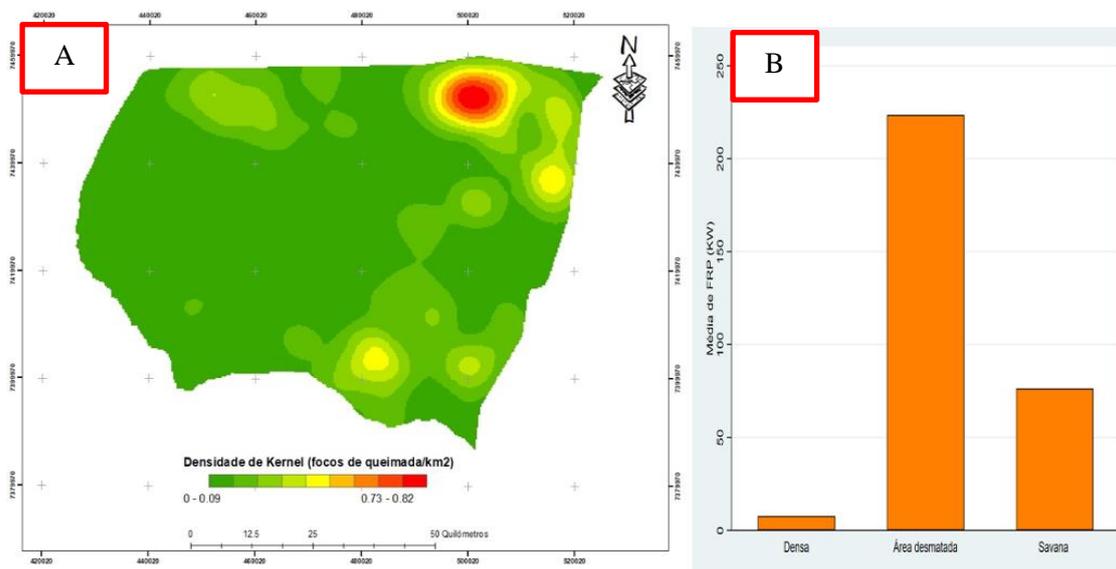


Figura 15: Densidade de queimadas para os diferentes níveis cobertura de copa.

A análise de autocorrelação espacial de Moran's com base no *FRP* evidencia estatisticamente que existe uma alta probabilidade de que a distribuição espacial de focos de queimada no posto administrativo de Combomune segue uma distribuição agregada ($p = 0,0$; pontuação $Z = 7,713359$; Índice de Moran's = 0,122055) (figura 17A). Pronunciando, deste modo, a existência

de alguma relação da distribuição do material combustível nesta região e a distribuição espacial de focos ou queimadas no geral nesta região.

Complementarmente, a análise de Getis-Ord General G, mostrou que existe uma alta probabilidade de que a agregação resultante, é de valores altos de *FRP* ($p = 0,002459$; pontuação $Z = 3,182793$; G geral = $0,000024$) (figura 17B). Estas evidências também comprovam que existe uma associação entre o nível de cobertura e consequente tipo de combustível com a ocorrência de queimadas de maior I.

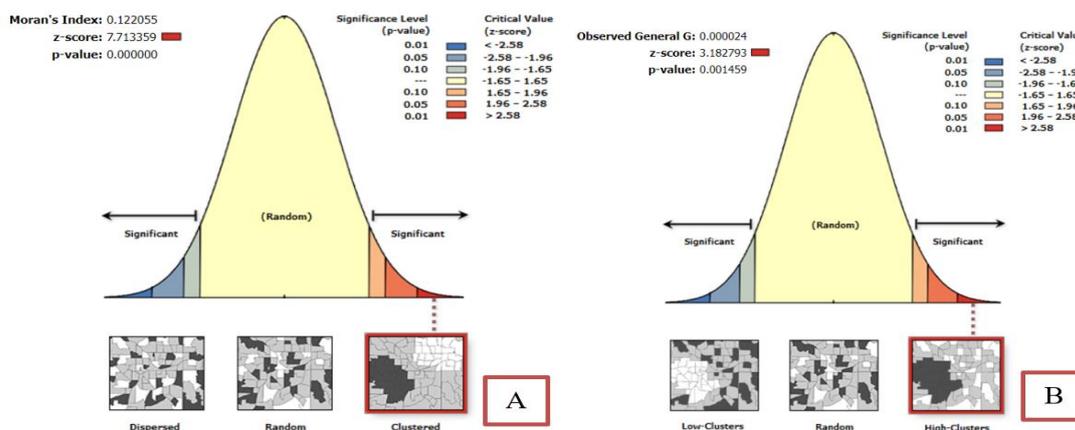


Figura 16: Autocorrelação espacial do *FRP* dos focos de queimada em Combomune: autocorrelação espacial de Moran's (A) e Getis-Ord General G (B).

Estas evidências também podem ser confirmadas por vários autores. O'Brien *et al.* (2016), que verificou uma tendência de combustíveis mais espessos queimarem com maior I que os mais finos em Nevada, nos EUA.

Marchal, Cumming & McIntire (2017), demonstrou que os tipos de cobertura influenciam no regime de queimadas num estudo realizado numa floresta do Québec, Canada. Briones-Herrera *et al.* (2022), analisou a distância de agregação de focos de queimada entre os tipos de material combustível, tendo verificado distâncias maiores de agregação em áreas arbustivas e distâncias menores em áreas de floresta densa no México.

Os resultados mostram que, embora se tenha verificado uma R relativamente baixa em áreas desmatadas, comparativamente as áreas de savana e densa, a I foi maior em áreas desmatadas quando comparado com as savanas. De acordo vários estudos de caso (Ryan, & Williams, 2011; Vadrevu, Lasko, Giglio, & Justice, 2015), verifica-se que altos valores de *FRP* estão fortemente relacionados com altos níveis de consumo de W.

Ademais, foi verificado que todos os parâmetros do comportamento do fogo analisados (R, Fl e I) apresentaram menor valor em áreas de floresta densa, aonde existe uma baixa quantidade de y e maior quantidade de W, bem como maior, frequência de árvores com DAP superior a 7,6 cm, tal como previsto por Rothermel (1972), na sua teoria sobre materiais combustíveis em incêndios de superfície, segundo a qual, todo o material combustível com DAP superior a 7,6 cm, geralmente não queimam em incêndios de superfície.

Assim, como a I de fogo baixa não provoca a morte nem danos significativos as plantas, sobretudo adultas (Baxter & Getz, 2005), e inclusive pode favorecer a germinação das sementes das árvores (Knox & Clarke, 2006). É provável que a mortalidade e outros danos directos, resultantes da I do fogo, não tenham sido de grande magnitude e inclusive tenha contribuído para regeneração de espécies arbóreas em Combomune.

5 Conclusões e recomendações

5.1 Conclusões

As características do material combustível variou em quantidade e tipo de material nos diferentes níveis de cobertura florestal:

1. Em áreas de cobertura florestal entre 0 a 35% (2003,4 km²) observou-se a menor carga de material combustível W, com uma média de 1,014 ton/ha, num intervalo de confiança entre [0,4 a 1,62 ton/ha] ($\alpha=5\%$), porém, com a maior carga de material combustível y, 4,23 ton/ha, em um intervalo de confiança entre [3,44 a 5,02 ton/ha] ($\alpha=5\%$) e uma FMF de *MmsI* média de 3,7%, num intervalo de confiança de [2,3 a 5,2%] ($\alpha=5\%$), geralmente com até 1-h de timelag.
2. As áreas de cobertura igual a 35% e inferiores a 90% (1795 km²) apresentaram uma carga média de material combustível intermédia, tanto para W, 16,85 ton/ha num intervalo de confiança entre [16,85 a 22,38 ton/ha] ($\alpha=5\%$), como para y, 1,32 ton/ha nesta área, e um intervalo de confiança variando entre [0,76 a 1,89 ton/ha] ($\alpha = 5\%$), porém, a FMF de *MmsI* (até 100-h de timelag) apresentou uma média de 10,5% num intervalo de confiança de [5,7 a 15,2%] ($\alpha=5\%$).
3. Por seu turno, as áreas de cobertura entre 90 a 100% (421,1 km²) de cobertura apresentaram a maior carga de W com uma média de 29,7 ton/ha num intervalo de confiança entre [25,4 a 33,9 ton/ha] ($\alpha=5\%$), entretanto, com uma carga de y média menor, 0,541 ton/ha, num intervalo de confiança entre [0,465 a 0,617 ton/ha] ($\alpha = 5\%$), apresentando a FMF do material *MmsI* muito variável, com a média de 4,45% num intervalo de confiança de [1,53 a 7,36 %] ($\alpha=5\%$), variando de 1 a 100-h de timelag.
4. As áreas com predominância de material combustível graminal podem ser usadas para gestão do fogo, alterando o comportamento do fogo através do manejo.

Os modelos de comportamento do fogo apresentaram um desempenho variado para os diferentes níveis de cobertura de copa, sendo os modelos de R, os que tiveram o melhor desempenho, seguidos de Fl e I, respectivamente. Do mesmo modo, verificou-se que:

1. Entre os modelos de R, o modelo matemático de Fernandes (2001), $R = -0,003297 * \exp[(0,72430 * MmsI)] + 0,416$ ($R^2_{\text{ajust}} = 0,88$; $RMSE = 0,04378$), apresentou o melhor desempenho, enquanto os modelo criado pelo procedimento

Stepwise 5 (2020), apresentou o pior desempenho estatisticamente, entre os modelos comparados, $R = -0,003297 * \frac{T * h}{V} + 0,602588$ ($R^2_{Ajust} = 0,4255$; $RMSE = 0,09734$).

2. Para os modelos de FI, verificou-se que o modelo *stepwise 2* (2022), $FI = 1,2022 * Ac + 0,040$ ($R^2_{Ajust} = 0,9978$; $RMSE = 0,04706$), apresentou um desempenho estatisticamente igual ao modelo de *Gould et al. (2007)*, ($R^2_{Ajust} = 0,7842$; $RMSE = 0,4625$), entretanto, com melhores estatísticas de ajuste.
3. Os modelos de I ajustados apresentaram ajustes não satisfatórios, devido à baixa correlação entre este parâmetro com as variáveis independentes W, Wlf e Ac cuja estatística de ajuste $p > 5\%$, não sendo recomendado o seu uso para estimativa deste parâmetro nesta região.

A R média foi de 0,17 m/s, classificada como média. Entretanto, a maior média de R foi verificada em áreas de Savana (0 a 35% de cobertura de copa) e áreas desmatadas (35 a 90% de cobertura de copa), 0,31 m/s e 0,19 m/s, respectivamente e a menor R em áreas de floresta densa (90 a 100% de cobertura de copa), com uma R média de 0,01 m/s.

O FI médio foi de 1,23 m num intervalo de confiança entre [0,234 a 2,226 m] ($\alpha = 5\%$), tendo variado de baixo em áreas densas, médio nas áreas desmatadas e médio a alto nas áreas de savana.

Foi encontrada uma I pouco danosa para estes ecossistemas, com uma média de 39,316 KW num intervalo de confiança entre [-3,152 a 81,785 KW].

A metodologia delineada neste estudo oferece uma abordagem bastante simplificada e válida para o mapeamento e caracterização do material combustível bem como a modelagem e caracterização do comportamento do fogo, usando recursos de sensoriamento através de imagens obtidas gratuitamente, reduzindo os esforços de levantamento e usando tecnologias de baixo custo. Assim, os modelos de comportamento do fogo podem ser empregues no planeamento de queimadas prescritas futuras nesta área de estudo.

5.2 Recomendações

Futuros estudos podem usar abordagens de modelagem do material combustível mais detalhada e modelar o material combustível nas áreas aonde se desenvolveu o presente estudo e não se basear apenas em análises dos parâmetros do comportamento do fogo baseado nos níveis de cobertura de copa, já que estas análises podem ignorar em grande medida as características do material combustível.

Estudos futuros devem, igualmente, levar em consideração o uso de medidores das variáveis meteorológicas (anemómetro, termómetro e hidrómetro) em tempo real para garantir uma maior precisão destes dados.

Sendo o y um material combustível importante para a ignição e propagação do fogo no posto administrativo de Combomune, recomenda-se que futuras pesquisas façam queimadas controladas no laboratório, onde se pode controlar as condições do ambiente, usando este material como forma de se ter uma melhor compreensão dos parâmetros do fogo nesta classe de material combustível.

Mesmo que as queimadas não representem uma ameaça directa muito importante de ponto de vista de danos aos ecossistemas de mopane no posto administrativo de Combomune atualmente, já que ocorrem principalmente em áreas de predominância de gramíneas (savanas e áreas desmatadas), é possível que com as mudanças climáticas aliada as alterações dos padrões estruturais e de composição decorrentes da exploração, sobretudo de *Colophospermum mopane*, resulte em áreas mais abertas e com predominância de gramíneas (desmatadas), fazendo com que tanto o comportamento, assim como o regime de queimadas alterem futuramente. Por isso, recomenda-se que:

1. Façam-se estudos para compreender a influência das mudanças climáticas e o desmatamento para a produção de lenha e carvão sobre as alterações de comportamento e regime de queimadas no futuro, nesta região.
2. As áreas de grande interesse ecológico, económico e social façam queimadas prescritas em áreas de gramíneas para o controlo do fogo através da redução do material combustível, por outro lado, para o manejo do pasto;
3. As queimas prescritas para prevenir incêndios florestais em áreas de floresta densa nesta região não são necessárias já que apresentam alta descontinuidade de material combustível. Por outro lado, quase não ocorre material combustível perigoso.

4. O aumento da cobertura florestal nativa, sobretudo com espécies de *Colophospermum mopane*, que para além de ser a espécie mais dominante destes ecossistemas, apresenta alta competitividade, reduzindo a ocorrência de gramíneas, mantendo estes ecossistemas mais resilientes ao fogo e mais sustentados.

Embora os modelos de R e FI para a predição do comportamento do fogo, criados e ajustados neste estudo, tenham apresentado bons resultados de ajuste, estudos adicionais são necessários para garantir a aplicabilidade acurada destes modelos. Adicionalmente, é muito importante que estes modelos sejam testados em outras regiões de Moçambique, sobretudo em áreas de conservação, onde as mudanças climáticas colocam grandes desafios para o manejo florestal dessas áreas.

6 Referências bibliográficas

Abedi Gheshlaghi, H. (2019). Using GIS to develop a model for forest fire risk mapping. *Journal of the Indian Society of Remote Sensing*, 47(7), 1173-1185.

ACS (2014): Changes in Ecosystem Services (ACES) and Wellbeing in Mozambican Woodlands (2014). Land use /Land cover for BBN

Adab, H., Kanniah, K. D., & Solaimani, K. (2013). Modeling forest fire risk in the northeast of Iran using remote sensing and GIS techniques. *Natural hazards*, 65(3), 1723-1743.

Adou, J. K., Brou, A. D. V., & Porterie, B. (2015). Modeling wildland fire propagation using a semi-physical network model. *Case Studies in Fire Safety*, 4, 11-18.

Agee, J. K., & Skinner, C. N. (2005). Basic principles of forest fuel reduction treatments. *Forest ecology and management*, 211(1-2), 83-96.

Ahmed, B., & Ahmed, R. (2012). Modeling urban land cover growth dynamics using multi-temporal satellite images: a case study of Dhaka, Bangladesh. *ISPRS International Journal of Geo-Information*, 1(1), 3-31.

