



FACULDADE DE AGRONOMIA E ENGENHARIA FLORESTAL

DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL

Licenciatura em Engenharia Florestal

PROJECTO FINAL

Análise Espacial e Temporal de Queimadas usando Imagens Satélite na Reserva Nacional do Gilé (de 2004 a 2014).



Autor: Credêncio Raúl Maúnze

Supervisor: Eng. Ivan Abdul Remane (MSc)

Maputo, 2016

DEDICATÓRIA

Este trabalho dedico,

Aos meus Pais, Raúl Lote Maúnze e Nolija Peulane Lambo Guenha pelo amor, confiança e força e pelos conselhos por eles transmitidos e ainda pela aposta na minha formação superior.

Aos meus irmãos, Rufanildo Raúl Maúnze (que Deus o tenha), Elton Roberto Raul Maúnze, Édio Raúl Maúnze e a Noaldina Albertina Raúl Maúnze, pelo apoio moral a quando da minha formação, e que este trabalho sirva de uma fonte de inspiração para que consigam ver que tudo na vida é possível (O segredo da vida é fluir).

AGRADECIMENTOS

Em primeiro agradecer a Deus pela vida e sua presença em minha vida e por ter iluminado o meu caminho durante os anos da formação.

Aos meus pais Raúl Lote Maúnze e Noliya Peulane Lambo Guenha, pelo amor e carinho, conselhos, incentivo e pelo suporte incondicional.

De forma especial agradecer o meu supervisor Eng. Ivan Abdul Dulá Remane (MSc) pela confiança que em mim depositou, pela orientação, paciência, disponibilidade, bem como o conhecimento por ele transmitido para tornar este trabalho uma realidade.

Aos meus irmãos, Rufanildo Raúl Maúnze (que Deus o tenha), Elton Roberto Raul Maúnze, Édio Raúl Maúnze e a Noaldina Albertina Raúl Maúnze, pelo apoio moral a quando da minha formação. Ao meu tio Azevedo Timóteo pelos sábios conselhos.

Aos meus amigos *Big Five* (Sérgio Simão, Edgar Becha, Muniro Amade, Cruz Raípo), Esnat Tureva, Cácia Cuambe, Sheila Cuambe, Osório Nhiuane, Matola Salimo, Cândido Romão, Felgos José Chochele, Gervâncio Covele, Pascoal Capesse, Victória Cossa, Nikson Amós, Alex Boma, Eng. Sérgio Cumbula, a todos colegas da geração 2012, 2011 e 2013 pela amizade, apoio, suporte e pela presença permanente nos momentos bons e defíceis da minha vida na academia e fora dela, sem vocês nada disto teria acontecido, ao Eng. Jone Fernando, Eng. Sá Nogueira pelas dicas para a realização do trabalho.

Os agradecimentos estendem-se a todos docentes do Departamento de Engenharia Florestal, em especial ao dr. Aniceto Chaúque pelas dicas.

O MEU MUITO OBRIGADO!

Resumo

As queimadas causam danos aos ecossistemas florestais nas regiões em desenvolvimento, pela pressão que essas áreas sofrem devido a necessidade de novas áreas destinadas a actividades agro-pecuárias, elevando assim a ocorrência de queimadas e, causando vários efeitos nos vários ecossistemas, havendo a necessidade para identificar o impacto ambiental das mesmas. Em Moçambique, as queimadas descontroladas constituem um dos problemas ambientais que preocupa a sociedade e que para o seu controle, combate e atenuação dos danos é necessário uma maior eficiência na detecção e monitoramento, uma vez que a falta de informação sobre a localização e extensão da área queimada prejudica a estimativa do real impacto deste sobre o ecossistema. Sendo assim, como resultado do maior registo de queimadas na Reserva Nacional de Gilé nos anos 2001 e 2002 e a falta de estudos recentes sobre a dinâmica espacial e temporal de queimadas, bem como a escassez de estudos sobre a influência das queimadas na degradação das florestas nesta reserva, houve a necessidade de fazer-se este estudo que tinha como objectivo fazer a análise espacial e temporal de queimadas usando imagens satélite, tendo encontrado frequência máxima de 15 vezes em 10 anos, correspondendo a um intervalo de retorno médio de 3,9 anos, registando em média 828 queimadas anuais e queimando em média 8,03 % o que perfaz uma área de 229,67 quilómetros quadrados (km²), com maiores registos de queimadas nos meses de Agosto e Setembro (fim da época seca) com as maiores áreas registadas nos meses de Setembro e Outubro, as mesmas apresentam intensidade média de 25.09 MegaWatts sendo justificada em 99% pela Altitude, Declive e o Aspecto do terreno e, a equação para a estimativa de intensidade de queimadas na RNG é $Y = 52,504430 - 0,061136*Altitude - 0,002052* Aspecto + 0,067099*Declive + \varepsilon$. Em termos de uso e cobertura, esta apresenta cinco tipos de cobertura, dominadas pela floresta aberta, floresta densa, solo exposto, formação herbácea e corpos de água. O desmatamento registado foi de 218.77 km² e 136.77 km² foram dados como degradados, tendo se verificado ainda maior influência da ocorrência de queimadas nas mudanças de uso e cobertura que ocorrem na RNG.

Palavras-chave: Análise espacial e temporal de queimadas, Uso e Cobertura de Terra

ÍNDICE

DEDICATÓRIA	ii
AGRADECIMENTOS	iii
ÍNDICE DE FIGURAS.....	viii
1 INTRODUÇÃO.....	10
1.1 Antecedentes	10
1.2 Problema de Estudo e Justificativa.....	11
1.3 Objectivos.....	12
1.3.1 Geral.....	12
1.3.2 Específicos	12
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	13
2.1 Regime de Queimadas.....	13
2.2 Ecossistema de Miombo e Queimadas.....	16
2.3 Queimadas e Efeito Estufa/Mudanças Climáticas Globais.....	18
2.4 Mudanças de Uso e Cobertura da Terra	21
2.5 Classificação de Imagens Satélites.....	24
2.5.1 Classificação Supervisionada.....	25
2.5.2 Classificação Não Supervisionada.....	25
2.5.3 Método Misto.....	27
2.6 Detecção Remota de Queimadas.....	29
2.7 Características dos Produtos MODIS (MCD14ML e MCD45A1).....	30
2.7.1 Produto de fogos activos (MCD14ML)	31
2.7.2 Produto de área queimada (MCD45A1)	32
2.8 Descrição das Imagens de Satélite Landsat 5 TM e Landsat 8 OLI	33

2.8.1	Landsat 5 TM.....	34
2.8.2	Landsat 8 OLI.....	35
3	MATERIAIS E MÉTODOS.....	36
3.1	Descrição da Área de Estudo	36
3.2	Aquisição e Processamento de Dados.....	39
3.2.1	Imagens MODIS (MCD14ML)	39
3.2.2	Imagens MODIS (MCD45A1)	39
3.2.3	Imagens Landsat 5 e 8 (dos sensores TM e OLI)	40
3.2.4	Imagem ASTER DEM.....	41
3.2.5	Dados Ambientais (Precipitação, Temperatura).....	41
3.3	Análise de Dados.....	42
3.3.1	Frequência, Intensidade e Intervalo de Retorno de Queimadas.....	42
3.3.2	Mudanças de Uso e Cobertura	43
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	45
4.1	Frequência, Intervalo de Retorno e Intensidade de queimadas na Reserva Nacional do Gilé	45
4.2	Área e Sazonalidade de Queimadas na RNG	51
4.3	Intensidade de Queimadas na Reserva Nacional do Gilé.....	57
4.4	Factores que afectam a intensidade de queimadas na Reserva Nacional do Gilé (RNG).....	61
4.5	Mudanças de Uso e Cobertura de Terra na RNG.....	63
4.5.1	Avaliação da Precisão da Classificação	68
5	CONCLUSÕES	69
6	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	71

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1: Sistema de Classificação de Uso e cobertura da Terra, proposto por Di Gregorio (2005).....	23
Tabela 2: Resumo descritivo da informação contida no produto de localização de queimadas MCD14ML	31
Tabela 3: Designação das Bandas do LANDSAT 5 TM	34
Tabela 4: Características do Satélite Landsat 8 (OLI e TIRS)	35
Tabela 5: Exemplo de Matriz de Erro (matriz confusão).	43
Tabela 6: Classificação do Índice Kappa (K)	44
Tabela 7: Área Ocupada por frequência de queimadas em km ² (de 2004 a 2014).....	46
Tabela 8: Área queimada por ano em km ² e em percentagem (%).	52
Tabela 9: Matriz de Correlação entre as variáveis independentes do Modelo GWR para Intensidade de queimadas(FRP).	61
Tabela 10: Resultados da GWR (Regressão Geograficamente Ponderada) para Intensidade (FRP).....	61
Tabela 11: Análise de Variância (ANOVA) da GWR (Regressão Geograficamente Ponderada).	62
Tabela 12: Áreas ocupadas por cada classe de uso de terra da RNG para o ano 2004.....	65
Tabela 13: Áreas ocupadas por cada classe de uso de terra da RNG para o ano 2014.....	65
Tabela 14: Matriz de Mudanças de Uso e Cobertura de Terra para a Reserva Nacional de Gilé no período 2004 a 2014.....	66
Tabela 15: Lista de Códigos para os vários Usos e Cobertura de Terra.....	84
Tabela 16: Matriz de confusão para validação da classificação	85