Albini, F. A. (1976). *Estimating wildfire behavior and effects* (Vol. 30). Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station.

Albini, F. A. (1984). Wildland Fires: Predicting the behavior of wildland fires—among nature's most potent forces-can save lives, money, and natural resources. *American Scientist*, 72(6), 590-597.

Albini, F. A., & Anderson, E. B. (1982, June). Predicting fire behavior in US Mediterranean ecosystems. In CE Conrad, and WC Oechel, technical coordinators. *Proceedings of the symposium on dynamics and management of Mediterranean-type ecosystems*. USDA Forest Service General Technical Report. PSW-58 (pp. 483-489).

Albrecht, W. S., Albrecht, C. C., & Albrecht, C. O. (2004). Fraud and corporate executives: Agency, stewardship and broken trust. *Journal of Forensic Accounting*, 5(1), 109-130.

Alexander, D. A., & Walker, L. G. (2000). Is my stress greater than yours? A comparison of policemen and firemen. *International Journal of Police Science & Management*, 2(4), 303-312.

- Alexander, M. E., & Cruz, M. G. (2019). Fireline Intensity.
- Alves, M. V. G., Batista, A. C., Soares, R. V., Koehler, H. S., & Pereira, J. F. (2009). Modelagem de umidade do material combustível, baseada em variáveis meteorológicas. *Floresta*, 39(1).
- Amiro, B. D., Todd, J. B., Wotton, B. M., Logan, K. A., Flannigan, M. D., Stocks, B. J., .. & Hirsch,+K. G. (2001). Direct carbon emissions from Canadian forest fires, 1959-1999. *Canadian Journal of Forest Research*, 31(3), 512-525.
- Andrews, P. L. (2005, November). Fire danger rating and fire behavior prediction in the United States. In *Proceedings of the Fifth NRIFD Symposium, International Symposium on Forest Fire Protection, Mitaka, Tokyo, Japan* (Vol. 30, pp. 106-117).
- Andrews, P. L. (2009). BehavePlus fire modeling system, version 5.0: Variables. *Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-213 Revised*. Fort Collins, CO: Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 111 p., 213.
- Andrews, P. L., Bevins, C. D., & Seli, R. C. (2005). BehavePlus fire modeling system, version 4.0: User's Guide. *Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-106 Revised*. Ogden, UT: Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 132p., 106.
- Aranda, U. D. (2003). *Dendrometría*. Editorial Paraninfo.
- Area, K. F. R. (2007). Resource area-wide fire management.
- Arone, E. A. N. (2002). *Análise espacial das queimadas florestais em Moçambique* (Bachelor's thesis, Universidade Eduardo Mondlane).
- Arroyo, L. A., Pascual, C., & Manzanera, J. A. (2008). Fire models and methods to map fuel types: the role of remote sensing. *Forest ecology and management*, 256(6), 1239-1252.
- Ausonio, E., Bagnerini, P., & Ghio, M. (2021). Drone swarms in fire suppression activities: a conceptual framework. *Drones*, 5(1), 17.
- Babrauskas, V. (2002). Ignition of wood: a review of the state of the art. *Journal of Fire Protection Engineering*, 12(3), 163-189.

Badia, A., Saurí, D., Cerdan, R., & Llurdés, J. C. (2002). Causality and management of forest fires in Mediterranean environments: an example from Catalonia. *Global Environmental Change Part B: Environmental Hazards*, 4(1), 23-32.

Baishya, R., Barik, S. K., & Upadhaya, K. (2009). Distribution pattern of aboveground biomass in natural and plantation forests of humid tropics in northeast India. *Tropical ecology*, 50(2), 295.

Bajjouk, T., Jauzein, C., Drumetz, L., Dalla Mura, M., Duval, A., & Dubois, S. F. (2020). Hyperspectral and lidar: complementary tools to identify benthic features and assess the ecological status of Sabellaria alveolata reefs. *Frontiers in Marine Science*, 7, 575218.

Bandeira R., Ossene L. A., Remane I. (2015). Avaliação da Incidência de Queimadas no Ecosistema de Mopane no Distrito de Mabalane de 2002 a 2011.

Bandeira, R. R., Mate, R., & Cumbane, M. N. (2011). Análise da Vulnerabilidade do Ecosistema de Mopane na Zona Sul de Moçambique.

Bandeira, R. R., Ribeiro, N., Quenhé, C. D. S., Muzime, I., Ossene, A., Nyamasoka, B., .. & Patrick, C. (2012, September). Spatial dynamic of the Mabalane Mopane ecosystem degradation and its association with wildfires in southern Mozambique: What implications for biodiversity and people's livelihoods. UEM/DEF. In *Third RUFORUM Biennial Meeting*.

Bastarrika, A., Chuvieco, E., & Martín, M. P. (2011). Automatic burned land mapping from MODIS time series images: Assessment in Mediterranean ecosystems. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 49(9), 3401-3413.

Batista, A. C. (2000). Mapas de risco: uma alternativa para o planejamento de controle de incêndios florestais. *Floresta*, 30(1/2).

Batista, A. C., Beutling, A., & Pereira, J. F. (2013). Estimativa do comportamento do fogo em queimas experimentais sob povoamentos de Pinus elliottii. *Revista Árvore*, 37, 779-787.

Batista, A. C., Beutling, A., & Pereira, J. F. (2013). Estimativa do comportamento do fogo em queimas experimentais sob povoamentos de Pinus elliottii. *Revista Árvore*, 37, 779-787.

Batista, A. C., Beutling, A., & Pereira, J. F. (2013). Estimativa do comportamento do fogo em queimas experimentais sob povoamentos de Pinus elliottii. *Revista Árvore*, 37, 779-787.

- Baumert, S., Luz, A. C., Fisher, J., Vollmer, F., Ryan, C. M., Patenaude, G., .. & Macqueen, D. (2016). Charcoal supply chains from Mabalane to Maputo: Who benefits?. *Energy for Sustainable Development*, 33, 129-138.
- Baxter, P. W., & Getz, W. M. (2005). A model-framed evaluation of elephant effects on tree and fire dynamics in African savannas. *Ecological Applications*, 15(4), 1331-1341.
- Belgiu, M., & Drăguț, L. (2014). Comparing supervised and unsupervised multiresolution segmentation approaches for extracting buildings from very high resolution imagery. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 96, 67-75.
- Belongie, B. L., & Minnich, R. A. (2018). Fire Weather Principles. *Fire in California's Ecosystems*, 27.
- Benson, R. P., Roads, J. O., & Weise, D. R. (2008). Climatic and weather factors affecting fire occurrence and behavior. *Developments in Environmental Science*, 8, 37-59.
- Bessie, W. C., & Johnson, E. A. (1995). The relative importance of fuels and weather on fire behavior in subalpine forests. *Ecology*, 76(3), 747-762.
- Beutling, A. (2009). Modelagem do comportamento do fogo com base em experimentos laboratoriais e de campo.
- Bezerra, U. A., de Oliveira, L. M. M., Candeias, A. L. B., da Silva, B. B., Leite, A. C. L. D. S., & Silva, L. T. M. D. S. (2019). Comparativo do Índice de Vegetação de Diferença Normalizada (NDVI) entre os Sensores OLI-Satélite LANDSAT-8 e MSI-Satélite Sentinel-2 em Região Semiárida. *Anuário do Instituto de Geociências*, 41(3), 167-177.
- Bidwell, T. G., & Engle, D. M. (1991). Behavior of headfires and backfires on tallgrass prairie. In *International Symposium Fire And Environment: Ecological And Cultural Perspectives* (pp. 344-350).
- Bila, J. M., & Mabjaia, N. (2012). Crescimento e fitossociologia de uma floresta com *Colophospermum mopane*, em Mabalane, Província de Gaza, Moçambique. *Pesquisa Florestal Brasileira*, 32(72), 421.
- Bila, J. M., Sanquetta, C. R., Dalla Corte, A. P., & de Freitas, L. J. M. (2018). Distribuição diamétrica e principais espécies arbóreas presentes nos ecossistemas de Miombo, Mopane e Mecrusse em Moçambique. *Pesquisa Florestal Brasileira*, 38.

- Bilgili, E., & Saglam, B. (2003). Fire behavior in maquis fuels in Turkey. *Forest Ecology and Management*, 184(1-3), 201-207.
- Boschetti, L., Roy, D. P., Giglio, L., Huang, H., Zubkova, M., & Humber, M. L. (2019). Global validation of the collection 6 MODIS burned area product. *Remote sensing of environment*, 235, 111490.
- Botelho, H. S., & Ventura, J. (1990). Modelos de comportamento do fogo. *A técnica do fogo controlado. Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro: Vila Real*, 49-55.
- Bourbigot, S., Duquesne, S., Fontaine, G., Bellayer, S., Turf, T., & Samyn, F. (2008). Characterization and reaction to fire of polymer nanocomposites with and without conventional flame retardants. *Molecular crystals and liquid crystals*, 486(1), 325-1367.
- Bourlière, F., & Hadley, M. (1970). The ecology of tropical savannas. *Annual review of Ecology and Systematics*, 1(1), 125-152.
- Box, G. E. P. & Cox, D. R. (1964). An analysis of transformations. *Journal of the Royal Statistical Society, Series B*. 26 211-46.
- Briones-Herrera, C. I., Vega-Nieva, D. J., Briseño-Reyes, J., Monjarás-Vega, N. A., López-Serrano, P. M., Corral-Rivas, J. J., .. & Jolly, W. M. (2022). Fuel-Specific Aggregation of Active Fire Detections for Rapid Mapping of Forest Fire Perimeters in Mexico. *Forests*, 13(1), 124.
- Broge, N. H., & Leblanc, E. (2001). Comparing prediction power and stability of broadband and hyperspectral vegetation indices for estimation of green leaf area index and canopy chlorophyll density. *Remote sensing of environment*, 76(2), 156-172.
- Brose, P. H. (2010). Long-term effects of single prescribed fires on hardwood regeneration in oak shelterwood stands. *Forest Ecology and Management*, 260(9), 1516-1524.
- Brown, A. A., & Davis, K. P. (1973). Forest fire: control and use.
- Brown, S. (1981). A comparison of the structure, primary productivity, and transpiration of cypress ecosystems in Florida. *Ecological Monographs*, 51(4), 403-427.
- Burger, D. M., & Delitti, W. B. C. (2008). Allometric models for estimating the phytomass of a secondary Atlantic Forest area of southeastern Brazil. *Biota Neotropica*, 8, 131-136.

- Byram GM (1959) Combustion of forest fuels. In: Davis KP (ed) Forest fire: control and use. McGraw-Hill, New York, pp 61–89
- Byram, G. M. (2004). Some principles of combustion and their significance in forest fire behavior. *Fire Managementtoday*, 37.
- Campbell, B. M. (Ed.). (1996). *The Miombo in transition: woodlands and welfare in Africa*. Cifor.
- Campbell, J. W., Hanula, J. L., & Waldrop, T. A. (2007). Effects of prescribed fire and fire surrogates on floral visiting insects of the blue ridge province in North Carolina. *Biological conservation*, 134(3), 393-40.
- Carapau, Â. D. F. N. (2022). *Modelação através de espectroscopia de infravermelho próximo para estimar os teores de proteína, fibra e humidade em pastagens permanentes* (Master's thesis, Universidade de Évora).
- Cardoso, A. W., Oliveras, I., Abernethy, K. A., Jeffery, K. J., Lehmann, D., Edzang Ndong, J., .. & Malhi, Y. S. (2018). Grass species flammability, not biomass, drives changes in fire behavior at tropical forest-savanna transitions. *Frontiers in forests and global change*, 1, 6.
- Carmel, Y., Paz, S., Jahashan, F., & Shoshany, M. (2009). Assessing fire risk using Monte Carlo simulations of fire spread. *Forest Ecology and Management*, 257(1), 370-377.
- Carpenter, F. L., & Recher, H. F. (1979). Pollination, reproduction, and fire. *The American Naturalist*, 113(6), 871-879.
- Carpenter, F. L., & Recher, H. F. (1979). Pollination, reproduction, and fire. *The American Naturalist*, 113(6), 871-879.
- Castro, S. M., Sanchez-Azofeifa, G. A., & Sato, H. (2018). Effect of drought on productivity in a Costa Rican tropical dry forest. *Environmental Research Letters*, 13(4), 045001.
- Catry, F. X. (2017). Dinâmicas de recuperação de povoamentos florestais de sobreiro após incêndio. In *Workshop: O papel da gestão agro-florestal na prevenção e recuperação pós-fogo em montados, 23 Novembro 2017*.
- Certini, G. (2005). Effects of fire on properties of forest soils: a review. *Oecologia*, 143(1), 1-10.

- Chang, D., & Song, Y. (2009). Comparison of L3JRC and MODIS global burned area products from 2000 to 2007. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 114(D16).
- Charles-Dominique, T., Davies, T. J., Hempson, G. P., Bezeng, B. S., Daru, B. H., Kabongo, R. M., .. & Bond, W. J. (2016). Spiny plants, mammal browsers, and the origin of African savannas. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(38), E5572-E5579.
- Charles-Dominique, T., Midgley, G. F., Tomlinson, K. W., & Bond, W. J. (2018). Steal the light: shade vs fire adapted vegetation in forest–savanna mosaics. *New Phytologist*, 218(4), 1419-1429.
- Chen, D., Li, Y., Wang, C., Liu, X., Wang, Y., Shen, J., .. & Wu, J. (2019). Dynamics and underlying mechanisms of N₂O and NO emissions in response to a transient land-use conversion of Masson pine forest to tea field. *Science of the Total Environment*, 693, 133549.
- Chen, D., Shevade, V., Baer, A., & Loboda, T. V. (2021). Missing burns in the high northern latitudes: the case for regionally focused burned area products. *Remote Sensing*, 13(20), 4145.
- Cheney, F., & Butler, J. (1968). The effects of ultrasonically-produced aerosols on airway resistance in man. *Anesthesiology*, 29(6), 1099-1106.
- Cheney, P., & Sullivan, A. (Eds.). (2008). *Grassfires: fuel, weather and fire behaviour*. Csiro Publishing.
- Chowdary, V., Gupta, M. K., & Singh, R. (2018). A Review on Forest Fire Detection Techniques: A Decadal Perspective. *Networks*, 4, 12.
- Cochrane, M. A. & Ryan, K. C. (2009). Fire Ecology Fire and fire ecology: Concepts and principles. Vol. 10.
- Coelho, A. L. N., & Correa, W. D. S. C. (2013). Temperatura de Superfície Celsius do Sensor TIRS/LANDSAT-8: metodologia e aplicações. *Revista Geográfica Acadêmica*, 7(1), 31-45.
- Cohen, J. D. (2004). Relating flame radiation to home ignition using modeling and experimental crown fires. *Canadian Journal of Forest Research*, 34(8), 1616-1626.
- Congalton, R. G. (2001). Accuracy assessment and validation of remotely sensed and other spatial information. *International Journal of Wildland Fire*, 10(4), 321-328.

Correia, M. P. (2017). Impacto dos incêndios rurais sobre a regulação da qualidade da água e serviços ecossistémicos associados: avaliação biofísica e socioeconómica.

Countryman, C. M. The concept of fire environment. *Fire Managementtoday*, v. 49, 2004.

Couto, E. A., & Cândido, J. F. (1980). Incêndios florestais. *Universidade Federal de Viçosa*.

Cruz, M. G., Alexander, M. E., Sullivan, A. L., Gould, J. S., & Kilinc, M. (2018). Assessing improvements in models used to operationally predict wildland fire rate of spread. *Environmental Modelling & Software*, 105, 54-63.

D'Antonio, C. M., & Chambers, J. C. (2006). Using ecological theory to manage or restore ecosystems affected by invasive plant species. *Foundations of restoration ecology*, 260-279.

Dale, V. H., Joyce, L. A., McNulty, S., Neilson, R. P., Ayres, M. P., Flannigan, M. D., ..& Simberloff, D. (2001). Climate change and forest disturbances: climate change can affect forests by altering the frequency, intensity, duration, and timing of fire, drought, introduced species, insect and pathogen outbreaks, hurricanes, windstorms, ice storms, or landslides. *BioScience*, 51(9), 723-734.

Daniau, A. L., Bartlein, P. J., Harrison, S. P., Prentice, I. C., Brewer, S., Friedlingstein, P., .. & Zhang, Y. (2012). Predictability of biomass burning in response to climate changes. *Global Biogeochemical Cycles*, 26(4).

Davis, G., Nichols, M. D., Tuttle, A. E., & Allshouse, W. (2000). Structural fire prevention field guide.

de Dios, V. R., Fellows, A. W., Nolan, R. H., Boer, M. M., Bradstock, R. A., Domingo, F., & Goulden, M. L. (2015). A semi-mechanistic model for predicting the moisture content of fine litter. *Agricultural and Forest Meteorology*, 203, 64-73.

Deeming, J. E., Burgan, R. E., & Cohen, J. D. (1977). *The national fire-danger rating system-1978* (Vol. 39). Intermountain Forest and Range Experiment Station, Forest Service, US Department of Agriculture.

Desanker, P. V., Frost, P. G. H., Justice, C. O., & Scholes, R. J. (1997). The Miombo network: framework for a terrestrial transect study of land-use and land-cover change in the Miombo ecosystems of Central Africa: conclusions of the Miombo network Workshop, Zomba, Malawi, December 1995. *Global Change Report (Sweden)*.

Direcção Nacional de Florestas (DNAF) (2018). Inventário Florestal Nacional. Relatório Final. pp.39.

Dusseux, P., Hubert-Moy, L., Corpetti, T., & Vertès, F. (2015). Evaluation of SPOT imagery for the estimation of grassland biomass. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 38, 72-77.

Dwomoh, F. K., & Wimberly, M. C. (2017). Fire regimes and their drivers in the Upper Guinean Region of West Africa. *Remote Sensing*, 9(11), 1117.

Egas, A. F. (2012). Utilização de energia para fins domésticos e industriais nas cidades de Maputo e Matola.

Eidenshink, J., Schwind, B., Brewer, K., Zhu, Z. L., Quayle, B., & Howard, S. (2007). A project for monitoring trends in burn severity. *Fire ecology*, 3(1), 3-21.

El Houssami, M. (2017). Development of a numerical and experimental framework to understand and predict the burning dynamics of porous fuel beds.

Estebanez, C. M. (2018). *PyrSat-Prevention and response to wild fires with an intelligent Earth observation CubeSat* (Master's thesis, University of Cape Town).

Evans, D. D., Rehm, R. G., & Baker, E. S. (2004). *Physics-based modeling for wui fire spread: Simplified model algorithm for ignition of structures by burning vegetation*. US Department of Commerce, Technology Administration, National Institute of Standards and Technology.

FAO (2007). Fire Management. A Global Assessment 2006. Rome, Italy.

Feeley, K. J., Gillespie, T. W., & Terborgh, J. W. (2005). The Utility of Spectral Indices from LANDSAT ETM+ for Measuring the Structure and Composition of Tropical Dry Forests 1. *Biotropica: The Journal of Biology and Conservation*, 37(4), 508-519.

Fendell, F. E., & Wolff, M. F. (2001). Wind-aided fire spread. In *Forest Fires* (pp. 171-223). Academic Press.

Fernandes, P. (2006). Silvicultura preventiva e gestão de combustíveis: opções e optimização. *Incêndios Florestais em Portugal-Characterização, impactes e prevenção*. ISApress, Lisboa.

Fernandes, P. M. (2002). *Desenvolvimento de relações preditivas para uso no planeamento de fogo controlado em povoamentos de Pinus pinaster Ait* (Doctoral dissertation, PhD thesis, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Vila Real, Portugal.[in Portuguese]).

Fernandes, P. M., & Botelho, H. S. (2003). A review of prescribed burning effectiveness in fire hazard reduction. *International Journal of wildland fire*, 12(2), 117-128.

Fernandes, P., Gonçalves, H., Loureiro, C., Fernandes, M., Costa, T., Cruz, M. G., & Botelho, H. (2009, July). Modelos de combustível florestal para Portugal. In *Actas do 6o Congresso Florestal Nacional. SPCF, Lisboa, Portugal* (pp. 348-354).

Finney, M. A. (2005). The challenge of quantitative risk analysis for wildland fire. *Forest Ecology and Management*, 211(1-2), 97-108.

Flannigan, M. D., Stocks, B. J., & Wotton, B. M. (2000). Climate change and forest fires. *Science of the total environment*, 262(3), 221-229.

Flynn, K. C., Lee, T., Endale, D., Franzluebbbers, A., Ma, S., & Zhou, Y. (2021). Assessing Remote Sensing Vegetation Index Sensitivities for Tall Fescue (*Schedonorus arundinaceus*) Plant Health with Varying Endophyte and Fertilizer Types: A Case for Improving Poultry Manuresheds. *Remote Sensing*, 13(3), 521.

Foli, E. G., Alder, D., Miller, H. G., & Swaine, M. D. (2003). Modelling growing space requirements for some tropical forest tree species. *Forest Ecology and Management*, 173(1-3), 79-88.

Food, U. N. (2007). Fire management–Global assessment 2006.

Forthofer, J. M. (2007). *Modeling wind in complex terrain for use in fire spread prediction* (Doctoral dissertation, Colorado State University).

Freire, S., Carrão, H., & Caetano, M. R. (2002). Produção de cartografia de risco de incêndio florestal com recurso a imagens de satélite e dados auxiliares. *Instituto Geográfico Português: Lisbon, Portugal*.

Frost, P. (1996). The ecology of miombo woodlands. *The miombo in transition: woodlands and welfare in Africa*, 11-57.

Ganteaume, A., & Jappiot, M. (2013). What causes large fires in Southern France. *Forest Ecology and Management*, 294, 76-85.

Garcia-Haro, F. J., Gilabert, M. A., & Melia, J. (2001). Monitoring fire-affected areas using Thematic Mapper data. *International Journal of Remote Sensing*, 22(4), 533-549.

Ghobadi, G. J., Gholizadeh, B., & Dashliburun, O. M. (2012). Forest fire risk zone mapping from geographic information system in Northern Forests of Iran (Case study, Golestan province). *International Journal of Agriculture and Crop Sciences*, 4(12), 818-824.

Giglio, L. (2007). Characterization of the tropical diurnal fire cycle using VIRS and MODIS observations. *Remote Sensing of Environment*, 108(4), 407-421.

Giglio, L., Boschetti, L., Roy, D. P., Humber, M. L., & Justice, C. O. (2018). The Collection 6 MODIS burned area mapping algorithm and product. *Remote sensing of environment*, 217, 72-85.

Giglio, L., Descloitres, J., Justice, C. O., & Kaufman, Y. J. (2003). An enhanced contextual fire detection algorithm for MODIS. *Remote sensing of environment*, 87(2-3), 273-282.

Giglio, L., Randerson, J. T., & Van Der Werf, G. R. (2013). Analysis of daily, monthly, and annual burned area using the fourth-generation global fire emissions database (GFED4). *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 118(1), 317-328.

Giglio, L., Schroeder, W., & Justice, C. O., (2016). The Collection 6 MODIS active fire detection algorithm and fire products. *Remote Sensing of Environment*, 178:31-41.

Goldammer, J. G., & De Ronde, C. (Eds.). (2004). *Wildland fire management handbook for Sub-Saharan Africa*. African Minds.

González-Pérez, J. A., González-Vila, F. J., Almendros, G., & Knicker, H. (2004). The effect of fire on soil organic matter: a review. *Environment international*, 30(6), 855-870.

Govender, N., Trollope, W. S., & Van Wilgen, B. W. (2006). The effect of fire season, fire frequency, rainfall and management on fire intensity in savanna vegetation in South Africa. *Journal of Applied Ecology*, 43(4), 748-758.

Granemann, D. C., & Carneiro, G. L. (2009). Monitoramento de focos de incêndio e áreas queimadas com a utilização de imagens de sensoriamento remoto. *Revista de engenharia e tecnologia*, 1(1), Páginas-55.

Grant, P. B., & Samways, M. J. (2016). Use of ecoacoustics to determine biodiversity patterns across ecological gradients. *Conservation biology*, 30(6), 1320-1329.

Graz, F. P. (2005). *Structure and diversity of the dry woodland savanna of northern Namibia* (Doctoral dissertation, NiedersächsischeStaats-und UniversitätsbibliothekGöttingen).

Guan, Q., Yang, L., Guan, W., Wang, F., Liu, Z., & Xu, C. (2019). Assessing vegetation response to climatic variations and human activities: spatiotemporal *NDVI* variations in the Hexi Corridor and surrounding areas from 2000 to 2010. *Theoretical and applied climatology*, 135(3), 1179-1193.

Harmse, C. J., Dreber, N., & Trollope, W. S. (2019). Disc pasture meter calibration to estimate grass biomass production in the arid dunefield of the south-western Kalahari. *African Journal of Range & Forage Science*, 36(3), 161-164.

Hartford, R. A. (1993). Smoldering combustion limits in peat as influenced by moisture mineral content and organic bulk density.

He, Y., Guo, X., Dixon, P., & Wilmshurst, J. F. (2012). *NDVI* variation and its relation to climate in Canadian ecozones. *The Canadian Geographer/Le Géographe canadien*, 56(4), 492-507.

Heil, A., Yue, C., Mouillot, F., & Kaiser, J. W. (2021). ESA Climate Change Initiative–Fire_cci D1. 1 User Requirement Document (URD).

Hernández, F. J., Meraz Aragón, J. C., Vargas Larreta, B., & Nájera Luna, J. A. (2020). Diameter, height, basal area and volume growth of three pine species from Chihuahua, Mexico. *Revista mexicana de ciencias forestales*, 11(60), 120-143.

Hessl, A. E., McKenzie, D., & Schellhaas, R. (2004). Drought and Pacific Decadal Oscillation linked to fire occurrence in the inland Pacific Northwest. *Ecological applications*, 14(2), 425-442.

- Hicke, J. A., & Logan, J. (2009). Mapping whitebark pine mortality caused by a mountain pine beetle outbreak with high spatial resolution satellite imagery. *International Journal of Remote Sensing*, 30(17), 4427-4441.
- Hicke, J. A., Johnson, M. C., Hayes, J. L., & Preisler, H. K. (2012). Effects of bark beetle-caused tree mortality on wildfire. *Forest Ecology and Management*, 271, 81-90.
- Higgins, S. I., Bond, W. J., February, E. C., Bronn, A., Euston-Brown, D. I., Enslin, B., ..&Scheiter, S. (2007). Effects of four decades of fire manipulation on woody vegetation structure in savanna. *Ecology*, 88(5), 1119-1125.
- Hoffmann, W. A., & Solbrig, O. T. (2003). The role of topkill in the differential response of savanna woody species to fire. *Forest ecology and management*, 180(1-3), 273-286.
- Hoffmann, W. A., & Solbrig, O. T. (2003). The role of topkill in the differential response of savanna woody species to fire. *Forest ecology and management*, 180(1-3), 273-286.
- Hoffmann, W. A., Geiger, E. L., Gotsch, S. G., Rossatto, D. R., Silva, L. C., Lau, O. L., .. & Franco, A. C. (2012). Ecological thresholds at the savanna-forest boundary: how plant traits, resources and fire govern the distribution of tropical biomes. *Ecology letters*, 15(7), 759-768.
- Hoffmann, W. A., Geiger, E. L., Gotsch, S. G., Rossatto, D. R., Silva, L. C., Lau, O. L., .. & Franco, A. C. (2012). Ecological thresholds at the savanna-forest boundary: how plant traits, resources and fire govern the distribution of tropical biomes. *Ecology letters*, 15(7), 759-768.
- Hooper, A. W. (2021). Estimation of the moisture content of grass from diffuse reflectance measurements at near infrared wavelengths. *Journal of Agricultural Engineering Research*, 25(4), 355-366.
- Hu, Y., Xu, X., Wu, F., Sun, Z., Xia, H., Meng, Q., .. & Xiao, X. (2020). Estimating forest stock volume in Hunan Province, China, by integrating in situ plot data, Sentinel-2 images, and linear and machine learning regression models. *Remote Sensing*, 12(1), 186.
- Huffman, M. R. (2010). *Community-based fire management at La Sepultura Biosphere Reserve, Chiapas, Mexico* (Doctoral dissertation, Colorado State University. Libraries).
- Humber, M. L., Boschetti, L., Giglio, L., & Justice, C. O. (2019). Spatial and temporal inter-comparison of four global burned area products. *International journal of digital earth*, 12(4), 460–484. <https://doi.org/10.1080/17538947.2018.1433727>.

Ichii, K., Kawabata, A., & Yamaguchi, Y. (2002). Global correlation analysis for NDVI and climatic variables and NDVI trends: 1982-1990. *International journal of remote sensing*, 23(18), 3873-3878.

Ilie-Zudor, E., Kemény, Z., Van Blommestein, F., Monostori, L., & Van Der Meulen, A. (2011). A survey of applications and requirements of unique identification systems and RFID techniques. *Computers in Industry*, 62(3), 227-252.

Jaime, G. (2015). *Análise dos impactos das mudanças do uso do solo na futura gestão e conservação da Reserva da Chimanimani-Moçambique* (Doctoral dissertation).

Jenkins, M. J., Page, W. G., Hebertson, E. G., & Alexander, M. E. (2012). Fuels and fire behavior dynamics in bark beetle-attacked forests in Western North America and implications for fire management. *Forest Ecology and Management*, 275, 23-34.

Jiang, H. D. R., Miller, F. J., Fernandez-Pello, A. C., Torero, J. L., & Walther, D. (2001). Mechanisms of flame spread and smolder wave propagation. *Microgravity Combustion: Fire in Free Fall*, 299.

Johnson, E. A., Miyaniishi, K. J. M. H., & Weir, J. M. H. (1995). Old-growth, disturbance, and ecosystem management. *Canadian Journal of Botany*, 73(6), 918-926.

Jones, H. G., & Vaughan, R. A. (2010). *Remote sensing of vegetation: principles, techniques, and applications*. Oxford university press.

Jones, H. G., & Vaughan, R. A. (2010). *Remote sensing of vegetation: principles, techniques, and applications*. Oxford university press.

Jones, H. G., & Vaughan, R. A. (2010). *Remote sensing of vegetation: principles, techniques, and applications*. Oxford university press.

Jones, H. G., & Vaughan, R. A. (2010). *Remote sensing of vegetation: principles, techniques, and applications*. Oxford university press.