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Diagrama esquemático ilustrando as interações entre as características do fogo, a vegetação e as condições físicas do terreno.	14
Figura 2: Os quatro grupos de espécies ecológicas primárias que caracterizam os distintos estágios sucessionais da floresta de Miombo seguindo a ordem de perturbação pelo fogo em ordem de sucessão.....	17
Figura 3: Localização da Área de Estudo (Reserva Nacional do Gilé)	36
Figura 4: Precipitações médias mensais entre os anos 1995 a 1999.....	38
Figura 5: Distribuição da Frequência de Queimadas na Reserva Nacional do Gilé (período 2004 a 2014)	45
Figura 6: Número de Queimadas por ano (de 2004 a 2014).	48
Figura 7: Densidade de queimadas por km ² na RNG (de 2004 a 2014).....	49
Figura 8: Intervalo de Retorno de queimadas (IR) na Reserva Nacional do Gilé (período 2004 a 2014).	51
Figura 9: Relação entre a variação intra-anual de área queimada em km ² e a variação intra-anual de focos de queimadas (de 2004 a 2014)	54
Figura 10: Sazonalidade de Queimadas na RNG de 2004 a 2014.....	56
Figura 11: Intensidade de Queimadas (FRP) na Reserva Nacional do Gilé (de 2004 a 2014).	59
Figura 12: Distribuição intra-anual da Intensidade de Queimadas (FRP) na Reserva Nacional do Gilé (de 2004 a 2014).	60
Figura 13: Dispersão dos dados de Intensidade estimada pelo modelo GWR e os Observados (produto MODIS MCD14)	63
Figura 14: Tipos de Cobertura de Terra na Reserva Nacional de Gilé para o ano 2004.....	64
Figura 15: Tipos de Cobertura de Terra na Reserva Nacional de Gilé para o ano 2014.....	64
Figura 16: Mudanças de Uso e Cobertura na Reserva Nacional de Gilé (de 2004 a 2014). ..	66

Figura 17: Distribuição da precipitação média da RNG (do período compreendido entre 2004 a 2014).82

Figura 18: Distribuição espacial da Altitude na RNG82

Figura 19: Distribuição espacial do Declive na RNG83

Figura 20: Comparação de área queimada por mês para todo período (teste de Tule)83

Figura 21: Comparação de focos de queimadas por mês para todo período (teste de Tule)..84

LISTA DE ABREVIATURAS

RNG	Reserva Nacional de Gilé
GWR	Geographically Weighted Regression
HDF	Hierarchical Data Format
UTM	Universal Transverse Mercator
MODIS	Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer
IMRQ	Intervalo Médio de Retorno de Queimadas
Geotiff	Georeferenced Tagged Image File Format
QA	Quality Assessment
ND	Números Digitais
ASCII	American Standard Code for Information Interchange

1 INTRODUÇÃO

1.1 Antecedentes

Os incêndios florestais são grandes fontes de danos aos ecossistemas florestais nas regiões em desenvolvimento (GOFC-GOLD, 2014) e, a pressão que essas áreas sofrem devido a necessidade de novas áreas destinadas à actividades agropecuárias tem elevado de forma significativa os incêndios e a extensão das áreas queimadas (Batista, 2006).

De acordo com Falck (2005) a ocorrência do fogo nos vários ecossistemas da terra e seus efeitos no meio ambiente têm sido objecto de discussão no meio científico por causa da necessidade para identificar o impacto ambiental do fogo (Dwyer *et al.*, 1999; Chuvieco, 2008; DeBano *et al.*, 1998).

O Mundo verifica o agravamento das queimadas (FAO, 2007), este, deve-se ao crescimento da população mundial o que leva a invasão de áreas de floresta (Philip, 2007), desencadeando numa maior pressão humana sobre o meio ambiente, que leva à ocorrências de queimadas (Manyangadze, 2009; Hardesty *et al.*, 2005). Neste caso, estima-se que só na África Sub-Sahariana aproximadamente 85% dos incêndios florestais que ocorreram anualmente são devido a causas antrópicas (FAO, 2007).

Em Moçambique, as queimadas descontroladas constituem um dos problemas ambientais que preocupa a sociedade e, Arone (2002) constatou que as regiões Centro e Norte são as mais afectadas, com 73,6% de extensão queimada anualmente e, a intensidade de queimadas vai diminuindo a medida que sai da formação arbustiva, áreas agrícolas, pradarias arborizadas e savana, respectivamente (MICOA, 2007).

Nas áreas florestais (abertas e densas) a área queimada varia de 27 a 37,6% por ano DNTF (2003) e, este facto é agravado pela dificuldade de controlo que é principalmente auxiliada por condições do local onde esta ocorre como a velocidade do vento, a topografia e conteúdo de humidade (Dwyer *et al.*, 1999), levando desta feita a vários danos ao ecossistema e, segundo FAO (2001) as queimadas são a principal causa da degradação das florestas.

De acordo com Batista (2006) e Zolho (2010) para o controle, combate e atenuação dos danos das queimadas é necessário uma maior eficiência na detecção e monitoramento, e para Lentile *et al.*, (2006) e Agee (2009) o conhecimento inadequado da localização e extensão da área queimada prejudica a estimativa do real impacto deste sobre o ecossistema.

1.2 Problema de Estudo e Justificativa

Estudo feito pela DNTF (2003) na Província da Zambézia, aponta esta como sendo a que mais queimadas sofre, sendo os distritos de Pebane, Morrumbala, Mocuba, Gilé e Milange os mais afectados pelas queimadas e, a frequência de ocorrência de queimadas registou um aumento de 2001 para 2002, sendo que a Reserva Nacional do Gilé (RNG) apresentou em 2001 cerca de 20 fogos activos em 100 km², totalizando 1881 queimadas registadas, em 2002 a média de ocorrência de queimadas foi de 30 fogos activos por 100 km² e, uma área queimada em 9526 km².

A alteração do regime de queimadas (intensidade, frequência, intervalo de retorno) em ecossistemas florestais causa grandes mudanças na estrutura da vegetação e composição específica, factos que para FAO (1998) levam à degradação das florestas. Mourana (2010) relata que a degradação florestal verificada em Moçambique é devido a combinação de muitos factores, nos quais se destacam as queimadas resultantes da abertura de machambas, para afugentar os animais e para a caça de ratazanas.

Tendo em conta os efeitos e consequências decorrentes da ocorrência de queimadas, torna-se importante o desenvolvimento de metodologias de avaliação, controlo e mitigação destes eventos (Pereira *et al.*, 2013), bem como compreender a influência destas na degradação florestal mas, para o desenvolvimento destas metodologias é importante ter dados e informações sobre a sua situação actual (DeBano *et al.*, 1998; Agee, 2009).

Para a Reserva Nacional do Gilé, os dados existentes referentes ao regime de queimadas, datam do ano 2003 produzidos pelos Serviços Provinciais de Floresta e Fauna Bravia (SPFB) da Zambézia para toda a província, não existindo desta feita dados sobre a situação actual e local para esta reserva, bem como a escassez de estudos sobre a influência das queimadas nas mudanças de uso e cobertura de terra nesta reserva.

1.3 Objectivos

1.3.1 Geral

Este estudo tem como objectivo geral a analisar a dinâmica Espacial Temporal de queimadas por meio de imagens satélite na Reserva Nacional de Gilé (2004 a 2014).

1.3.2 Específicos

- Determinar a intensidade, frequência e intervalo de retorno de queimadas no período 2004 a 2014;
- Estimar a área queimada na Reserva Nacional de Gilé no período 2004 a 2014;
- Estimar a mudança de uso e cobertura de terra no período 2004 a 2014.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Regime de Queimadas

O fogo é um processo natural em muitos ecossistemas e, tem desempenhado um papel importante, moldando a ecologia e a evolução de espécies, mas também ajuda a manter a composição de espécies e integridade de alguns ecossistemas (Syphard *et al.*, 2007).

Embora o fogo tenha efeitos benéficos a alguns ecossistemas, este pode ter impactos na cobertura do solo, bem como na dinâmica da comunidade quando o regime natural do fogo ultrapassa a sua faixa de variabilidade, alterando assim o regime e, levando desta feita a vários danos, podendo quando frequentes, resultar em perda de habitat, fragmentação florestal, mudança na composição, bem como levar à redução de pequenos mamíferos que é também acompanhada pela perda de predadores (Barro e Conard, 1991).

O regime de queimadas é descrito pela frequência, magnitude (gravidade/severidade e intensidade), previsibilidade, tamanho, sazonalidade e padrões espaciais (Whelan, 1995; Morgan *et al.*, 2001). A frequência de queimadas pode ser espessa em intervalo de retorno do fogo, probabilidade de ocorrência, é o número de eventos de fogo num dado ponto ou área específica num período de tempo ou período de registo (Neary *et al.*, 1999; Morgan *et al.*, 2001; Whelan, 2006).