Jones, H. G., & Vaughan, R. A. (2010). *Remote sensing of vegetation: principles, techniques, and applications*. Oxford university press.

Justice, C. O., Giglio, L., Korontzi, S., Owens, J., Morisette, J. T., Roy, D., .. & Kaufman, Y. (2002). The MODIS fire products. *Remote sensing of Environment*, 83(1-2), 244-262.

- Kafy, A. A., Al Rakib, A., Roy, S., Ferdousi, J., Raikwar, V., Kona, M. A., & Al Fatin, S. A. (2021). Predicting changes in land use/land cover and seasonal land surface temperature using multi-temporal *LANDSAT* images in the northwest region of Bangladesh. *Heliyon*, 7(7), e07623.
- Kalaf, R., Brasileiro, R., Cardoso, P. V., & Cruz, B. M. C. (2013). *LANDSAT* 8: Avanços para mapeamento em mesoescala. In *Congresso Brasileiro de Geoprocessamento* (Vol. 4).
- Kasischke, E. S., Williams, D., & Barry, D. (2002). Analysis of the patterns of large fires in the boreal forest region of Alaska. *International Journal of Wildland Fire*, 11(2), 131-144.
- Kauffman, J. B. (2004). Death rides the forest: perceptions of fire, land use, and ecological restoration of western forests. *Conservation Biology*, 18(4), 878-882.
- Keane, R. E. (2013). Describing wildland surface fuel loading for fire management: a review of approaches, methods and systems. *International Journal of Wildland Fire*, 22(1), 51-62.
- Keane, R. E. (2015). Surface and ground fuels. In *Wildland Fuel Fundamentals and Applications* (pp. 39-56). Springer, Cham.
- Keane, R. E. (2015). *Wildland fuel fundamentals and applications*. New York: Springer.
- Keane, R. E., Burgan, R., & van Wagendonk, J. (2001). Mapping wildland fuels for fire management across multiple scales: Integrating remote sensing, GIS, and biophysical modeling. *International Journal of Wildland Fire*, 10(4), 301-319.
- Keeley, J. E. (2002). Fire management of California shrubland landscapes. *Environmental Management*, 29(3), 395-408.
- Keeley, J. E., Bond, W. J., Bradstock, R. A., Pausas, J. G., & Rundel, P. W. (2011). *Fire in Mediterranean ecosystems: ecology, evolution and management*. Cambridge University Press.
- Kerns, B. K., Thies, W. G., & Niwa, C. G. (2006). Season and severity of prescribed burn in ponderosa pine forests: implications for understory native and exotic plants. *Ecoscience*, 13(1), 44-55.
- Kershaw Jr, J. A., Ducey, M. J., Beers, T. W., & Husch, B. (2016). *Forest mensuration*. John Wiley & Sons.

Knox, K. J. E., & Clarke, P. J. (2006). Fire season and intensity affect shrub recruitment in temperate sclerophyllous woodlands. *Oecologia*, 149(4), 730-739.

Koppejan, J., & Van Loo, S. (2012). *The handbook of biomass combustion and co-firing*. Routledge.

Kremens, R. L., Dickinson, M. B., & Bova, A. S. (2012). Radiant flux density, energy density and fuel consumption in mixed-oak forest surface fires. *International Journal of Wildland Fire*, 21(6), 722-730.

Krug, J. H. (2017). Adaptation of *Colophospermum mopane* to extra-seasonal drought conditions: site-vegetation relations in dry-deciduous forests of Zambezi region (Namibia). *Forest Ecosystems*, 4(1), 1-10.

Kucuk, S. U. (2008). Consumer Exit, Voice, and 'Power' on the Internet. *Journal of Research for Consumers*, (15).

Kuenzer, C., Ottinger, M., Wegmann, M., Guo, H., Wang, C., Zhang, J., ..& Wikelski, M. (2014). Earth observation satellite sensors for biodiversity monitoring: potentials and bottlenecks. *International Journal of Remote Sensing*, 35(18), 6599-6647.

Kundu, K., Halder, P., & Mandal, J. K. (2021). Detection and prediction of sundarban reserve forest using the CA-Markov chain model and remote sensing data. *Earth Science Informatics*, 14(3), 1503-1520.

Lá, X. T., Tang, J. W., He, Y. C., Duan, W. G., Song, J. P., Xu, H. L., & Zhu, S. Z. (2007). Biomass and its allocation in tropical seasonal rain forest in Xishuangbanna, southwest China. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 31(1), 11.

Lasko, K. (2021). Incorporating Sentinel-1 SAR imagery with the MODIS MCD64A1 burned area product to improve burn date estimates and reduce burn date uncertainty in wildland fire mapping. *Geocarto International*, 36(3), 340-360.

Latham, D. (2013). *Painting the Landscape with Fire: Longleaf Pines and Fire Ecology*. Univ of South Carolina Press.

Latorre, M., Anderson, L. O., Shimabukuro, Y. E., & de Carvalho Júnior, O. A. (2003). Sensor MODIS: Características gerais e aplicações. *Revista Espaço e Geografia*, 6(1).

- Lautenberger, C., & Fernandez-Pello, C. (2009). Generalized pyrolysis model for combustible solids. *Fire Safety Journal*, 44(6), 819-839.
- Lawrence, G. E. (1966). Ecology of vertebrate animals in relation to chaparral fire in the Sierra Nevada foothills. *Ecology*, 47(2), 278-291.
- Le, T. H., Nguyen, T. N. T., Lasko, K., Ilavajhala, S., Vadrevu, K. P., & Justice, C. (2014). Vegetation fires and air pollution in Vietnam. *Environmental pollution*, 195, 267-275.
- Leite, A. P., Santos, G. R., & Santos, J. É. O. (2017). Análise temporal dos índices de vegetação NDVI e SAVI na Estação Experimental de Itatinga utilizando imagens LANDSAT 8. *Revista brasileira de energias renováveis*, 6(4), 606-623.
- Leites, L. P., Zubizarreta-Gerendiain, A., & Robinson, A. P. (2013). Modeling mensurational relationships of plantation-grown loblolly pine (*Pinus taeda* L.) in Uruguay. *Forest ecology and management*, 289, 455-462.
- LeVan, S. L., & Winandy, J. E. (2007). Effects of fire retardant treatments on wood strength: a review. *Wood and fiber science*, 22(1), 113-131.
- Lillesand, R. W., Kiefer & JW Chipman, (2014). *Remote Sensing and Image Interpretation, Fifth Edition, International Edition.*[8] Dar Al Omrane, 23-24.
- Lin, W., Lu, Y., Li, G., Jiang, X., & Lu, D. (2022). A comparative analysis of modeling approaches and canopy height-based data sources for mapping forest growing stock volume in a northern subtropical ecosystem of China. *GIScience & Remote Sensing*, 59(1), 568-589.
- Linn, R. R., & Cunningham, P. (2005). Numerical simulations of grass fires using a coupled atmosphere–fire model: basic fire behavior and dependence on wind speed. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 110(D13).
- Lisboa, S. N., Woollen, E., Grundy, I. M., Ryan, C. M., Smith, H. E., Zorrilla-Miras, P., .. & Siteo, A. (2020). Effect of charcoal production and woodland type on soil organic carbon and total nitrogen in drylands of southern Mozambique. *Forest Ecology and Management*, 457, 117692.
- Lloret, F., & Zedler, P. H. (2009). The effect of forest fire on vegetation. In *Fire effects on soils and restoration strategies* (pp. 273-312). CRC Press.

- Lloret, F., Estevan, H., Vayreda, J., & Terradas, J. (2005). Fire regenerative syndromes of forest woody species across fire and climatic gradients. *Oecologia*, 146, 461-468.
- Lopes, L. S. (2014). *Modelação do risco e dinâmica do fogo para apoio ao planeamento e gestão do espaço florestal: caso de estudo-bacia hidrográfica do Rio Estorãos* (Master's thesis).
- Lourenço, L., & Salgueiro, M. G. (2004). *Risco de erosão após incêndios florestais*.
- Loveland, T. R., & Irons, J. R. (2016). *LANDSAT 8: The plans, the reality, and the legacy. Remote Sensing of Environment*, 185, 1-6.
- Luke, R. H., & McArthur, A. G. (1978). *Bushfires in Australia*. Australian Government Publishing Service for CSIRO.
- Mabunda, I. R. D. S., Guasselli, L. A., Nhongo, E. J. S., & Bandeira, B. (2021). Estimativa da W florestal para fins energéticos utilizando índices de vegetação e dados de campo, Distrito de Mabalane–Moçambique. *Revista brasileira de cartografia, Rio de Janeiro. Vol. 73, n. 1 (2021), p. 313-328*.
- Machado, N. G., da Silva, F. C. P., & Biudes, M. S. (2014). Efeito das condições meteorológicas sobre o risco de incêndio e o número de queimadas urbanas e focos de calor em Cuiabá-MT, Brasil. *Ciência e Natura*, 36(3), 459-469.
- Magadzire, N. (2013). *Reconstruction of a fire regime using MODIS burned area data: Charrara Safari Area, Zimbabwe* (Doctoral dissertation, Stellenbosch: Stellenbosch University).
- Mahamane, M., Zorrilla-Miras, P., Verweij, P., Ryan, C., Patenaude, G., Grundy, I., .. & Vollmer, F. (2017). Understanding Land Use, Land Cover and Woodland-Based Ecosystem Services Change, Mabalane, Mozambique. *Energy and Environment Research*, 7(1), 1.
- Malahlela, O. E., Oliphant, T., Tsoeleng, L. T., & Mhangara, P. (2018). Mapping chlorophyll-a concentrations in a cyanobacteria-and algae-impacted Vaal Dam using *LANDSAT 8 OLI* data. *South African Journal of Science*, 114(9-10), 1-9.
- Mallet, V., Keyes, D. E., & Fendell, F. E. (2009). Modeling wildland fire propagation with level set methods. *Computers & Mathematics with Applications*, 57(7), 1089-1101.

- Marchal, J., Cumming, S. G., & McIntire, E. J. (2017). Exploiting Poisson additivity to predict fire frequency from maps of fire weather and land cover in boreal forests of Québec, Canada. *Ecography*, *40*(1), 200-209.
- Marschall, J. M., Guyette, R. P., Stambaugh, M. C., & Stevenson, A. P. (2014). Fire damage effects on red oak timber product value. *Forest ecology and management*, *320*, 182-189.
- Martins R. (2016). Definição, t. e. p. n., de fornos, i. e. a., de terra melhorados, i. n. d., & de gaza, d. m. p. produção sustentável de carvão vegetal.
- Marzoli A (2007). Relatório do inventário florestal nacional. Direção Nacional de Terras e Florestas, Ministério da Agricultura, Maputo.
- Matthews, S. (2006). A process-based model of fine fuel moisture. *International Journal of Wildland Fire*, *15*(2), 155-168.
- McAllister, S., Grenfell, I., Hadlow, A., Jolly, W. M., Finney, M., & Cohen, J. (2012). Piloted ignition of live forest fuels. *Fire Safety Journal*, *51*, 133-142.
- McArthur, A. G., & Cheney, N. P. (2015). The characterization of fires in relation to ecological studies. *Fire Ecology*, *11*(1), 3-9.
- McClelland, G. B. (2004). Fat to the fire: the regulation of lipid oxidation with exercise and environmental stress. *Comparative Biochemistry and Physiology Part B: Biochemistry and Molecular Biology*, *139*(3), 443-460.
- McKenzie, D., Gedalof, Z. E., Peterson, D. L., & Mote, P. (2004). Climatic change, wildfire, and conservation. *Conservation biology*, *18*(4), 890-902.
- Mell, W., Jenkins, M. A., Gould, J., & Cheney, P. (2007). A physics-based approach to modelling grassland fires. *International Journal of Wildland Fire*, *16*(1), 1-22.
- Mérida, A. C. C. (2010). *Análise do comportamento do fogo na Mata Nacional de Leiria* (Doctoral dissertation, ISA).
- MICOA (2005). Avaliação da vulnerabilidade as mudanças climáticas e estratégias da adaptação em Moçambique. Ministério para a Coordenação da Acção Ambiental (MICOA).

MICOA, (2008). Relatório do estudo de avaliação da interacção entre a biodiversidade e pobreza em Moçambique, República de Moçambique, Ministério para a Coordenação da Acção Ambiental, Direcção Nacional de Gestão Ambiental, Maputo, 139 pp.

Millington, A. C., Velez-Liendo, X. M., & Bradley, A. V. (2003). Scale dependence in multitemporal mapping of forest fragmentation in Bolivia: implications for explaining temporal trends in landscape ecology and applications to biodiversity conservation. *ISPRS Journal of photogrammetry and remote sensing*, 57(4), 289-299.

Mills, G. A. (2005). On the sub-synoptic scale meteorology of two extreme fire weather days during the Eastern Australian fires of January 2003. *Aust. Met. Mag*, 54, 265-90.

Ministério da Administração Estatal - MAE. (2005). Perfil do Distrito de Mabalane – Gaza. Edição 2005.

Ministério da Terra, Ambiente e Desenvolvimento Rural-MITADER (2017). Anuário ambiental.

Ministério Para A Coordenação e Acção Ambiental (MICOA) (2007), República de Moçambique. Plano de acção para prevenção e controle às queimadas descontroladas 2008 - 2018. 3 pp.

Ministério para a Coordenação e Acção Ambiental (MICOA) (2007), República de Moçambique. Plano de acção para prevenção e controle às queimadas descontroladas 2008 - 2018. 3 pp.

MITADER (2018), Inventário Florestal Nacional. MITADER. Maputo. 124p

Moreira, C. (2008). *Alteração da paisagem e comportamento do fogo na freguesia de França, Bragança* (Doctoral dissertation).

Moritz, M. A., Batllori, E., Bradstock, R. A., Gill, A. M., Handmer, J., Hessburg, P. F., ..& Syphard, A. D. (2014). Learning to coexist with wildfire. *Nature*, 515(7525), 58-66.

Mota, B., & Wooster, M. J. (2018). A new top-down approach for directly estimating biomass burning emissions and fuel consumption rates and totals from geostationary satellite fire radiative power (FRP). *Remote sensing of environment*, 206, 45-62.

Motta, D. S. (2008). Identificação dos fatores que influenciam no comportamento do fogo em incêndios florestais.

Motta, D. S. (2008). Identificação dos fatores que influenciam no comportamento do fogo em incêndios florestais.

Mouillot, F., Rambal, S., & Joffre, R. (2002). Simulating climate change impacts on fire frequency and vegetation dynamics in a Mediterranean-type ecosystem. *Global Change Biology*, 8(5), 423-437.

Mugasha, W. A., Bollandsås, O. M., & Eid, T. (2013). Relationships between diameter and height of trees in natural tropical forest in Tanzania. *Southern Forests: a Journal of Forest Science*, 75(4), 221-237.

Mutanga, O., & Skidmore, A. K. (2004). Narrow band vegetation indices overcome the saturation problem in biomass estimation. *International journal of remote sensing*, 25(19), 3999-4014.

N'dri, A. B., Soro, T. D., Gignoux, J., Dosso, K., Koné, M., N'dri, J. K., & Barot, S. (2018). Season affects fire behavior in annually burned humid savanna of West Africa. *Fire Ecology*, 14(2), 1-11.

Nagler, P. L., Glenn, E. P., Thompson, T. L., & Huete, A. (2004). Leaf area index and normalized difference vegetation index as predictors of canopy characteristics and light interception by riparian species on the Lower Colorado River. *Agricultural and Forest Meteorology*, 125(1-2), 1-17.

Nair, T., Singh, A., Venkateswarlu, E., Swamy, G. P., Bothale, V. M., & Krishna, B. G. (2019). Generation of analysis ready data for Indian Resourcesat sensors and its implementation in cloud platform. *International Journal of Image, Graphics and Signal Processing*, 10(6), 9.

Nelson, R. M. (1980). *Flame characteristics for fires in southern fuels* (Vol. 205). US Department of Agriculture, Southeastern Forest Experiment Station.

Newberry, B. M., Power, C. R., Abreu, R. C., Durigan, G., Rossatto, D. R., & Hoffmann, W. A. (2020). Flammability thresholds or flammability gradients? Determinants of fire across savanna–forest transitions. *New Phytologist*, 228(3), 910-921.

Nhlengethwa, S., Matchaya, G., & Chilonda, P. (2014). The agriculture sector performance in Mozambique. *Revista Galega de Economía*, 23(4).

Niranjana, R., & HemaLatha, T. (2018). An autonomous IoT infrastructure for forest fire detection and alerting system. *Int. J. Pure Appl. Math*, 119, 16295-16302.

O'Brien, J. J., Loudermilk, E. L., Hiers, J. K., Pokswinski, S. M., Hornsby, B., Hudak, A. T., .. & Bright, B. C. (2016). Canopy-derived fuels drive patterns of in-fire energy release and understory plant mortality in a longleaf pine (*Pinus palustris*) sandhill in northwest Florida, USA. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 42(5), 489-500.

Oliveira, M. V. N. D. (2016). Avaliação e simulação do comportamento do fogo no refúgio de vida silvestre Mata do Junco, Sergipe, Brasil.

Ottmar, R. D., Sandberg, D. V., Riccardi, C. L., & Prichard, S. J. (2007). An overview of the fuel characteristic classification system quantifying, classifying, and creating fuelbeds for resource planning. *Canadian Journal of Forest Research*, 37(12), 2383-2393.

Pacifici, F., Chini, M., & Emery, W. J. (2009). A neural network approach using multi-scale textural metrics from very high-resolution panchromatic imagery for urban land-use classification. *Remote Sensing of Environment*, 113(6), 1276-1292.

Pais, A. D. J. R. (2015). *Efeito do fogo na estrutura e nos padrões de distribuição das formações vegetais no Parque Nacional do Limpopo* (Doctoral dissertation, Universidade Eduardo Mondlane).

Pal, M., & Mather, P. M. (2003). An assessment of the effectiveness of decision tree methods for land cover classification. *Remote sensing of environment*, 86(4), 554-565.

Parsons, S., Lewis, K. J., & Psyllakis, J. M. (2003). Relationships between roosting habitat of bats and decay of aspen in the sub-boreal forests of British Columbia. *Forest Ecology and Management*, 177(1-3), 559-570.

Paula, S., & Pausas, J. G. (2008). Burning seeds: germinative response to heat treatments in relation to resprouting ability. *Journal of Ecology*, 96(3), 543-552.

Pereira, J. F., Batista, A. C., & Soares, R. V. (2012). Variação da umidade do material combustível florestal em função de índices de perigo de incêndios. *Cerne*, 18, 371-376.

Pierce, K. B., Ohmann, J. L., Wimberly, M. C., Gregory, M. J., & Fried, J. S. (2009). Mapping wildland fuels and forest structure for land management: a comparison of nearest neighbor imputation and other methods. *Canadian Journal of Forest Research*, 39(10), 1901-1916.

Pires, C., & Figueiredo, A. (2019). Land use changes in the Limpopo National Park in Mozambique: trends after establishment as national park. *Munyo: Revista Científica de Matemática, Ciências Naturais e Aplicadas*.

Pires, E. G., & Ferreira Jr, L. G. (2015). Mapeamento da temperatura de superfície a partir de imagens termais dos satélites LANDSAT 7 e LANDSAT 8. *Anais XVII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto-SBSR, João Pessoa-PB, Brasil, 25, 7421-7428*.

Plano de acção para a prevenção e controlo às queimadas descontroladas – MICOA. (2007). Plano de acção para a prevenção e controlo às queimadas descontroladas 2008-2018.

Plucinski, M. P. (2019). Fighting flames and forging firelines: Wildfire suppression effectiveness at the fire edge. *Current Forestry Reports*, 5(1), 1-19.

Pollet, J., & Brown, A. (2007). Fuel moisture sampling guide. *Bureau of Land Management, Utah State Office: Salt Lake City, UT, USA*) Available at <https://www.wfas.net/nfmd/references/fmg.pdf> [Verified 10 March 2017].

Potere, D., Schneider, A., Angel, S., & Civco, D. L. (2009). Mapping urban areas on a global scale: which of the eight maps now available is more accurate?. *International Journal of Remote Sensing*, 30(24), 6531-6558.

Pretzsch, H., Biber, P., & Ďurský, J. (2002). The single tree-based stand simulator SILVA: construction, application and evaluation. *Forest ecology and management*, 162(1), 3-21.

Quintiere, J. (2006). *Fundamentals of fire phenomena*. Wiley.

Raison, R. J. (1979). Modification of the soil environment by vegetation fires, with particular reference to nitrogen transformations: a review. *Plant and soil*, 51, 73-108.

Randerson, J. T., Chen, Y., Van Der Werf, G. R., Rogers, B. M., & Morton, D. C. (2012). Global burned area and biomass burning emissions from small fires. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 117(G4).

Raybould, S., & Roberts, T. (1983). A matrix approach to fire prescription writing. *Fire Management Notes*, 44(4), 7-10.

Rego, F. C., & Botelho, H. (1990). *A técnica do fogo controlado*.

Reid, W. V., & Miller, K. (1989). *Keeping options alive: the scientific basis for conserving biodiversity* (p. 128). Washington, DC: World Resources Institute.

Remane I. A. & Maúnze C. R. (2016). Análise Espacial e Temporal de Queimadas usando Imagens Satélite na Reserva Nacional do Gilé (de 2004 a 2014). Departamento de Engenharia Florestal, licenciatura em engenharia florestal.

Reyes, R. R. (2017). Avaliação do comportamento do fogo em áreas de pastagem e cerrado submetidas a queimas controladas.

Ribeiro, D. N., Bandeira R. R. & Quenhé, C. dos S. (2015). Análise da dinâmica espacial de degradação do ecossistema de mopane entre 1990-2011 no distrito de Mabalane. Dissertação apresentada à Faculdade de Agronomia e Engenharia Florestal, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Maneio e Conservação da Biodiversidade.

Ribeiro, N. S., Matos, C. N., Moura, I. R., Washington-Allen, R., & Ribeiro, A. I. (2014). Monitorização da dinâmica do carbono na floresta de miombo da Reserva Nacional do Niassa. *O papel dos recursos naturais renováveis no desenvolvimento sustentável em Moçambique*, 28.

Ribeiro, N. & Cangela, A. D. C. N. P. (2014). *Caracterização e mapeamento do regime de queimadas na Reserva Nacional do Niassa* (Master's thesis, Universidade Eduardo Mondlane).

Ribeiro, N. & Soares, M. G. (2017). *Relação entre as mudanças de uso e cobertura de terra e as queimadas em florestas de Miombo, Gurué, Moçambique* (Master's thesis, Universidade Eduardo Mondlane).

Rice, L. A. (1932). The effect of fire on the prairie animal communities. *Ecology*, 13(4), 392-401.

Rice, L. A. (1932). The effect of fire on the prairie animal communities. *Ecology*, 13(4), 392-401.

Roberts, G., Wooster, M. J., & Lagoudakis, E. (2009). Annual and diurnal african biomass burning temporal dynamics. *Biogeosciences*, 6(5), 849-866.

Rodrigues, C. A., Zironi, H. L., & Fidelis, A. (2021). Fire frequency affects fire behavior in open savannas of the Cerrado. *Forest Ecology and Management*, 482, 118850.

Rothermel, R. C. (1972). *A mathematical model for predicting fire spread in wildland fuels* (Vol. 115). Intermountain Forest and Range Experiment Station, Forest Service, United States Department of Agriculture.

Rothermel, R. C. (1983). *How to predict the spread and intensity of forest and range fires* (Vol. 143). US Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station.

Rothermel, R. C. (1991). *Predicting behavior and size of crown fires in the Northern Rocky Mountains* (Vol. 438). US Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station.

Rouse Jr, J. W.; Haas, R. H.; Schell, J. A. (1974). Monitoring the vernal advancement and retrogradation (green wave effect) of natural vegetation. Texas: College Station. 371 p.

Rouse, J. W., Haas, R. H., Schell, J. A., & Deering, D. W. (1974). Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS. *NASA Spec. Publ*, 351(1), 309.

Roy, D. P., Wulder, M. A., Loveland, T. R., Woodcock, C. E., Allen, R. G., Anderson, M. C., .. & Scambos, T. A. (2014). *LANDSAT-8: Science and product vision for terrestrial global change research*. *Remote sensing of Environment*, 145, 154-172.

Ryan, C. M., & Williams, M. (2011). How does fire intensity and frequency affect miombo woodland tree populations and biomass?. *Ecological applications*, 21(1), 48-60.

Ryan, K. C. (2002). Dynamic interactions between forest structure and fire behavior in boreal ecosystems. *Silva Fennica*, 36(1), 13-39.

Sa, A. C. L., Pereira, J. M. C., Vasconcelos, M. J. P., Silva, J. M. N., Ribeiro, N., & Awasse, A. (2003). Assessing the feasibility of sub-pixel burned area mapping in miombo woodlands of northern Mozambique using MODIS imagery. *International Journal of Remote Sensing*, 24(8), 1783-1796.

Saidur, R., Abdelaziz, E. A., Demirbas, A., Hossain, M. S., & Mekhilef, S. (2011). A review on biomass as a fuel for boilers. *Renewable and sustainable energy reviews*, 15(5), 2262-2289.

Saket, M. (1999). Mozambique fire situation. *International forest fire news* 25/2001

Sánchez-Balseca, J., & Pérez-Foguet, A. (2020). Modelling hourly spatio-temporal PM_{2.5} concentration in wildfire scenarios using dynamic linear models. *Atmospheric research*, 242, 104999.

Sartori, L. R. (2006). Métodos para extração de informações a partir de imagens multiespectrais de escalas grandes.

Schneider, A., Friedl, M. A., & Potere, D. (2009). A new map of global urban extent from MODIS satellite data. *Environmental research letters*, 4(4), 044003.

Schoennagel, T., Veblen, T. T., & Romme, W. H. (2004). The interaction of fire, fuels, and climate across Rocky Mountain forests. *BioScience*, 54(7), 661-676.

Schulze, A. E., & Cooper, T. G. (2003). *U.S. Patent No. 6,556,852*. Washington, DC: U.S. Patent and Trademark Office.

Sedano, F., Lisboa, S. N., Duncanson, L., Ribeiro, N., Siteo, A., Sahajpal, R., .. & Tucker, C. J. (2020). Monitoring forest degradation from charcoal production with historical LANDSAT imagery. A case study in southern Mozambique. *Environmental Research Letters*, 15(1), 015001.

Sharples, J. J. (2009). An overview of mountain meteorological effects relevant to fire behaviour and bushfire risk. *International Journal of Wildland Fire*, 18(7), 737-754.

Sharples, J. J., McRae, R. H., & Wilkes, S. R. (2012). Wind–terrain effects on the propagation of wildfires in rugged terrain: fire channelling. *International Journal of Wildland Fire*, 21(3), 282-296.

Shiraishi, T., Hirata, R., & Hirano, T. (2021). New inventories of global carbon dioxide emissions through biomass burning in 2001–2020. *Remote Sensing*, 13(10), 1914.

Sikkink, P. G., & Keane, R. E. (2008). A comparison of five sampling techniques to estimate surface fuel loading in montane forests. *International Journal of Wildland Fire*, 17(3), 363-379.

Silveira, P. (2008). Métodos indiretos de estimativa do conteúdo de W e do estoque de carbono em um fragmento de floresta ombrófila densa.

Simard, M., Romme, W. H., Griffin, J. M., & Turner, M. G. (2011). Do mountain pine beetle outbreaks change the probability of active crown fire in lodgepole pine forests?. *Ecological Monographs*, 81(1), 3-24.

Simbine, M. D. G. Z. (2013). Fatores antrópicos e conservação da Floresta Sagrada de Chirindzene, Gaza-Moçambique.

Sitoe, A. (2003). Bases ecológicas para gronomia e silvicultura, Universidade Eduardo Mondlane Faculdade de Agronomia e Engenharia Florestal, Versão 3.0, 94 pp.

Sitoe, A., Salomão, A. E Wertz-Kanounnikoff, S. (2012). O contexto de REDD+ em Moçambique: causas, actores e instituições. Publicação Ocasional 76. CIFOR, Bogor, Indo.

Sitoe, A., Salomão, A., & Wertz-Kanounnikoff, S. (2012). O contexto de REDD+ em Moçambique. *Causas, actores e instituições. Indonesia: Center for International Forestry Research*.

Sitoé, E. C. F. (2013). *Eficiência energética e emissões de gases de efeito estufa na cadeia de produção, transporte e uso de carvão vegetal no posto administrativo de Mahele* (Doctoral dissertation, Universidade Eduardo Mondlane).

Slik, J. F., Verburg, R. W., & Keßler, P. J. (2002). Effects of fire and selective logging on the tree species composition of lowland dipterocarp forest in East Kalimantan, Indonesia. *Biodiversity & Conservation*, 11(1), 85-98.

Soares, C. P. B., Martins, F. B., Junior, L., Urias, H., Silva, G. F. D., & Figueiredo, L. T. M. D. (2011). Equações hipsométricas, volumétricas e de taper para onze espécies nativas. *Revista Árvore*, 35(5), 1039-1053.

Soares, M. G. (2017). *Relação entre as mudanças de uso e cobertura de terra e as queimadas em florestas de Miombo, Gurué, Moçambique* (Doctoral dissertation, Universidade Eduardo Mondlane).

Soares, R. V. (1979). Determinação da quantidade de material combustível acumulado em plantios de pinus spp. na região de Sacramento (MG). *Floresta*, 10(1).

Soares, R. V., & Batista, A. C. (2007). *Incêndios florestais: controle, efeitos e uso do fogo*. Curitiba: Universidade Federal do Paraná.

Sohn, Y., & Rebello, N. S. (2002). Supervised and unsupervised spectral angle classifiers. *Photogrammetric engineering and remote sensing*, 68(12), 1271-1282.

Song, W., Mu, X., Ruan, G., Gao, Z., Li, L., & Yan, G. (2017). Estimating fractional vegetation cover and the vegetation index of bare soil and highly dense vegetation with a physically based method. *International journal of applied earth observation and geoinformation*, 58, 168-176.

Souza, H. N. D., Araújo, T. G. D., & Ribeiro, G. A. (2012). Avaliação da eficiência de um gel hidroretentor como retardante de fogo. *Revista Árvore*, 36(3), 471-477.

Steel, Z. L., Foster, D., Coppoletta, M., Lydersen, J. M., Stephens, S. L., Paudel, A., .. & Collins, B. M. (2021). Ecological resilience and vegetation transition in the face of two successive large wildfires. *Journal of Ecology*, 109(9), 3340-3355.