O período de rotação é considerado como o tempo necessário para queimar uma área equivalente a uma área de estudo específica ou paisagem (Albini, 1976; Whelan, 1995). A intensidade e a gravidade fazem uma descrição dos efeitos individuais dos incêndios, sendo a Intensidade um parâmetro que faz a descrição do comportamento físico do fogo, definida como a quantidade de energia emitida por uma frente de fogo, estando intimamente correlacionado com o comprimento da chama. Ela pode ser estimada em termos de temperatura e a taxa de libertação de calor. As temperaturas podem variar de 508 a mais de 1500°C e a taxa de libertação chega a 2110 J/kg, sendo esta dependente da interação entre as condições de combustível (humidade) e as condições climáticas (Neary *et al.*, 1999) (Morgan *et al.*, 2001).

A severidade das queimadas é descrita como o grau de mortalidade de árvores, mas também pelo calor que penetra no solo, grau de consumo de biomassa sobre e no interior do solo (Neary *et al.*, 1999). A duração do fogo é uma das componentes da severidade que faz com que hajam mais danos aos ecossistemas, uma vez que o fogo em movimento rápido em zonas com combustível como gramíneas pode ser intenso no aspecto de libertação de energia por unidade

de área, mas não transmitir as mesmas quantidades de calor para os organismos contidos no solo e outros, desta forma, em caso de combustíveis pesados, a velocidade de propagação será reduzida e o tempo de permanência do fogo será maior. O mesmo comportamento também se registra quanto aos danos (Neary *et al.*, 1999; Morgan *et al.*, 2001).

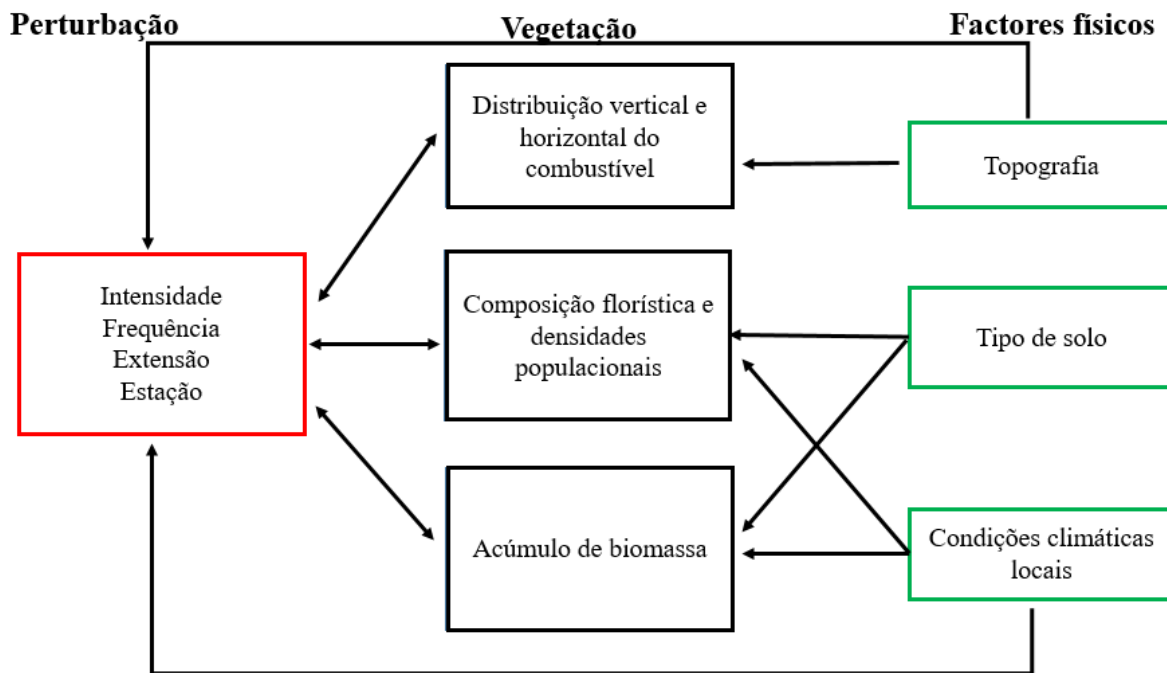


Figura 1: Diagrama esquemático ilustrando as interações entre as características do fogo, a vegetação e as condições físicas do terreno.

Fonte: Adaptado de Whelan (1995).

Para a *The Nature Conservancy*, o efeito do fogo pode variar de acordo com a categoria de resposta da vegetação ao fogo, tendo classificado em ecossistemas: *dependentes do fogo*, *sensíveis ao fogo* e *os independentes do fogo*, mas quando trata-se de áreas de conservação inclui-se um quarto que é o *influenciado pelo fogo* (Hardesty *et al.*, 2005; Myers, 2006).

Nos ecossistemas independentes do fogo, normalmente o fogo exerce um pequeno papel ou é desnecessários (florestas tropicais em ambientes que não apresentam uma estação definida), mas os dependentes do fogo, são aqueles em que o fogo tem o papel propoderante, onde as espécies desenvolveram adaptações de resposta positiva a ocorrência do fogo, facilitando a propagação de espécies nos mesmos (Myers, 2006).

Nos dependentes do fogo (normalmente denominados ecossistemas adaptados ao fogo), o fogo é muito importante, tanto que ao suprimi-lo ou alterar o seu regime de queimadas além da

sua variação natural, o ecossistema pode transformar-se, ocorrendo nesta transformação a perda de habitats, bem como a perda de espécies (Hardesty *et al.*, 2005; Myers, 2006). Cada espécie no ecossistemas dependentes do fogo evolui em resposta às características específicas do regime do fogo como a frequência, intensidade e estação na qual ocorre o fogo(Hardesty *et al.*, 2005; Myers, 2006); portanto, os ecossistemas sensíveis ao fogo são compostos por espécies de plantas bem adaptadas ao fogo, nos quais, queimadas destrutivas só ocorrem nas estações secas prolongadas. Nestes ecossistemas, quando as queimadas ocorrem em uma frequência moderada podem ser grandes impulsionadores na criação de habitats específicos, bem como no início do processo de sucessão (Hollingsworth *et al.*, 2015).

No entanto, quando as queimadas ocorrem com maior frequência, podem ser um perigo para os ecossistemas sensíveis, podendo haver maior mortalidade de árvores que, podem levar à alteração na composição das espécies, como é o caso das florestas de miombo que podem ser convertidas em pastagens ou matagal (Hollingsworth *et al.*, 2015).

A ocorrência de queimadas, a distribuição de área queimada no espaço, têm como principal vector os factores antropogénicos, com destaque a densidade populacional, bem como as formas de uso do solo, aliado a outros factores biofísicos (Roy *et al.*, 2002). E, em Moçambique estas ocorrem durante a estação seca, ocorrendo com maior frequência durante os meses de Julho a Outubro e, têm como principal agente impulsionador as gramíneas e a serrapilheira (MICOA, 2005).

Para Zolho (2005), a intensidade e a capacidade destrutiva das queimadas tende a aumentar no fim da época seca (Abril a Julho) e início da época chuvosa (a partir de Agosto a Novembro). Com a alteração do regime de queimadas, tem sido difícil estabelecer um regime de queimadas na eco-região do Miombo, a qual abrange Moçambique, devido a dificuldade existente no que se refere a observações de campo que são poucas, mas devido ao facto de que a determinação do regime usando dados de satélite ainda não ter sido capaz de fornecer uma boa visão sobre as queimadas ao longo do ano (Chidumayo *et al.*, 1996) e, estas queimadas terem periodos de retornos que variam de 1 a 2 anos para a escala local, mas na escala regional, é estimado em 3 anos (Frost, 1996).

2.2 Ecossistema de Miombo e Queimadas

O ecossistema de Miombo cobre uma vasta proporção da região sul, centro e leste da África e, é considerada a mais extensa formação de floresta seca de África, ocupando uma área de 2,7 milhões de quilómetros quadrados, abrangendo países como Tanzânia, Zimbábue, Angola, Zâmbia e Moçambique (Campbell *et al.*, 1996a; Frost, 1996). O Miombo é geralmente encontrado em regiões que recebem mais de 700 mm de precipitação média anual (Deweese, *et al.*, 2011).

Este é em grande parte decíduo, em que a maior parte das suas espécies só perde folhas num curto período no final da estação seca, mas em áreas secas, este pode ser completamente decíduo, enquanto nas zonas húmidas pode ser sempre verde (Chidumayo *et al.*, 1996; Campbell *et al.*, 1996a).

Em áreas de alta pluviosidade, a floresta de Miombo dá lugar a uma floresta sempre verde, o mesmo que se encontra no limite norte entre Angola e Zaire e, o similar ocorre na planície litoral de Moçambique, que é dominada por floresta e savana (Campbell *et al.*, 1996a).

O Miombo é caracterizado principalmente pela presença de árvores da subfamília Caesalpinioideae, destacando-se os géneros *Brachystegia*, *Julbernardia*, *Isoberlinia*, *Baikiaea*, *Cryptosepalum*, *Colophospermum* e *Burkea*, mas também pela presença de uma camada de gramíneas C4. O dossel é de 6 a 20 metros de altura, com cerca de 20% de cobertura de copas (Timberlake e Chidumayo, 2011), sendo encontradas principalmente em regiões com solos pobres em nutrientes (excepto a *Colophospermum* e *Acacia*). Em contraste, Banda *et al.* (2006) na zona baixa do gradiente de precipitação, encontrou Miombo dominado pelos géneros *Markhamia*, *Grewia*, *Terminalia*, *Syzygium*, *Acacia* e *Combretum*.

A composição e estrutura são determinadas pelo clima (temperatura média, quantidade de chuva, duração da estação seca) e, o tipo de solo, no entanto, maior parte das mudanças que ocorrem no tipo de vegetação são graduais, nas quais o fogo é uma característica importante (Timberlake e Chidumayo, 2011). O efeito das queimadas na estrutura e morfologia, depende tanto da intensidade, bem como do período em que ocorre a queimada (Frost, 1996; Deweese *et al.*, 2011).

Espécies como a *Parinari excelsa*, *Entandophragma delevoiyi* e *Syzygium guineense* são intolerantes ao fogo (Deweese *et al.*, 2011), mas as espécies pertencentes aos géneros

Brachystegia e Julbernardia são sensíveis ao fogo na fase jovem e, outras espécies são semi ou completamente tolerantes ao fogo (Backéus *et al.*, 2006). As queimadas tendem a ser mais severas no fim da estação seca, onde quando o Miombo é exposto a estas queimadas, a composição de espécies pode mudar (Banda *et al.*, 2006; Backéus *et al.*, 2006; Dewees *et al.*, 2011) e, quando exposto a repetitivas queimadas intensas no final da estação seca, eventualmente pode ser totalmente convertido em pastagem, com poucas árvores tolerantes ao fogo (Dewees *et al.*, 2011).

As estimativas de intervalos de retorno de queimadas para o miombo, situam-se em torno de 1.6 a 3 anos (Frost, 1996), mas, estudos confiáveis de frequências de queimadas são escassos e, por causa do uso do fogo pelo homem aumenta o crescente impacto do fogo na vegetação, bem como dificulta obter dados verdadeiros sobre os padrões das queimadas (Malmer, 2007).

Hollingsworth *et al.* (2015) afirma que grande parte do miombo na zona oriental da Zâmbia onde este ecossistema ocorre com maior expressividade, foi totalmente desmatada ou degradada, sendo resultado da combinação de vários factores, incluindo a expansão de áreas de cultivo, o rápido crescimento populacional, sobrepastoreiro e pelas queimadas frequentes.

De acordo com o nível de perturbação do Miombo pelo fogo, encontram-se quatro grupos de espécies ecológicas primárias (ou estados) que o caracterizam, Miombo, Mateshi, Chipya e Uapaca (Trapnell, 1959; Lawton, 1978; Hollingsworth *et al.*, 2015).

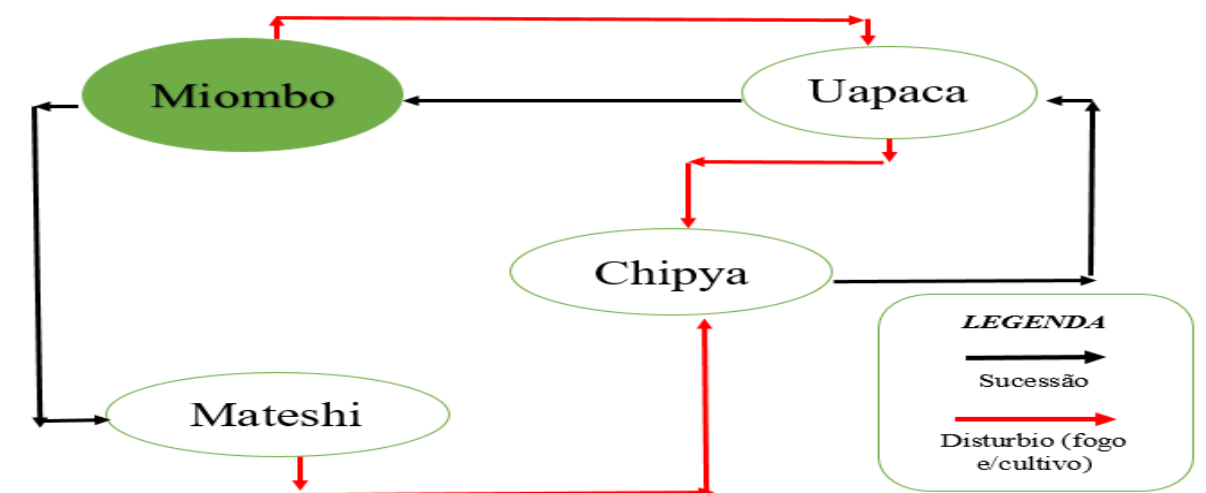


Figura 2: Os quatro grupos de espécies ecológicas primárias que caracterizam os distintos estágios sucessionais da floresta de Miombo seguindo a ordem de perturbação pelo fogo em ordem de sucessão.

Fonte: Adaptado de Hollingsworth *et al.* (2015).

Estes quatro grupos de espécies ou estados serais, facilitam o gradual fechamento das copas ao longo do tempo, o que diminui os efeitos do fogo, promovendo o estabelecimento posterior de espécies sucessionais sensíveis ao fogo. Os grupos de espécies ao fim do desenvolvimento são Chipya, Uapaca, Brachystegia – Julbernardia (Miombo), Mateshi e por espécies uni-presentes que persistem em toda parte, podendo não ser totalmente discretos, uma vez que nalguns casos há sobreposições entre os mesmos (Lawton, 1978; Hollingsworth *et al.*, 2015).

Chipya é um ecossistema de pastagem arborizada, dependente do fogo e caracterizado por uma vegetação adaptada às queimadas frequentes e intensas, dominado por grupos de espécies arbóreas resistentes ao fogo, estrato herbáceo composto por espécies indicadoras como a *Aframomum alboviolaceum*, *Smilax anceps* e *Pteridium aquilinum* (Trapnell, 1959; Lawton, 1978).

O Uapaca é um grupo ecológico que consiste em espécies de plantas sensíveis ao fogo que, não são bem adaptadas para resistir a fogos frequentes e, Mateshi é considerado um grupo ecológico que tem como característica ser independente ao fogo, composto por árvores perenes e semi-decíduas incapazes de resistir a queimadas na estação seca (Trapnell, 1959; Lawton, 1978; Hollingsworth *et al.*, 2015).

2.3 Queimadas e Efeito Estufa/Mudanças Climáticas Globais

A atmosfera é constituída por vários gases, dos quais os principais destacam-se como os principais o Nitrogênio (N₂) e o Oxigênio (O₂) que, compõem 99% da atmosfera, mas, existem outros gases que ocorrem em pequenas quantidades, os quais constituem os gases de efeito estufa, sendo o dióxido de carbono (CO₂), ozônio (O₃), metano (CH₄) e o óxido nitroso (N₂O) e por fim o vapor de água (H₂O) (Baldo-Soriano, et al., 2012).

Os gases acima referenciados, são os responsáveis pela retenção de calor. Dos gases de efeito estufa, o dióxido de carbono, metano e o óxido nitroso têm sido muito estudados nos últimos anos. No entanto, a atenção prioritária tem sido dada ao dióxido de carbono, devendo ao elevado volume de emissões para a atmosfera deste mesmo gás, o qual chega a 55% do total das emissões dos gases de efeito estufa, mas também devido ao tempo de permanência na atmosfera chegar a 100 anos.

O efeito estufa é um processo natural. O dióxido de carbono, bem como o vapor de água permitem com que as ondas electromagnéticas que chegam do sol atravessem a atmosfera para aquecer a superfície da terra, em contrapartida a mesma camada destes gases dificulta a saída da radiação infravermelha emitida pela Terra, impedindo desta forma a demasiada perda de calor irradiado para o espaço, com mais enfoque à noite, mantendo desta feita a Terra sempre aquecida. Este processo vem acontecendo a milhões de anos e, o mesmo fenómeno é muito importante e necessário, uma vez que sem este fenómeno, a temperatura média da Terra seria cerca de 33°C mais baixa e, a vida no planeta tal como é hoje não seria possível (Clark, 1990).

As actividades humanas ou antrópicas, somadas ao processo natural, têm resultado em contribuições adicionais de gases de efeito estufa, acentuando assim a concentração destes na atmosfera e, como consequência ocorre a ampliação da capacidade de absorção de energia que naturalmente já possuem.

De acordo com IPCC (2007), os resultados da acção antrópica, como o desmatamento, degradação de florestas e queimadas têm afectado os reservatórios naturais e sumidouros com a capacidade de absorver o dióxido de carbono (CO₂) do ar.