Stott, P. (2000). Combustion in tropical biomass fires: a critical review. *Progress in Physical Geography*, 24(3), 355-377.

Stratton, R. D. (2004). Assessing the effectiveness of landscape fuel treatments on fire growth and behavior. *Journal of Forestry*, 102(7), 32-40.

Sugihara, K., Kobayashi, H., Kato, T., Mori, T., Mochizuki, H., Kameoka, S., .. & Muto, T. (2006). Indication and benefit of pelvic sidewall dissection for rectal cancer. *Diseases of the colon & rectum*, 49, 1663-1672.

Sullivan, A. L., McCaw, W. L., Cruz, M. G., Matthews, S., & Ellis, P. F. (2012). Fuel, fire weather and fire behaviour in Australian ecosystems. *Flammable Australia: fire regimes, biodiversity and ecosystems in a changing world*, 51-77.

Suryabhadgavan, K. V., Alemu, M., & Balakrishnan, M. (2016). GIS-based multi-criteria decision analysis for forest fire susceptibility mapping: a case study in Hareenna forest, southwestern Ethiopia. *Tropical Ecology*, 57(1), 33-43.

Szpakowski, D. M., & Jensen, J. L. (2019). A review of the applications of remote sensing in fire ecology. *Remote Sensing*, 11(22), 2638.

- Tansey, K., Grégoire, J. M., Defourny, P., Leigh, R., Pekel, J. F., Van Bogaert, E., & Bartholomé, E. (2008). A new, global, multi-annual (2000–2007) burnt area product at 1 km resolution. *Geophysical Research Letters*, 35(1).
- Taquidir, M. (1996). Quantificação das queimadas nos diferentes tipos de vegetação em Moçambique. *DNFFB-MADER Report*.
- Taylor, A. H., & Skinner, C. N. (2003). Spatial patterns and controls on historical fire regimes and forest structure in the Klamath Mountains. *Ecological Applications*, 13(3), 704-719.
- Temudo, M. P., & Silva, J. M. (2012). Agriculture and forest cover changes in post-war Mozambique. *Journal of Land Use Science*, 7(4), 425-442.
- Teramoto, E. H., Benjumea, M. T., Gonçalves, R. D., & Kiang, C. H. (2018). Séries temporais do índice NDVI na avaliação do comportamento sazonal do Aquífero Rio Claro. *Revista Brasileira de Cartografia*, 70(3), 1135-1157.
- Tiedemann, A. R., Klemmedson, J. O., & Bull, E. L. (2000). Solution of forest health problems with prescribed fire: are forest productivity and wildlife at risk?. *Forest Ecology and management*, 127(1-3), 1-18.
- Torres, F. T. P. (2008). *Incêndios em vegetação na área urbana de Juiz de Fora-Minas Gerais*. Fillipe Tamiozzo Pereira To.
- Torres, F. T. P., Romeiro, J. M. N., de Albuquerque Santos, A. C., de Oliveira Neto, R. R., Lima, G. S., & Zanuncio, J. C. (2018). Fire danger index efficiency as a function of fuel moisture and fire behavior. *Science of the total environment*, 631, 1304-1310.
- Torres, I. L., Alonso, C. O., & Oviedo, F. B. (2004). Desarrollo de ecuaciones de copa para "Pinus pinaster" Ait. en el Sistema Ibérico meridional. *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales*, (18), 173-177.
- Trabaud, L. (1974). Apport des études écologiques dans la lutte contre le feu. *Revue forestière française*, 26(S), 140-153.
- Trollope, W. E., Trollope, L. A., & Bosch, O. J. H. (1990). Veld and pasture management terminology in southern Africa.

Trollope, W. S. W. (1984). Fire behaviour. In *Ecological effects of fire in South African ecosystems* (pp. 199-217). Springer, Berlin, Heidelberg.

Trollope, W. S. W., Trollope, L. A., Potgieter, A. L. F., & Zambatis, N. (2005). SAFARI-92 characterization of biomass and fire behavior in the small experimental burns in the Kruger National Park. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, *101*(D19), 23531-23539.

Trollope, W. S. W., Trollope, L. A., Potgieter, A. L. F., & Zambatis, N. (1996). SAFARI-92 characterization of biomass and fire behavior in the small experimental burns in the Kruger National Park. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, *101*(D19), 23531-23539.

Tsela, P. L., van Helden, P., Frost, P., Wessels, K., & Archibald, S. (2010, July). Validation of the MODIS burned-area products across different biomes in South Africa. In *2010 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium* (pp. 3652-3655). IEEE.

Tsela, P., Wessels, K., Botai, J., Archibald, S., Swanepoel, D., Steenkamp, K., & Frost, P. (2014). Validation of the two standard MODIS satellite burned-area products and an empirically-derived merged product in South Africa. *Remote Sensing*, *6*(2), 1275-1293.

Uhl, J. H., & Leyk, S. (2022). A scale-sensitive framework for the spatially explicit accuracy assessment of binary built-up surface layers. *Remote Sensing of Environment*, *279*, 113117.

Ulery, A. L., Graham, R. C., & Amrhein, C. (1993). Wood-ash composition and soil pH following intense burning. *Soil science*, *156*(5), 358-364.

USGS, N. (2013). United States Geological Survey-Nonindigenous Aquatic Species database (USGS NAS).

Vadrevu, K. P., Lasko, K., Giglio, L., & Justice, C. (2015). Vegetation fires, absorbing aerosols and smoke plume characteristics in diverse biomass burning regions of Asia. *Environmental Research Letters*, *10*(10), 105003.

Van Der Werf, G. R., Randerson, J. T., Giglio, L., Van Leeuwen, T. T., Chen, Y., Rogers, B. M., .. & Yokelson, R. J. (2017). Global fire emissions estimates during 1997-2016.

Van Wagtenonk, J. W. (2006). Fire as a physical process. *Fire in California's ecosystems*. University of California Press, Berkeley, USA, 38-57.

Van Wilgen, B. W., Biggs, H., O'regan, S. P., & Mare, N. (2000). Fire history of the savanna ecosystems in the Kruger National Park, South Africa, between 1941 and 1996.

Vasco, I. D., & Macôo, S. De 21 a 25 de Agosto de 2017. Estágio actual da estrutura e composição da vegetação de Mopane no distrito de Mabalane.

Velis, C. A., Longhurst, P. J., Drew, G. H., Smith, R., & Pollard, S. J. (2009). Biodrying for mechanical–biological treatment of wastes: A review of process science and engineering. *Bio-resource technology*, 100(11), 2747-2761.

Verde, J., & Zêzere, J. L. (2008). Avaliação da perigosidade de incêndio florestal.

Vermote, E., Justice, C., Claverie, M., & Franch, B. (2016). Preliminary analysis of the performance of the *LANDSAT 8/OLI* land surface reflectance product. *Remote Sensing of Environment*, 185, 46-56.

Viegas, D. X. (2004). Slope and wind effects on fire propagation. *International Journal of Wildland Fire*, 13(2), 143-156.

Vieira, E. M., Andrade, I., & Price, P. W. (1996). Fire effects on a *Palicourea rigida* (Rubiaceae) gall midge: a test of the plant vigor hypothesis. *Biotropica*, 210-217.

Vollmer, F., Zorilla-Miras, P., Baumert, S., Luz, A. C., Woollen, E., Grundy, I., .. & Patenaude, G. (2017). Charcoal production as a means to a valuable end: Scope and limitations of charcoal income to alleviate acute multidimensional poverty in Mabalane district, southern Mozambique. *World Dev. Perspect (forthcoming)*.

Waldrop, T. A., & Goodrick, S. L. (2012). Introduction to prescribed fires in Southern ecosystems. *Science Update SRS-054*. Asheville, NC: US Department of Agriculture Forest Service, Southern Research Station. 80 p., 54, 1-80.

Wang, J., Liu, Y., Jiao, F., Lao, F., Li, W., Gu, Y., .. & Chen, C. (2008). Time-dependent translocation and potential impairment on central nervous system by intranasally instilled TiO₂ nanoparticles. *Toxicology*, 254(1-2), 82-90.

Wang, J., Liu, Y., Jiao, F., Lao, F., Li, W., Gu, Y., .. & Chen, C. (2008). Time-dependent translocation and potential impairment on central nervous system by intranasally instilled TiO₂ nanoparticles. *Toxicology*, 254(1-2), 82-90.

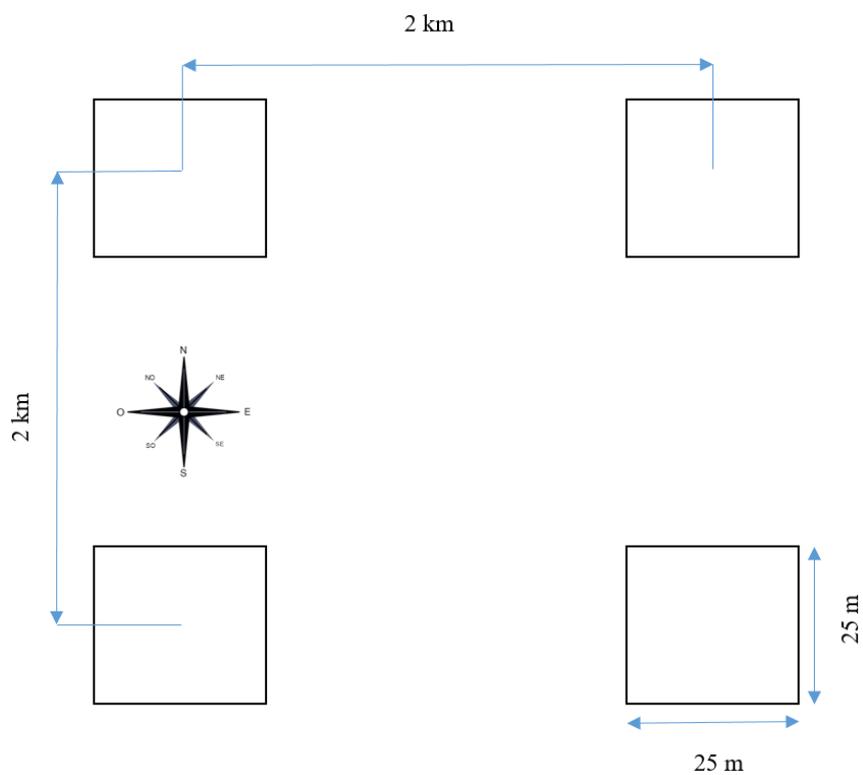
- Wang, Y., Zang, S., & Tian, Y. (2020). Mapping paddy rice with the random forest algorithm using MODIS and SMAP time series. *Chaos, Solitons & Fractals*, 140, 110116.
- Weick, K. E. (2002). Human factors in fire behavior analysis: Reconstructing the Dude fire. *Fire Management Today*, 62(4), 8-15.
- Weih, R. C., & Riggan, N. D. (2010). Object-based classification vs. *pixel*-based classification: comparative importance of multi-resolution imagery. *The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, 38(4), C7.
- Weir, J. R. (2009). *Conducting prescribed fires: a comprehensive manual*. Texas A&M University Press.
- Weisberg, S. (2014). *Applied Linear Regression*, Fourth Edition, Wiley.
- Westfall, J. A., & Woodall, C. W. (2007). Measurement repeatability of a large-scale inventory of forest fuels. *Forest Ecology and Management*, 253(1-3), 171-176.
- White, B. (2014). *Modelagem matemática e avaliação do comportamento do fogo em liteira de eucalipto* (Doctoral dissertation, Tese (Doutorado em Desenvolvimento e Meio Ambiente)-Sergipe: Universidade Federal de Sergipe).
- White, B. L. A., de Souza Ribeiro, A., White, L. A. S., & Ribeiro, G. T. (2014). Caracterização do material combustível superficial no Parque Nacional Serra de Itabaiana–Sergipe, Brasil. *Ciência Florestal*, 24(3), 699-706.
- White, B. L. A., Ribeiro, A. S., Ribeiro, G. T., & Souza, R. M. (2013). Building fuel models and simulating their surface fire behavior in the “Serra de Itabaiana” National Park, Sergipe, Brazil. *Floresta*, 43(1), 27-38.
- White, B. L. A., White, L. A. S., Ribeiro, G. T., & Souza, R. M. (2016). Fire behavior predicting models efficiency in Brazilian commercial eucalypt plantations. *Cerne*, 22(4), 389-396.
- White, F. (1983). *The vegetation of Africa* (Vol. 20).
- White, L. A. S. (2013). Análise espacial e temporal de incêndios florestais para o Município de Inhambupe, litoral norte da Bahia.

- Wilson, R. S., Winter, P. L., Maguire, L. A., & Ascher, T. (2011). Managing wildfire events: risk-based decision making among a group of federal fire managers. *Risk Analysis: An International Journal*, 31(5), 805-818.
- Won, M. S., Koo, K. S., Lee, M. B., & Lee, S. Y. (2006). Fuel Type Classification and Fuel Loading in Central Interior, Korea: Uiseong-Gun. In *In: Andrews, Patricia L.; Butler, Bret W., comps. 2006. Fuels Management-How to Measure Success: Conference Proceedings. 28-30 March 2006; Portland, OR. Proceedings RMRS-P-41. Fort Collins, CO: US Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. p. 305-319 (Vol. 41).*
- Woods, P. (1989). Effects of logging, drought, and fire on structure and composition of tropical forests in Sabah, Malaysia. *Biotropica*, 290-298.
- Woollen, E., Ryan, C. M., Baumert, S., Vollmer, F., Grundy, I., Fisher, J., .. & Lisboa, S. N. (2016). Charcoal production in the Mopane woodlands of Mozambique: what are the trade-offs with other ecosystem services?. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 371(1703), 20150315.
- Wu, J., & Hobbs, R. J. (Eds.). (2007). *Key topics in landscape ecology*. Cambridge University Press.
- Yang, J., Wan, Z., Borjigin, S., Zhang, D., Yan, Y., Chen, Y., .. & Gao, Q. (2019). Changing trends of *NDVI* and their responses to climatic variation in different types of grassland in inner Mongolia from 1982 to 2011. *Sustainability*, 11(12), 3256.
- Yebra, M., Chuvieco, E., & Riaño, D. (2006). Investigation of a method to estimate live fuel moisture content from satellite measurements in fire risk assessment. *Forest Ecology and Management*, (234), S32.
- Zhan, Y., Zheng, S., Wei, L., Gan, Y., & Du, Y. (2012, June). Image Haze Detection and Removal Based on Multiresolution Spatial Analysis. In *2012 2nd International Conference on Remote Sensing, Environment and Transportation Engineering* (pp. 1-5). IEEE.
- Zhang, Q., Schaaf, C., & Seto, K. C. (2013). The vegetation adjusted NTL urban index: A new approach to reduce saturation and increase variation in nighttime luminosity. *Remote Sensing of Environment*, 129, 32-41.