Duma maneira geral, as mudanças climáticas têm sido resultado do aquecimento global (incremento além do nível normal da capacidade da atmosfera reter calor) que, por sua vez é resultado do efeito estufa (causada pelo aumento progressivo da concentração dos gases de efeito estufa na atmosfera). O aumento progressivo destes gases tem sido provocado pelas actividades do homem que, produzem emissões excessivas destes gases e, devido à quantidade com que é emitido, o CO₂ é o gás que mais contribui para o aquecimento global (IPCC, 2007).

A contribuição das queimadas no aquecimento global é mostrado pelas estatísticas de emissões de dióxido de carbono provenientes das mesmas que, por exemplo 1990 segundo IPCC, foram emitidas cerca de 1.2 bilhão de toneladas de CO₂ provenientes de queimadas e de mudanças de uso e cobertura da terra. E, cerca de 18 % a 25% das emissões globais de dióxido de carbono são resultado da destruição e degradação das florestas, facto que leva a considerar que o desmatamento e a degradação florestal são as principais causas das mudanças climáticas, embora estas sejam apenas superadas pela produção industrial e geração de energia (Baldo-Soriano, et al., 2012).

Deste modo, com a ocorrência de queimadas em ecossistemas florestais que, são considerados reservatórios sumidouros, há uma perda da vegetação, ocorrendo a liberação de gases de efeito

estufa para a atmosfera e ao mesmo tempo que reduz a capacidade do ecossistema absorver o CO₂. Daí que para se reverter este cenário, é importante que se conjugue a conservação florestal e a conservação dos solos, para que haja o incremento do sequestro do carbono, bem como o estabelecimento de novas áreas florestais, redução das emissões de dióxido de carbono provenientes da abertura de novas áreas para a prática da agricultura e as provenientes de queimadas (Sundquist, et al., sd).

Facto este mostra que ao se proteger as florestas pode haver uma desaceleração das mudanças climáticas, como consequência do evitar das emissões de grandes quantidades de dióxido de carbono (CO₂) (Baldo-Soriano, et al., 2012).

Ao mesmo tempo que as queimadas contribuem para o aumento de emissões de gases de efeito estufa e, por conseguinte o aquecimento global e as mudanças climáticas, as mesmas mudanças climáticas têm sido uma das razões para o perigar do bem estar das florestas, a medida que contribuem para por exemplo os ecossistemas receberem menos chuva e a subida temperaturas. Mas também isto pode incrementar a ocorrência e perigosidade de queimas em termos de intensidade, devido a ocorrência de períodos secos longos o que propicia a disponibilidade de vegetação seca para queimar, mas também as altas temperaturas propiciam a existência de queimadas mais intensas que, levam a maiores danos no ecossistema (Clark, 1990; Baldo-Soriano, et al., 2012).

Como forma de contrariar este cenário das mudanças climáticas provenientes do efeito estufa o qual tem como uma das principais causas as emissões de gases pela queima de biomassa (queimadas florestais) e também pelas emissões devido às mudanças de uso e cobertura (muitas vezes resultado de queimadas e abertura de áreas agrícolas), esforços globais estão sendo levados a cabo convista a proteger e restaurar florestas como parte de iniciativas globais para lutar e mitigar as mudanças climáticas. Os mesmos esforços são de modo formal denominados de REDD+ que, significa Redução de Emissões por Desmatamento, Degradação florestal, conservação, manejo sustentável de florestas e aumento de estoques de carbono, principalmente em países em desenvolvimento (Baldo-Soriano, et al., 2012). (Angelsen *et al.*, 2012).

2.4 Mudanças de Uso e Cobertura da Terra

O uso da terra vem sendo reportado como um problema ambiental local, mas está se tornando um problema global. São verificadas em todo mundo mudanças em florestas, cursos de água e no ar que são impulsionadas pela necessidade de fornecer alimentos, fibra, água e abrigo para a população, verificando-se ainda nos últimos anos a expansão de áreas de agricultura, pastagens, e áreas urbanas, estas acompanhadas pelo alto consumo de água, energia, fertilizantes, juntamente com as perdas de biodiversidade (Foley *et al.*, 2005; Fukani e Wardle, 2005).

Actividades agrícolas e de extracção de madeira causaram uma perda de cerca de 7 a 11 milhões de km² nos últimos 300 anos e, também tem se verificado a substituição de florestas naturais pelas plantadas que, ao todo perfazem cerca de 1.9 milhões de km² em todo mundo.

Os diferentes usos do solo também podem influenciar de forma indirecta para a degradação das florestas por meio da introdução de pragas e patógenos, mudanças na carga combustível do fogo e mudando assim os padrões e frequência das fontes de ignição do fogo, bem como a alteração das condições meteorológicas locais (Ramankutty e Foley, 1999).

Existe uma preocupação crescente na comunidade científica em relação aos efeitos das mudanças globais sobre os ecossistemas e serviços ecossistêmicos, sendo que, junto a essas mudanças estão as mudanças de cobertura da terra que, são consideradas uma importante componente para as mudanças climáticas (Foley *et al.*, 2005). Desta feita, entender os padrões (espaciais e temporais) das mudanças de cobertura da terra e seus efeitos sobre o ecossistema é um desafio importante para os ecologistas (Fukani e Wardle, 2005).

Cobertura da Terra refere-se à superfície física da Terra, na qual inclui-se várias combinações de tipos de vegetação, solos, rochas expostas, cursos de água, bem como aspectos atronogénicos como agricultura e zonas com construções (ambientes construídos). A discriminação de classes de cobertura terrestre pode ser geralmente feita através de padrões característicos usando sensoriamento remoto (Barson *et al.*, 2007; Cecchi *et al.*, 2008).

Uso da terra significa o propósito para o qual a cobertura da terra é comprometida. Para alguns usos de terra como agricultura, têm um padrão de cobertura da terra característico. Estes aparecem geralmente nas classificações de cobertura de terra; para outros usos de terra, como a conservação da natureza, não são facilmente discriminadas por um padrão de cobertura de

terra característico (por exemplo: onde a cobertura da terra é floresta, o uso da terra pode ser a conservação da natureza ou a exploração madeireira) (Di Gregorio, 2005; Barson *et al.*, 2007; Cecchi *et al.*, 2008).

O uso de terra é caracterizado principalmente pelo regime de actividades das populações num dado tipo de cobertura da terra e, a definição do mesmo estabelece uma relação intrínseca entre a cobertura da terra e as acções das populações em seu ambiente (Di Gregorio, 2005).

Há boas razões para que se queira quantificar e explicar as mudanças na cobertura da terra. Não apenas pode ajudar a compreender os processos ao nível da paisagem, mas também pode contribuir para uma posterior melhoria da gestão de terra e em melhores práticas de conservação (Rudel *et al.*, 2005; Herold, 2009).

Em contrapartida, compreender as mudanças de uso e cobertura da terra apresenta um desafio que está relacionado com o facto de que vários processos têm ocorrido em diferentes escalas espaciais e, por exemplo, a decisão de se abandonar uma determinada área é geralmente resultado de forças sócioeconómicas, ao passo que, as mudanças no uso e cobertura de terra posteriores são o resultado de processos ecológicos que, por sua vez sofrem influência de condições ambientais locais (Rudel *et al.*, 2005; Rutherford *et al.*, 2008).

Assim sendo, os diferentes processos são investigados usando diferentes escalas espaciais, uma vez que os seus vectores operam em diferentes escalas; enquanto os processos ecológicos são em geral avaliados numa escala pequena, a mudança de uso e cobertura da terra é por sua vez avaliada geralmente numa escala regional ou mesmo global usando dados de Sensoriamento remoto (Rutherford *et al.*, 2007).

Métodos terrestres convencionais de mapeamento de uso e cobertura da terra são muito trabalhosos, demorados e feitos com pouca frequência, podendo os mapas produzidos com base neste método tornarem-se desatualizados quando tratar-se de ambientes com mudanças rápidas (Zubair, 2006). Desta feita, nos últimos tempos, têm sido desenvolvidas estas actividades usando técnicas de Sensoriamento remoto que provaram ser de grande valor para o monitoramento das mudanças em intervalos de tempo regulares e, nalguns casos esta técnica é a única a ser empregue para obtenção de dados a um custo reduzido e em menor tempo (caso de zonas inacessíveis) (Tamilenthi *et al.*, 2015). Dados de Sensoriamento remoto e Sistemas de Informação Geográfica têm sido amplamente usados na classificação do uso e cobertura da terra (Bahadur, 2009).

Existem vários exemplos de países que têm usado dados de satélite para o mapeamento da cobertura da terra, bem como para avaliações de mudanças (Herold, 2009). Pelo facto de a maior parte de projectos de mapeamento de uso e cobertura da terra serem desenvolvidos para aplicações e fins específicos, faz com que existam inconsistências entre diferentes produtos de mapas de uso e cobertura, mas também em sistemas de monitoria das alterações de cobertura, comprometendo desta feita a capacidade de apreciação e síntese com sucesso da cobertura da terra em escalas regionais e globais (Herold, 2009).

Por isso mesmo, só recentemente que o Sistema de Classificação de Cobertura da ONU foi reconhecido e usado para fornecer a um nível temático básico uma padronização do uso e cobertura da terra.

Tabela 1: Sistema de Classificação de Uso e cobertura da Terra, proposto por Di Gregorio (2005).