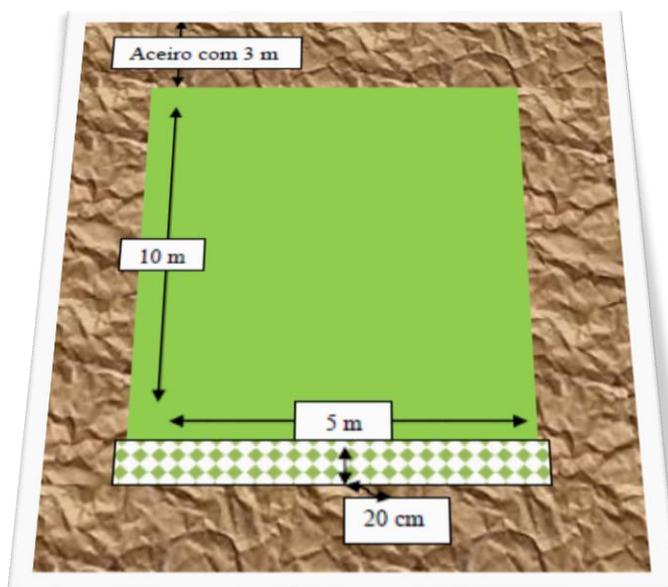
- Zhang, T., Lin, H., Long, J., Zhang, M., & Liu, Z. (2021). Analyzing the Saturation of Growing Stem Volume Based on ZY-3 Stereo and Multispectral Images in Planted Coniferous Forest. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, 15, 50-61.
- Zhao, J., Zhao, L., Chen, E., Li, Z., Xu, K., & Ding, X. (2022). An Improved Generalized Hierarchical Estimation Framework with Geostatistics for Mapping Forest Parameters and Its Uncertainty: A Case Study of Forest Canopy Height. *Remote Sensing*, 14(3), 568.
- Zhou, X., Mahalingam, S., & Weise, D. (2005). Modeling of marginal burning state of fire spread in live chaparral shrub fuel bed. *Combustion and Flame*, 143(3), 183-198.
- Zida, D. (2007). *Impact of forest management regimes on ligneous regeneration in the Sudanian savanna of Burkina Faso* (Vol. 2007, No. 2007: 66).
- Zolho, R. (2005). Effect of fire frequency on the regeneration of miombo woodland in Nhambita, Mozambique.
- Zou, L., Cao, S., Zhao, A., & Sanchez-Azofeifa, A. (2020). Assessing the temporal response of tropical dry forests to meteorological drought. *Remote Sensing*, 12(14), 2341.
- Zouhar, K. (2008). *Wildland fire in ecosystems: fire and nonnative invasive plants*. Forest Service.

7 Lista de Apêndices

7.1 Apêndice 1: Demonstração das unidades amostrais seguidas no inventário piloto.



7.2 Apêndice 2: Características do aceiro e parcela indicando os padrões técnicos de segurança exigidos



7.3 Apêndice 3: Ficha de levantamento de dados do material combustível herbácea incluindo amostras para o laboratório.

Nome do medidor:		Observações:				
Data de colecta:						
Hora de colecta:						
Parcela n°:						
Densidade de cobertura arbórea lida a partir do densiómetro (PCd):						
Coordenadas						
Latitude		Longitude				
Bloco n°			Amostra			
		Quantidade total		Sub-amostra		
Classe de material						
0 – 0,7 cm						
0,7 – 2,5 cm						
Total						
Dados dendrométricos						
Árvore n°	CAP	LCW	h	CC	efh	CT
1						
2						
3						
4						
5						
6						
7						
8						
9						
10						
11						
12						
13						

7.4 Apêndice 4: Ficha de levantamento de dados do material combustível arbóreo incluindo amostras para o laboratório.

Nome do medidor:		Observações:				
Data de colecta:						
Hora de colecta:						
Parcela n°:						
Densidade de cobertura arbórea lida a partir do densiómetro (PCd):						
Coordenadas						
Latitude		Longitude				
Bloco n°			Amostra			
		Quantidade total		Sub-amostra		
Classe de material						
0 – 0,7 cm						
0,7 – 2,5 cm						
2,5 – 7,6						
Total						
Dados dendrométricos						
Árvore n°	CAP	LCW	h	CC	efh	CT
1						
2						
3						
4						
5						
6						
7						
8						
9						
10						
11						
12						
13						

7.5 Apêndice 5: ficha de campo para a colecta de dados relativo aos parâmetro do comportamento do fogo.

Nome do medidor: Data de colecta: Hora de colecta: Sub-parcela/queima/ n°: Tipo de material combustível/bloco n°: Tratamento n°:		Observações gerais:
Coordenadas		
Latitude	Longitude	
Parâmetro do comportamento do fogo		
Tempo (t)	Comprimento das chamas (Fl)	Distância percorrida pelas chamas (D)

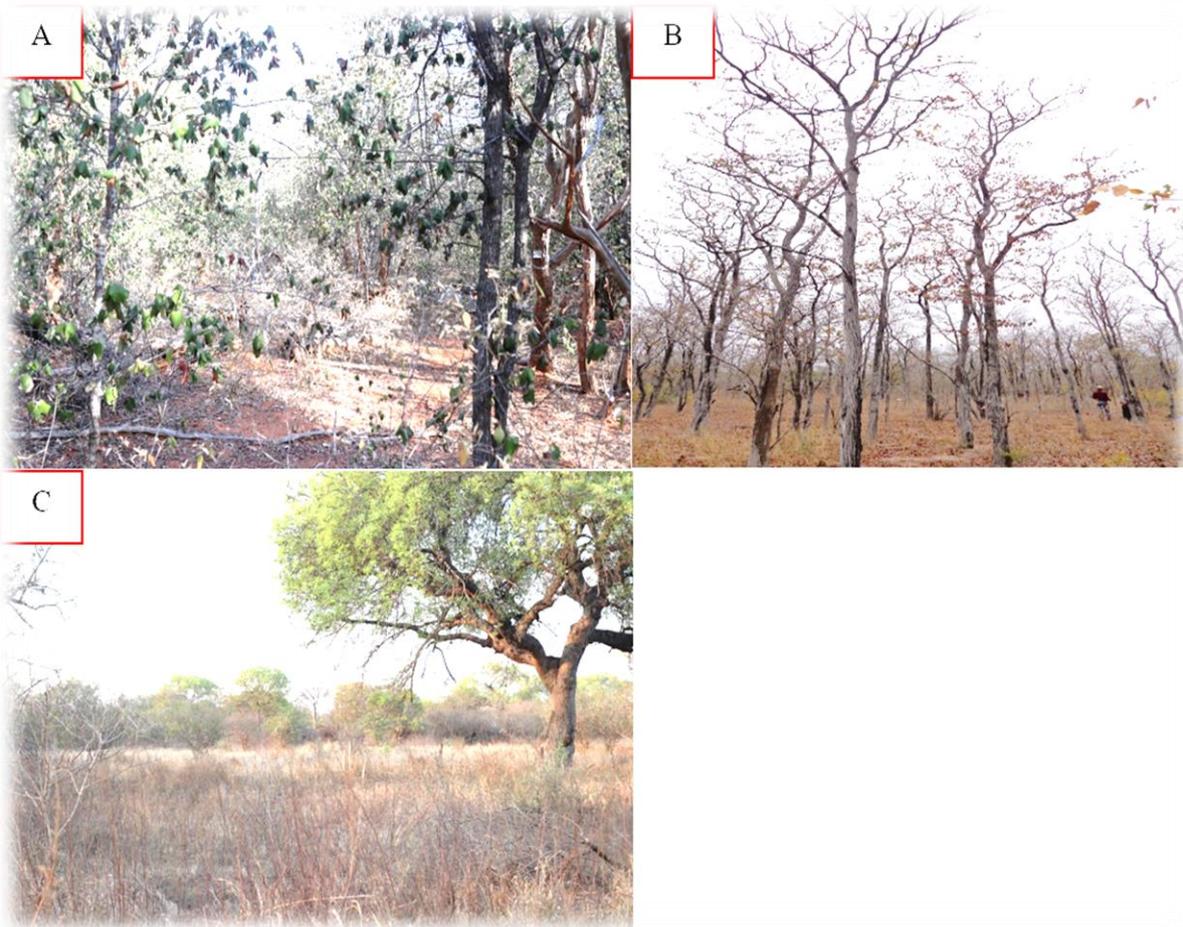
7.6 Apêndice 6: correlações entre as variáveis do comportamento do fogo e variáveis do ambiente durante a realização de queimadas prescritas em diferentes níveis de cobertura florestal com dominância de *colophospermum mopane* no posto administrativo de Combomune.

1	Ln(Ac)	Wlf	W*I	W	Ac	I ^{0,0678}	flm
Ln(Ac)							
Wlf	-0,2*						
W*I	0,3*	-0,3*					
W	-0,6*	0,3*	0,3*				
Ac	0,9*	-0,2*	0,4*	-0,5*			
I ^{0,0678}	0,6*	-0,3*	0,9*	0,0	0,5*		
Fl	0,9*	-0,2*	0,4*	-0,5*	1,0*	0,6*	
R ^{0,13}	-1,0*	0,4*	-0,3*	0,6*	-0,9*	-0,6*	-0,9*
log(MmsI* +log(MmsI)	-0,5*	0,5*	-0,3*	0,3*	-0,7*	-0,4*	-0,7*
Log(MmsI)	-0,4*	0,5*	-0,3*	0,3*	-0,6*	-0,3*	-0,6*
HR	-0,6*	0,5*	-0,4*	0,3*	-0,7*	-0,6*	-0,7*
FMF	-0,5*	0,7*	-0,3*	0,3*	-0,6*	-0,4*	-0,6*
R	0,3*	-0,6*	0,5*	-0,0	0,5*	0,5*	0,5*
Ln(hr)	-0,6*	0,5*	-0,5*	0,3*	-0,7*	-0,6*	-0,7*
Ln(h)	-0,6*	0,6*	-0,4*	0,2*	-0,7*	-0,6*	-0,7*
HR ² *V ²	-0,6*	0,6*	-0,4*	0,4*	-0,7*	-0,6*	-0,7*
FMF*T	-0,5*	0,7*	-0,3*	0,4*	-0,6*	-0,4*	-0,6*
T*V	-0,3*	0,8*	0,0	0,7*	-0,4*	0,0*	-0,4*
HR*FMF	-0,5*	0,6*	-0,3*	0,4*	-0,6*	-0,5*	-0,6*
T* <i>h</i> v	-0,6*	0,7*	-0,3*	0,4*	-0,7*	-0,5*	-0,7*
H*T*HR	-0,1	0,4*	0,0	0,2*	-0,1	0,1	-0,2*
I	0,4*	-0,4*	1,0*	0,2*	0,5*	0,9*	0,5*
	R ^{0,13}	log(MmsI* +log(MmsI)	Log(MmsI)	HR	FMF	R	
R ^{0,13}							
log(MmsI* +log(MmsI)	0,7*						
Log(MmsI)	0,6*	1,0*					
HR	0,8*	0,9*	0,8*				
FMF	0,7*	1,0*	0,9*	0,9*			
R	-0,6*	-0,9*	-0,9*	-0,8*	-0,9*		
Ln(HR)	0,8*	0,9*	0,8*	1,0*	0,9*	-0,8*	
Ln(h)	0,7*	0,7*	0,6*	0,8*	0,8*	-0,8*	
HR ² /V ²	0,8*	0,9*	0,9*	1,0*	1,0*	-0,8*	
FMF*T	0,7*	0,9*	0,9*	0,9*	1,0*	-0,9*	
T*V	0,5*	0,4*	0,4*	0,4*	0,5*	-0,4*	
HR*FMF	0,7*	0,9*	0,9*	1,0*	1,0*	-0,9*	
T* <i>h</i> v	0,8*	0,7*	0,7*	0,8*	0,9*	-0,8*	
H*T*HR	0,1	-0,0	-0,0	-0,0	0,0	-0,1	
I	-0,5*	-0,4*	-0,3*	-0,5*	-0,4*	0,5*	
	Ln(HR)	Ln(h)	HR ² /V ²	FMF*T	T*V	HR*FMF	T* <i>h</i> v
Ln(HR)							H*T*HR
							I

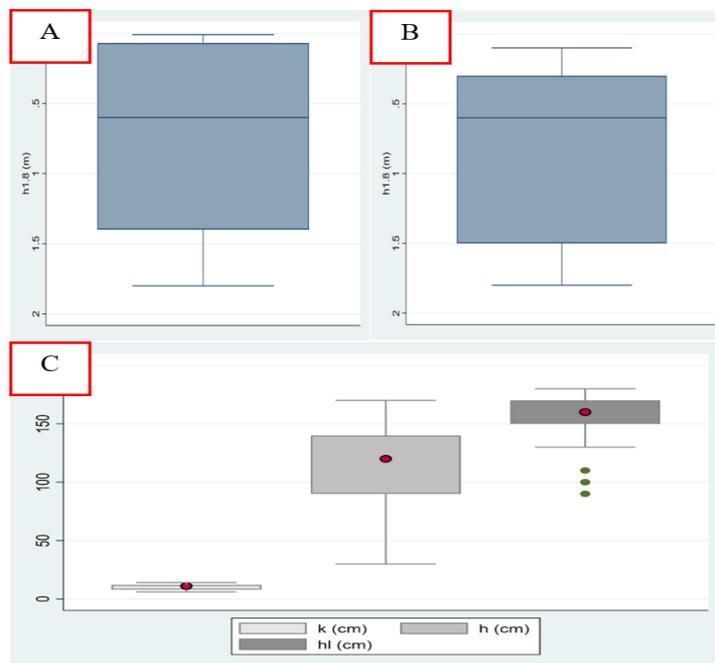
Ln(h)	0,8*							
HR ² /V ²	1,0*	0,8*						
FMF*T	0,9*	0,8*	1,0*					
T*V	0,3*	0,5*	0,4*	0,6*				
HR*FMF	0,9*	0,8*	1,0*	1,0*	0,5*			
T*hv	0,8*	1,0*	0,8*	0,9*	0,7*	0,9*		
H*T*HR	-0,1	0,5*	-0,1	0,1	0,6*	0,0	0,5*	
I	-0,6*	-0,5*	-0,5*	-0,4*	-0,0	-0,4*	-0,4*	0,0

R - velocidade de propagação (m/min); V - velocidade do vento a 2 m de altura (km/h); *Mmsl* - humidade do material combustível fino; h - altura da vegetação (m); hv - altura da vegetação (cm); FMF - humidade do material combustível (%); RH - humidade relativa do ar (%); *Fl* - comprimento das chamas (m); *I* - intensidade da linha do fogo (KW); Ac - altura das chamas em m (m); *Wlf* - peso do material combustível recém caído e; T - temperatura; W - peso seco do material combustível arbóreo; Ln - logaritmo natural; Log - logaritmo de base 10; * - correlação significativa.