Classes principais	Classes Secundárias
Área Urbana e Construída	Residencial
	Comercial
	Industrial
	Extractiva
	Transporte
Área cultivada (Agrícola)	Terra de cultivo e pastagem
	Pomares
	Lotes florestais (Bosques)
Área de Pastagem	Pradaria
	Savanas
	Deserto Arbustivo
Área Florestal	Decídua
	Conífera
	Mista
Água	Corpos de água naturais
	Neve
	Gelo
Área pantanosa	Vegetada
	Praias
	Areias, excepto praias
Região improdutiva	Planícies salinas
	Praias
	Areias, excepto praias

2.5 Classificação de Imagens Satélites

A classificação de imagens visa classificar todos os *pixels* de uma dada imagem digital entre diferentes temas ou classes de cobertura, podendo os dados classificados serem usados para a produção de mapas de uso e cobertura de terra existente na imagem e por conseguinte sumários estatísticos nas mesmas áreas, partindo do princípio de que cada superfície tem características únicas e apresenta um comportamento específico no espectro electromagnético, permitindo desta feita a sua identificação (De Oliveira, 1999).

Existem várias técnicas de classificação de imagens de Sensoriamento remoto, as quais são agrupadas em Supervisionadas e Não Supervisionadas, classificação esta que é baseada na participação ou não do usuário durante a classificação. A supervisionada é uma classificação que precisa duma interacção com o usuário que tem conhecimento sobre a área, necessita ainda de amostras representativas de coberturas já conhecidas (denominadas áreas de treinamento) para constituírem a chave para a interpretação exhaustiva das características espectrais de cada classe (De Oliveira, 1999).

Em contraste, na não supervisionada não é necessário ter conhecimento sobre o local, mas também não necessita de nenhum treinamento, havendo o agrupamento em *clusters* (grupo de pixels com mesmas características) (De Oliveira, 1999; Pradhan *et al.*, 2010; 2010a).

O método supervisionado tem como objectivo a definição de classes informativas, enquanto o não supervisionado tende a identificar as classes espectrais presentes na imagem. Nenhum dos métodos fornece uma solução acabável para todos os problemas que implicam a classificação digital das imagens. Isto porque por um lado, o método supervisionado pode ser descartado uma vez que pode ser considerado subjectivo e artificial, pois este pode influenciar o computador para discriminar categorias que não têm um significado espectral claro (Chuvieco, 1995; Kumar, sd).

Por outro lado, o método não supervisionado proporciona nalguns casos resultados de difícil interpretação e pouco relacionados com as necessidades do usuário final do produto da classificação, para além de que não está claro que este método possa ter capacidade de identificar agrupamentos naturais na imagem (Chuvieco, 1995).

2.5.1 Classificação Supervisionada

A classificação supervisionada é definida como sendo o processo pelo qual ocorre a identificação de objectos desconhecidos, utilizando informação espectral derivada a partir dos dados provenientes das áreas de treinamento definidas pelo analista (Pradhan, 2010a).

A realização da classificação supervisionada pressupõe um conhecimento prévio da área em questão, que pode ser pela experiência anterior, bem como de trabalho de campo. Este conhecimento da área, permite ou facilita ao intérprete definir/delimitar sobre as imagens as áreas de treinamento que devem ser suficientemente representativas das categorias que compõem a legenda. As áreas de treinamento permitem treinar o classificador para reconhecer as diferentes categorias da imagem. Isto significa que faz-se o cálculo dos números digitais (ND) para cada classe, os quais serão posteriormente atribuídos aos restantes *pixels* da imagem de uma das categorias em função dos ND (Chuvieco, 1995).

De um modo geral, é fundamental a correcta escolha de áreas de treino, pois, caso contrário a classificação de partida pode ser um falhanço, uma vez que poderá haver a discriminação de categorias com pouco significado espectral (Chuvieco, 1995).

No referente ao tamanho das áreas de treino, é necessário seleccionar no mínimo um número de $m + 1$ *pixels* por categoria (m - corresponde ao número de bandas envolvidas na análise). No entanto, é conveniente exceder o limite mínimo, recomendando-se a selecção de um número de *pixels* entre $10 * m$ e $100 * m$ para cada categoria (Mather, 2011). Em suma, deve-se seleccionar vários campos de um tamanho pequeno, que seleccionar um só de maiores dimensões uma vez que a variabilidade dessa classe pode tender a ser subestimada.

Em relação distribuição, é importante ter em conta as características da imagem, tentando cobrir todas as variações espaciais que ocorrem em cada uma das categorias (ex: densidade, vigor).

2.5.2 Classificação Não Supervisionada

A classificação não supervisionada visa definir as classes espectrais presentes na imagem, não implicando qualquer conhecimento da área de estudo e sem intervenção humana e, a parte humana só se ocupa em interpretar e obter resultados (Chuvieco, 1995).

Neste método, procura-se grupos naturais de pixels, assumindo que os números digitais (ND) da imagem são um número de grupos ou aglomerados (*clusters*) nítidos. Os números digitais equivaleriam aqui a *pixels* com um comportamento espectral homogêneo e, devem assim corresponder a classes temáticas (categorias espectrais) de interesse, mas, sabe-se que estas categorias nem sempre coincidem com as classes de informação que o utilizador pretende fazer a dedução com vista a dar sentido na interpretação do significado dessas categorias temáticas espectrais (Chuvieco, 1995; Pradhan, 2010a)

Para definir os aglomerados espectrais (*clusters*), este método baseia-se em três processos seguidos sendo: (i) selecção das variáveis envolvidas na análise; (ii) escolha de um critério para medir a semelhança ou distância entre os casos; (iii) selecção de critérios para agrupar os casos semelhantes (Chuvieco, 1995).

A delimitação de cada grupo espectral inicia olhando para dois critérios: um que trata da medição da similaridade entre pixels e, outro que trata da marcação das condições do processo de agrupamento (*clustering*). Em relação ao primeiro critério, diferentes métodos têm sido propostos para medir a distância entre pixels, mas a mais usada é a distância euclidiana (Chuvieco, 1995; Parker, 2011).

$$D_{a,b} = \sqrt{\sum_{k=1}^m (ND_{a,k} - ND_{b,k})^2}$$

Onde: $D_{a,b}$ corresponde à distância entre dois pixels quaisquer “ a e b ”; “ $ND_{a,k}$ e $ND_{b,k}$ ”, correspondem aos números digitais dos pixels na banda “ k ”, “ m ” é o número de bandas.

Em relação ao algoritmo de agrupamento, existem várias opções, na qual a opção mais comum é denominada ISODATA (Al-Ahmadi e Hames, 2009). O método não supervisionado é considerado por diversos autores como sendo uma forma específica de classificação (como uma estratégia abrangente que engloba as fases de treinamento e alocação de *pixels* em cada categoria da legenda), mas ainda alguns pesquisadores consideram-na como uma forma alternativa de obter dados estatísticos do treinamento (a análise sem supervisão centra-se não só na classificação da imagem, como em definir com precisão os grupos ou categorias que intervêm na classificação (Chuvieco, 1995). Deste modo, pode-se considerar a classificação não supervisionada como exploratória, dirigida para a dedução das classes espectrais presentes na imagem.

2.5.3 Método Misto

O método supervisionado assim como o não supervisionado têm vantagens e desvantagens. O supervisionado tem sido frequentemente subjectivo, aspecto este que deve-se ao facto do utilizador estabelecer a priori as categorias sem avaliar as características espectrais da imagem. E, o não supervisionado não garante que as classes ou categorias por si derivadas são significativas para o usuário do produto, para além de que torna difícil a sua verificação (Chuvieco, 1995).

Para ultrapassar estes problemas, os métodos supervisionado e não supervisionado podem ser combinados, através da aplicação separada destes numa mesma imagem e posteriormente sintetizar a informação por eles extraída, podendo resultar desta feita num ganho em termos de sentido espectral e informacional das classes resultantes. (Chuvieco, 1995).

Nos últimos anos, a classificação de imagens de satélite tem se baseado principalmente em métodos estatísticos como a Distância Mínima para média (MDM), Classificação de Máxima Verossimilhança (MLC) e a Análise de Discriminação linear (LDA) (Pradhan *et al.*, 2010). Estes têm como característica, serem classificadores que usam um modelo probabilístico, proporcionando uma probabilidade de estar em cada classe, ao invés de uma simples classificação e, o desempenho e o sucesso destes classificadores depende da correspondência dos dados ao modelo pré-definido; podendo tornar-se difícil modelar de forma adequada os dados quando estes apresentarem uma estrutura complexa (Pradhan *et al.*, 2010).

Em termos de desempenho dos métodos supervisionados e não supervisionados, Pradhan *et al.*, 2010a) fazendo a classificação e mapeamento da cobertura de terra no Estado de Sikkim, encontrou 80% e 71% de precisão para o não supervisionado e supervisionado respectivamente. Mas Bahadur (2009) avaliando o desempenho dos dois métodos de classificação numa região montanhosa do Nepal, encontrou uma acurácia na ordem dos 45% a 68% para a classificação não supervisionada e 82.26% a 94.08% para a classificação supervisionada.

De Oliveira (1999) trabalhando com a classificação supervisionada encontrou desempenhos (acurácia) na ordem de 80,17 a 87,77% e, Thakur (2012) fazendo comparação de três algoritmos em termos de desempenho encontrou cerca de 87%, 77% e 71% para os algoritmos de máxima verossimilhança, Mahalanobis e o algoritmo de mínima distância, respectivamente.

Classificadores

Nesta fase faz-se colheita de assinaturas usando estatísticas baseadas em equações as quais são consideradas como fronteiras que definem cada categoria. O pixel será atribuído a uma classe “i”, se seus números digitais (ND) estão dentro da área de domínio atribuído a essa classe. Os critérios (classificadores) mais comuns usados para o estabelecimento desses limites estatísticos entre as classes são os seguintes: (i) Classificador de mínima distância, através da qual o *pixel* é atribuído à classe mais próxima; (ii) Classificador de paralelepípedos, este permite ao usuário apontar os limites de dispersão associados a cada classe e, (iii) Classificador de Máxima verossimilhança ou probabilidade, atribui-se cada *pixel* a uma classe na qual tem maior probabilidade de pertencer a mesma (Chuvieco, 1995).

Geralmente, os classificadores são agrupados em paramétricos (classificador de máxima verossimilhança) e não paramétricos (Classificador de mínima distância e Classificador de paralelepípedos).

Classificador de Máxima Verossimilhança

O classificador de Máxima Verossimilhança é muito popular devendo-se a regras de decisão deste classificador que é apelativa em virtude da classe mais provável de ser escolhida (Brites, 1996). Este pressupõe que os ND dentro de cada classe seguem uma distribuição normal, permitindo assim fazer a descrição de uma dada classe por meio de uma função de probabilidade, a partir de vectores de médias e matrizes de variância e co-variância dos padrões de resposta da categoria espectral quando classifica um pixel desconhecido, considerando-se assim um método paramétrico (Chuvieco, 1995; Brites, 1996). De um modo geral, esta função tem uma semelhança com a distribuição efectiva dos números digitais (ND) numa categoria, daí que é usado como base para o cálculo da probabilidade de que um pixel com um determinado ND seja membro de uma dada classe ou categoria.

$$L_k = P\left(\frac{k}{X}\right) = P(k) * \frac{P\left(\frac{X}{k}\right)}{\sum P(i) * P\left(\frac{X}{i}\right)}$$

Onde:

$P(k)$: é a probabilidade prévia da classe “k”.

$P(X/k)$: é a probabilidade condicional para se observar o “X” da classe “k”, mas também pode ser considerada de função de densidade de probabilidade.

A expressão acima (função de densidade de probabilidade) é utilizada para a classificação de um *pixel* desconhecido, computando a probabilidade de que este *pixel* venha a fazer parte duma dada classe ou categoria. Neste caso, o *pixel* será atribuído à classe com uma alta probabilidade, ou a nenhuma classe, em casos de os valores de probabilidade terem sido abaixo de um limite pré-determinado (pelo analista) (Brites, 1996), como mostra a fórmula seguinte:

$$p\left(\frac{X}{A}\right) \geq p\left(\frac{X}{B}\right)$$

Isto é válido para todo $A \neq B$, variando de 1 a “n”. Em que n é o número de categorias. Mas Chuvieco (1995) considera que um *pixel* só pode pertencer a uma dada classe quando:

$$p\left(\frac{X}{A}\right)p(A) \geq p\left(\frac{X}{B}\right)p(B)$$

Válido para todo $B \neq A$, onde $p\left(\frac{x}{A}\right)$ representa a probabilidade de que um *pixel* com um determinado número digital pertença a classe A e, $p(A)$ indica a probabilidade a priori de que um *pixel* qualquer se inclua na classe “A”.

2.6 Detecção Remota de Queimadas

O estudo de queimadas por meio de Sensoriamento remoto do espaço é o recomendado para o estudo de queimadas florestais, devendo-se à maior cobertura em termos de área e de forma repetida fornecida pelos sensores de satélites, bem como permite o fornecimento de informação sobre áreas e regiões espectrais não visíveis, tornando-a assim uma ferramenta muito valiosa na prevenção, detecção e mapeamento dos incêndios florestais (Chuvieco e Cocero, 1996).

O monitoramento das queimadas a mais de duas décadas a escala regional e global, vem sendo feita recorrendo a dados de satélite, utilizando algoritmos que permitem detectar a localização de incêndios activos no momento da passagem do satélite pelo local (Kaufman e Justice, 1998; Boschetti *et al.*, 2009; 2013). Nos últimos tempos usando os algoritmos de área queimada que, fazem o mapeamento espacial directo (em termos de extensão) da área afectada pelas queimadas.

Devido a ausência de produtos precisos de áreas queimadas nos anos passados, as avaliações das áreas afectadas por este fenómeno (queimadas) era feita como base na calibração de dados relativos a fogos activos disponibilizados a partir de AVHRR (Advanced Along Track Scanning Radiometer) regional e dados globais, NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration) (Kaufman e Justice, 1998; Roy *et al.*, 2002; Boschetti *et al.*, 2013). Em contrapartida, factores relacionados com o comportamento das queimadas, bem como ambientais limitaram de forma significativa a exactidão do conjunto de dados por estes derivados, mas também porque estes satélites não conseguiam cobrir a extensão espacial e temporal das queimadas, uma vez que não podiam passar no momento em que a queima ocorria, mas também aspectos como nuvens podiam dificultar a detecção (Roy *et al.*, 2002).

Assim sendo, houve a necessidade de desenvolver algoritmos que não dependem apenas da detecção de pontos quentes, mas sim algoritmos que consigam examinar as mudanças espectrais após fogo (as áreas queimadas são caracterizadas por depósitos de cinzas e carvão, pela alteração da estrutura e remoção da vegetação), uma vez que estas mudanças persistem por muito tempo e a permanência destes sinais de gravação da cicatriz pode variar com o clima e o nível de recuperação da vegetação (Pereira *et al.*, 1997; Roy *et al.*, 2002).

Desta feita, desenvolveu-se a ultima geração do MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer) que, permite a disponibilização de dados robustamente calibrados, georreferenciados, com correcção atmosférica, o que permitiu um avanço no mapeamento de áreas afectadas pelas queimadas via satélite.

2.7 Características dos Produtos MODIS (MCD14ML e MCD45A1)

Os produtos de dados globais de fogos da NASA MODIS, são mapas digitais provenientes de dados dos sensores Terra e Aqua MODIS que, foram inicialmente desenhados com intuito de servir necessidades de modelagem de emissões. Os algoritmos foram desenhados para fornecer um produto global abrangente e bom desempenho durante o intervalo de variação das condições do fogo (Justice *et al.*, 2011).

O canal MODIS de 4 μm com 1 km de resolução é de alto ganho, por apresentar um nível de temperatura de saturação em torno de 500 K, não sendo afectado pela absorção de vapor de água e apenas pouco afectado pela absorção de outros gases. Outro canal é o de 11 μm , com resolução de 1 km, saturando a uma temperatura de 400 K e, a detecção pode também ocorrer durante o período da noite usando o canal de 0,86 μm que possui uma resolução de 250 m e canais de 2,1 μm e 1,6 μm , com resolução de 500m (Kaufman e Justice, 1998).

O desenho deste produto visava a maximização da precisão e minimizar os erros e omissões. Sendo assim, este produto é constituído por dois produtos, o MCD14 que caracteriza os fogos activos no momento de passagem do satélite e, o MCD45A1 correspondente a áreas queimadas, também chamadas áreas afectadas pelo fogo num determinado tempo (Kaufman e Justice, 1998; Justice *et al.*, 2011; Boschetti *et al.*, 2009; 2013). Os dois produtos são produzidos globalmente como produtos padronizados EOS, sendo independentes, utilizando diferentes comprimentos de onda e algoritmos (Justice *et al.*, 2011). Por sua vez, o produto padrão de fogos da MODIS é distribuído no formato HDF-EOS como Nível 2, Nível 2G e Nível 3 (Justice *et al.*, 2002).

2.7.1 Produto de fogos activos (MCD14ML)

O produto de fogos activos (MCD14ML) usa uma metodologia baseada no algoritmo desenvolvido para os produtos AVHRR e TRMM, que usam principalmente dados a partir do infravermelho intermédio e também incluem o parâmetro de energia radiactiva do fogo (Justice *et al.*, 2011).

O algoritmo de fogos activos usa vários canais para detectar anomalias térmicas por *pixel*, que para além de queimadas, inclui ainda a detecção de fontes pontuais de alta temperatura, tais como a queima de gás e usinas de energia, vulcões (Justice *et al.*, 2002).

Este produto mensal global de localização de queimadas (MCD14ML) carrega consigo a localização geográfica, a data e algumas informações adicionais referentes ao *pixel* com fogo detectado pelos sensores dos satélites Terra e MODIS Aqua, numa base mensal. É distribuído em forma de planilha ASCII (text) (Giglio, 2010; 2013; 2015).