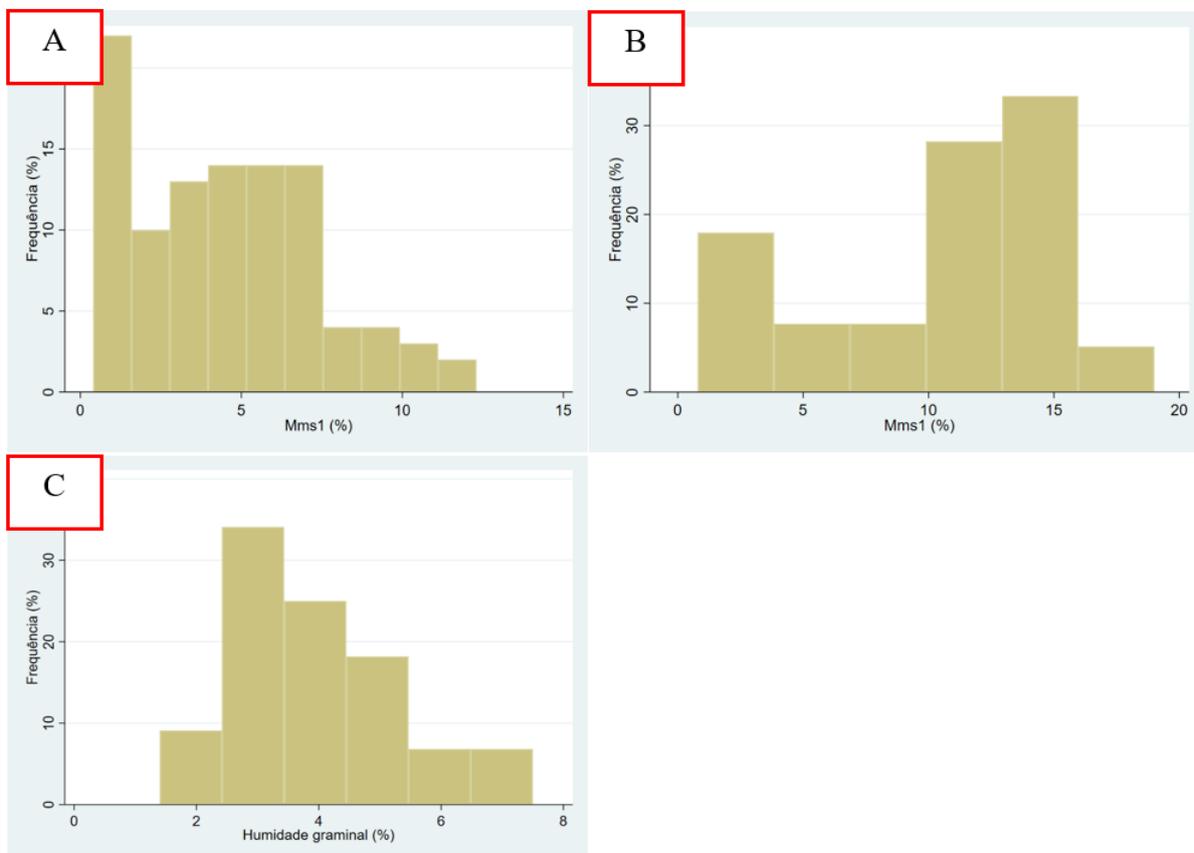
7.7 Apêndice 7: Área de floresta densa (*Androstachys johsonii*) (A), floresta desmatada (B) e savana (C).



7.8 Apêndice 8: Distribuição das alturas até 1,8 m ($h_{1,8}$) nas parcelas queimadas em floresta densa (A), deamatada (B) e savana (C).



7.9 Apêndice 9: Distribuição de FMF do *Mms1* nas diferentes classes desta variável em área de floresta densa (A), desmatada (B) e savana (C).



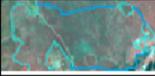
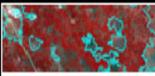
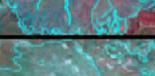
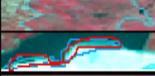
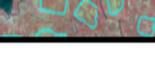
8 Lista de anexos

8.1 Anexo1: Dados climatológicos do distrito de Mabalane. Fonte: Instituto Nacional de Meteorologia (INAM), 2012.

Variável	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Junho	Julho
Temperatura média (°C)	27,8	27,7	26,3	24,6	21,5	19	18,7
Temperatura mínima (°C)	21,6	21,4	20	18,1	14	11,2	10,7
Temperatura máxima (°C)	34	34	32,7	31,2	29	26,8	26,7
Chuva (mm)	99	97	59	33	15	13	10
Variável	Agosto	Setembro	Outubro	Nov	Dezem		
Temperatura média (°C)	21,1	23,3	25,3	26,8	27,8		
Temperatura mínima (°C)	13,1	15,3	17,9	20	21,2		
Temperatura máxima (°C)	29,2	31,4	32,7	33,7	34,5		
Chuva (mm)	7	12	29	67	89		

jan – janeiro; fev – fevereiro; mar - março; abr – abril; maio – maio; junho – junho; julho- julho; agosto – agosto; setembro- setembro; agosto – agosto; setembro – setembro; nov – novembro; dezem – dezembro.

8.2 Anexo 2: Chave de interpretação dos alvos da imagem ETM+/OLI/LANDSAT-5/LANDSAT-8 das classes de uso e cobertura de terra (UCT). Fonte: Ribeiro, Bandeira & Quenhé, (2015).

Categorias de UCT	Domínio	Nome	Código	Imagem	Observações
Vegetação Natural e Semi-Natural	Floresta	Mopane Denso	2FDC		Floresta de folha larga decídua. Clima Semi árido. Aspecto florístico: <i>Colophospermum mopane</i>
		Mecrusse	2FEA		Floresta de folha largas sempre-verde. Aspecto florístico: <i>Andostachys johnsonii</i>
	Floresta Aberta	Mopane Aberto	2WDC		Floresta de folha larga decídua aberta. Aspecto florístico: <i>Colophospermum mopane</i>
		Floresta Decídua Aberta/Miombo Aberto	2WDB		Floresta de folhas largas decíduas aberta. Aspecto florístico: <i>Brachystegia spp.</i>
	Matagal	Matagal Deciduo	2TD		Matagal de folha larga decíduo
	Arbustos	Arbustos Sempre-Verde	2SE		Vegetação Arbustiva Sempre-Verde
		Arbusto Deciduo	2SD		Vegetação Arbustiva Decídua
	Pradaria c/ Mopane	Savana Arborea	2GCT		Vegetação herbácea com árvores
		Savana Arbustiva c/ Mopane	2GCS		Vegetação herbácea com mopane
		Savana Arbustiva Aberta	2GOS		Vegetação herbácea aberta com árvores
Áreas Descobertas Sem Vegetação	Áreas Descobertas	Rocha sem Vegetação	6BR		Rocha sem vegetação e/ou fragmentos grosseiros
		Solo sem Vegetação	6BS		Solo nú e/ou material não consolidado
Superfície Artificial e Áreas Associadas	Áreas Construídas	Área Habitacional	5BU		Inclui áreas urbanas, industriais e associadas

8.3 Anexo 3: Modelos utilizados para a determinação da velocidade, intensidade da linha de fogo e comprimento das chamas.

Equação	Abreviatura	Referência
Modelos de taxa de propagação das chamas		
$R = 7,255 * \exp(0,092 * MmsI) * \exp(-0,067 * MmsI) * h_{1,8}^{0,932}$	R U MmsI	Fernandes, 2001
$R = 0,07x0,05 * FMF - 0,004 * RH$	R FMF HR	Bidwell e Engle, 1991
$R = 5,72 * \frac{V^{0,4}}{RH^{1,12}} * h^2$	R V h	Trabaud, 1979
$R = \frac{V^2}{RH^2}$	U V	Stepwise 1, 2020
$R = FMF * T - RH$	U R FMF T	Stepwise 2, 2020
$R = \frac{T}{V}$	RH R T	Stepwise 3, 2020
$R = T * V - RH * FMF$	V R T V	Stepwise 4, 2020
$R = \frac{T * h}{V}$	RH FMF R T H U V	Stepwise 5, 2020
$R = T * V$	T U	Stepwise 6, 2020
$R = h * \frac{T}{HR}$	I T Ac	Stepwise 7, 2020
Modelo de intensidade da linha do fogo		
$I = 62,08 * Ac^{2,17}$	I Ac	Byram (1959)
$I = -2274 + 0,39 * Wlf + 24 * W$	I Wlf W	Bidwell e Engle, 1991
Modelos para o comprimento das chamas		
$Fl = 0,2 * I * W$	Fl I	Thomas, 1963
$Fl = 0,059 * I_B^{0,53}$	Fl I	Dupuy et al., 2011
$Fl = 0.0193 * R^{0,723}$	Fl R	Gould et al., 2007

	Efh
$Fl = W$	Fl <i>Stepwise 1, 2020</i>
	H
$Fl = 1,202168 *Ac + Fl$	Fl <i>Stepwise 2, 2020</i>
	Ac

W = peso do material combustível; R = velocidade de propagação (m/min); V = velocidade do vento a 2 m de altura (km/h/ cm*s-1); $MmsI$ = humidade do material combustível fino; ht = altura total da vegetação (m); $h_{1,8}$ = altura vegetação até 1,8 m (cm); FMF = humidade do material combustível (%); HR = humidade relativa do ar (%); Fl = comprimento das chamas (m); I = intensidade da linha do fogo (kcal/m/s); Ac = altura das chamas em m (m); Wlf = peso do material combustível recém caído; T = temperatura.

8.4 Anexo 4: Disposições legais ao abrigo da lei número 20/97 de 01 de outubro sobre quadro legal vigente na República de Moçambique aplicável em caso de práticas de queimadas prescritas e actividades passíveis de danos ambientais.

O artigo “29”, alínea “d”, da lei 20 de 01 de outubro de 1997 confere o uso e aproveitamento da terra para explorações familiares, comunidades e pessoas singulares que integram.

Na alínea “a” do artigo “4” a presente lei estabelece a obrigação do uso e gestão racionais dos componentes ambientais, para promoção da melhoria da qualidade de vida dos cidadãos e da biodiversidade dos ecossistemas.

No artigo “7” desta lei são criados entidades locais responsáveis pela implementação desta, os quais garantem a coordenação da acção ambiental a esse nível e a descentralização na sua execução, de modo a permitir um aproveitamento adequado das iniciativas e conhecimentos locais.

8.5 Anexo 5: Disposições legais ao abrigo da lei número 16/14 de 20 de junho sobre quadro legal vigente na República de Moçambique aplicável em casos de práticas de queimadas prescritas e actividades passíveis de danos ambientais

A lei número 16 de 20 de junho de 2014 reconhece que dada importância ambiental, económica, social, cultural e científica dos ecossistemas naturais, terrestres e aquáticos no fornecimento de bens e serviços para a sociedade moçambicana há necessidade de estabelecer uma lei adequada a protecção, conservação e uso sustentável da diversidade biológica em benefício da humanidade e dos moçambicanos, em particular.

No artigo “4” da presente lei e ao abrigo do preceituado no número “1” do artigo “179” da Constituição, a Assembleia da República na alínea “d” estabelece Participação do Cidadão na Gestão e nos Benefícios o direito de todos os cidadãos de serem envolvidos nos processos decisórios, em toda a cadeia de valor da conservação e na utilização sustentável dos recursos naturais.

Ainda no artigo “53” da alínea “1” a presente lei refere que as infracções previstas na presente Lei são punidas com multa e acompanhadas de medidas de recuperação ou de indemnização obrigatória dos danos causados, sem prejuízo de aplicação de sanções penais a que derem lugar. Já no artigo “54” dos números “1” a “4” e as respectivas alínias, a lei estabelece sanções penais de multas que variam entre 1 a 1 000 salários mínimos a variar de acordo com a gravidade.

No artigo “60” entre as alíneas “a” a “h” a lei ainda prevê penas acessórias e mais adiante no artigo “61” a presente lei prevê a aplicação de penas até 2 anos e multa correspondente e acrescenta no artigo “62” na alínea “a” penas de prisão maior de 8 a 12 anos e multa correspondente aquele que, de forma deliberada puser fogo e por este meio destruir no todo ou em parte a floresta, mata ou alvoredado.

8.6 Anexo 6: Disposições legais ao abrigo da lei número 10/99, de 07 de julho sobre quadro legal vigente na República de Moçambique aplicável em casos de práticas de queimadas prescritas e actividades passíveis de danos ambientais.

No artigo “1” da lei número 10 de 07 de julho de 1999., na alínea “31” esta define, para o efeito da mesma, os recursos florestais e faunísticos, como florestas e demais formas de vegetação, incluindo os produtos florestais, a fauna bravia, os troféus e despojos, que tenham ou não sido processados.

No artigo “2” a presente lei estabelece os princípios e normas básicas sobre a protecção, conservação e utilização sustentável dos recursos florestais e faunísticos no quadro de uma gestão integrada, para o desenvolvimento económico e social do país.

No Artigo “10” das alínea “a”, “b”, e “c” a lei considera zonas de protecção:

- a) parques nacionais;
- b) reservas nacionais;
- c) zonas de uso e de valor histórico cultural.

O Artigo “11” do número “2” nas alíneas “a” a “e” desta lei prevê a interdição de certas actividades, ora mencionadas nestas, salvo por razões científicas ou por necessidades de manejo, nos parques nacionais.

Ao abrigo do artigo “39” nos números “1” a “5” a lei estabelece as normas gerais para Infracções e penalidades.

Artigo “40” da presente lei está previsto o crime de queimada florestal, no disposto é condenado à pena de prisão até um ano e multa correspondente, aquele que, voluntariamente, puser fogo e por este meio destruir em todo ou em parte seara, floresta, mata ou arvoredos.

O artigo “41” desta lei, nos números “1” e “2”, e as respectivas alíneas, prevê igualmente infracções florestais e faunísticas com pena de multa de 2 000 000,00 MT a 100 000 000,00 Mt e 1 000 000,00 MT a 20 000 000,00 MT.

8.7 Anexo 7: Disposições legais ao abrigo do decreto número 66/98 de 08 de dezembro sobre quadro legal vigente na república de Moçambique aplicável em casos de práticas de queimadas prescritas e actividades passíveis de danos ambientais.

O presente decreto número 66 de 08 de dezembro de 1998. Estabelece zonas de protecção parcial nomeadamente:

- a) A faixa de terra que orla as águas fluviais e lacustres navegáveis até 50 m medidos a partir da linha máxima de tais águas;
- b) A faixa de terreno até 100 m confinantes com as nascentes de água;
- c) Faixa da orla marítima e no contorno de ilhas, bafas e estuários, medida da linha das máximas praias-mares até 100 m para o interior do território;
- d) A faixa de terreno no contorno de barragens e albufeiras até 250 m;
- e) As faixas de até 2 quilómetros ao longo da fronteira terrestre.

O artigo “6” deste regulamento acrescenta que a criação das seguintes infraestruturas implica a criação automática das zonas de protecção parcial. Entre elas:

- a) Estradas secundárias e terceárias e a faixa de 15 m confinante;
- b) Estradas primárias e a faixa de terreno de 30 m confinante;
- c) Autoestradas e estradas de quatro faixas e a faixa de terreno a 50 m confinante;
- d) Instalação de condutores aéreos, superficiais, subterrâneos e submarinos de electricidade, de telecomunicações, petróleo, gás, e a faixa de 50 m confinante;
- e) Linhas férreas e respectivas estações e a faixa de terreno de 100 m confinante;
- f) Aeroportos e aeródromos e a faixa de terreno de 100 m confinante;
- g) Instalações militares e outras instalações de defesa e segurança do estado e a faixa de terreno de 100 m confinante;
- h) Barragens e a faixa de terreno de 250 m confinante com as albufeiras.

O artigo “7” da presente lei estabelece no número “1” restringe o direito de uso e aproveitamento de terra nas zonas de protecção parcial e numero “2” condiciona a pessoas singulares nacionais nos aglomerados urbanos nas zonas fronteiriças.

No artigo “8” do número “1” o presente regulamento que as actividades nas zonas de protecção parcial é licenciado pela entidade competente nos termos da lei em vigor.