Tabela 2: Resumo descritivo da informação contida no produto de localização de queimadas MCD14ML

Nome	Unidade	Descrição
YYYYMMDD	–	Ano (YYYY), mês (MM) e dia (DD).
HHMM	–	Horas (HH) e minutos (MM).
Sat	–	Satélite: Terra (T) ou Aqua (A)
Lat	Graus	Latitude no centro do pixel.
Long	Graus	Longitude no centro do pixel.
T21	K	Temperatura de Brilho do pixel de fogo na Banda 21.
T31	K	Temperatura de Brilho do pixel de fogo na Banda 31
Sample (amostra)	–	Número da amostra (variando de 0 a 1353)
FRP	MW (Mega watts)	Fire Radiative power (Energia radiactiva do fogo)
Conf	%	Confiança de detecção (varia de 0 a 100)
Type (tipo)	–	Tipo de Ponto quente inferido: 0 = Presumível fogo em vegetação 1 = Vulcão activo. 2 = Outras fontes estáticas da terra 3 = No mar

Fonte: Adaptado de Giglio (2015).

2.7.2 Produto de área queimada (MCD45A1)

Existem várias versões de produtos MODIS de área queimada, das quais destacam-se (Boschetti *et al.*, 2013):

- O produto oficial MCD45A1 no formato *HDF-EOS*, o qual está disponível como parte do conjunto de produtos globais da terra da MODIS;
- O produto mensal re-projectado para a versão *Geotiff*, disponibilizado pela Universidade de Mariland;
- O produto mensal re-projectado para a versão *Shapefile*, disponibilizado através Universidade de Maryland.

A detecção de áreas queimas fornecidas por este produto é baseada nas cicatrizes, em que o mapeamento é realizado em áreas como vegetação afectada ou destruída, dependendo das mudanças nas características espectrais em imagens antes e depois das queimadas ocorrerem. Para este caso utilizam-se bandas espectrais na faixa do visível, infravermelho próximo e do infravermelho médio no espectro electromagnético (Roy *et al.*, 2002).

De acordo com Boschetti *et al.*, (2009) e Boschetti *et al.*, (2013), o produto de área queimada MCD45A1 é um produto mensal de nível 3, fornecido em grelha de 500 metros contendo por

cada *pixel* queimado informação de qualidade e metadados em nível de telha. É distribuído no formato padrão de produtos da superfície da Terra da MODIS (HDF) e inclui um conjunto dados científicos definidos para o seu *pixel* de 500 metros como:

Data de queima: dias Julianos aproximados da queima a partir de oito (8) dias antes do mês anterior, até oito dias depois do fim do mês seguinte, ou códigos indicando áreas não queimadas, neve, água ou falta de dados.

- 0 – não queimada;
- 1-366 – dias Julianos aproximados de queima;
- 900 – neve ou grandes aerossóis;
- 9998 – corpos de água internos;
- 9999 – corpos de água (mares e oceanos);
- 10000 – falta de dados.

Qualidade do *pixel* de área queimada (BA *pixel* QA): representa o nível de confiança de ‘detecção, variando de 1 a 4, sendo 1 – maior nível de confiança de detecção e 4 – menos confiante.

2.8 Descrição das Imagens de Satélite Landsat 5 TM e Landsat 8 OLI

Os satélites Landsat, tem vindo a disponibilizar imagens multiespectrais da superfície da Terra de forma contínua a mais de 42 anos, tendo estas sido usadas para compreender vários aspectos da superfície terrestre, como o caso do impacto do Homem sobre o ambiente, manejo da água, estudo das mudanças globais, agricultura, monitoramento da poluição, mudanças de uso e cobertura, bem como o mapeamento cartográfico (USGS, 2015).

O satélite Landsat 8 é o último satélite até então da série Landsat, na qual o primeiro foi lançado em 1972 com dois imageadores da terra com 80 metros de resolução espacial e 4 bandas do sensor MSS (*Multispectral scanner*). Os Landsat 2 e 3 foram lançados nos anos 1975 e 1978, respectivamente, tendo sido configurados de forma similar. Em 1984 lançava-se o Landsat 4 com MSS e um novo instrumento imageador, o *Thematic Mapper* (TM) cuja sua resolução espacial já foi melhorada para 30 metros e novas bandas ou canais. O Landsat 5, considerado o duplicado do Landsat 4, foi lançado em 1984 e, mesmo após os seus 5 anos de vida útil,

continuou a fornecer imagens ou dados cientificamente viáveis por 23 a 28 anos. Em 1993 o Landsat 6 equipado com uma banda pancromática adicional com resolução espacial de 15 metros, foi perdido imediatamente após o lançamento (USGS, 2015).

Finalmente, o Landsat 7 foi lançado no ano 1999 e funcionou normalmente, até que em Maio de 2003 o seu corrector de linha de varredura (SLC) fracassou. Actualmente o Landsat 7 continua a fornecer dados no modo “*SLC off*” (sem o corrector de linha de varredura) com alta qualidade no que tange a qualidade radiométrica, geométrica quando comparada com os dados fornecidos antes da falha do corrector da linha de varredura (USGS, 2015).

2.8.1 Landsat 5 TM

O Landsat 5 com o sensor Thematic Mapper (TM), foi considerado nos anos passados como uma segunda geração imageadora para o monitoramento de recursos da Terra, devido a melhoria na qualidade de dados fornecidos por este satélite em termos de resolução espacial, espectral, radiométrica, bem como geométrica. O sensor TM tem uma resolução espacial de 30 metros para seis bandas (1,2,3,4,5,7) e 120 metros para a banda termal (convertida para 30 metros) (Northrop, 2015).

Tabela 3: Designação das Bandas do LANDSAT 5 TM

Bandas espectrais	Comp. Onda (micrómetros)	Resolução	Uso
Banda 1 – azul - verde	0.45–0.52	30	Mapeamento batimétrico; distingue solo da vegetação; vegetação decídua de coníferas.
Banda 2-Verde	0.52–0.61	30	Enfatiza o pico de vegetação, o que é útil para avaliar o vigor das plantas
Banda 3 - Vermelha	0.63–0.69	30	Enfatiza decréscimos de vegetação
Banda 4 - IR reflectida	0.76–0.90	30	Enfatiza o teor de biomassa e linhas costeiras.
Banda 5 - IR reflectida	1.55–1.75	30	Discrimina conteúdo de humidade do solo e da vegetação; penetra nuvens finas.
Banda 6 - Termal	10.40–12.50	120	Útil para mapeamento térmico e estimativa de humidade do solo.
Banda 7 - IR reflectida	2.08–2.35	30	Útil para mapeamento de alteração hidrotermal rochas associadas com depósitos minerais.

Fonte: Northrop (2015)

2.8.2 Landsat 8 OLI

O Landsat 8 foi lançado com objectivo de fornecer em tempo útil imagens na faixa do visível e infravermelho, para toda a terra, bem como áreas costeiras, mas também servir de base a actualização da base de dados da Landsat. Este satélite foi desenhado com um sistema consistente de dados arquivados em termos de geometria de aquisição, calibração e características espectrais que permitam fazer a detecção, caracterização e comparação das mudanças globais e regionais (USGS, 2015).

Os objectivos gerais do lançamento deste satélite são de fornecer dados de forma continuada com os satélites Landsat 4, 5 e 7; permitir uma cobertura da superfície da terra 16 dias de forma repetitiva, construir e actualizar periodicamente um arquivo global com imagens do solo substancialmente livres de nuvens. O sistema Landsat 8 é robusto, de alto desempenho e de altíssima qualidade, cujas capacidades incluem:

- Provê uma recolha sistemática global de dados multiespectrais e de alta resolução;
- Provê elevado volume de dados, ao contrário de missões anteriores, este ultrapassa de longe a colecção média de 400 cenas por dia, onde rotineiramente supera 650 cenas de imagens recolhidas por dia no arquivo USGS.
- Usa a previsão de cobertura por nuvens para evitar a aquisição de dados menos úteis.

Tabela 4: Características do Satélite Landsat 8 (OLI e TIRS)

Características	Descrição
Cenas/dia	~ 650
Tamanho SSR	Arquivo baseado em 3,14 Terabit
Tipo de Sensor	Varredura por ambos os sensores (OLI e TIRS)
Compressão	~ 2:1 De compressão variável
Imagem D/L	X - Banda de cobertura da terra
Taxa de dados	384 Mbits/segundo; canais virtuais CCSDS
'Codificação	CCSDS, LDPC FEC
Varição	GPS
Órbita	705 Km de Sincronia com o sol, 98.2° inclinação (WRS2)
Tempo de passagem	~ 10:11
Número de bandas	11
Resolução espacial	30 Metros e 15 metros para a banda pancromática

Fonte: USGS (2015).

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Descrição da Área de Estudo

A Reserva Nacional do Gilé (RNG) está situada na parte nordeste da Província da Zambézia, nos Distritos de Pebane e Gilé, ocupando cerca de 2.861 km² e uma área tampão de 1.671 km². É limitada nas zonas Norte, Oeste e Leste pelos rios Nanhope e Naivocone, Lice e Mulela e Molocué, respectivamente (DNAC, 2010).

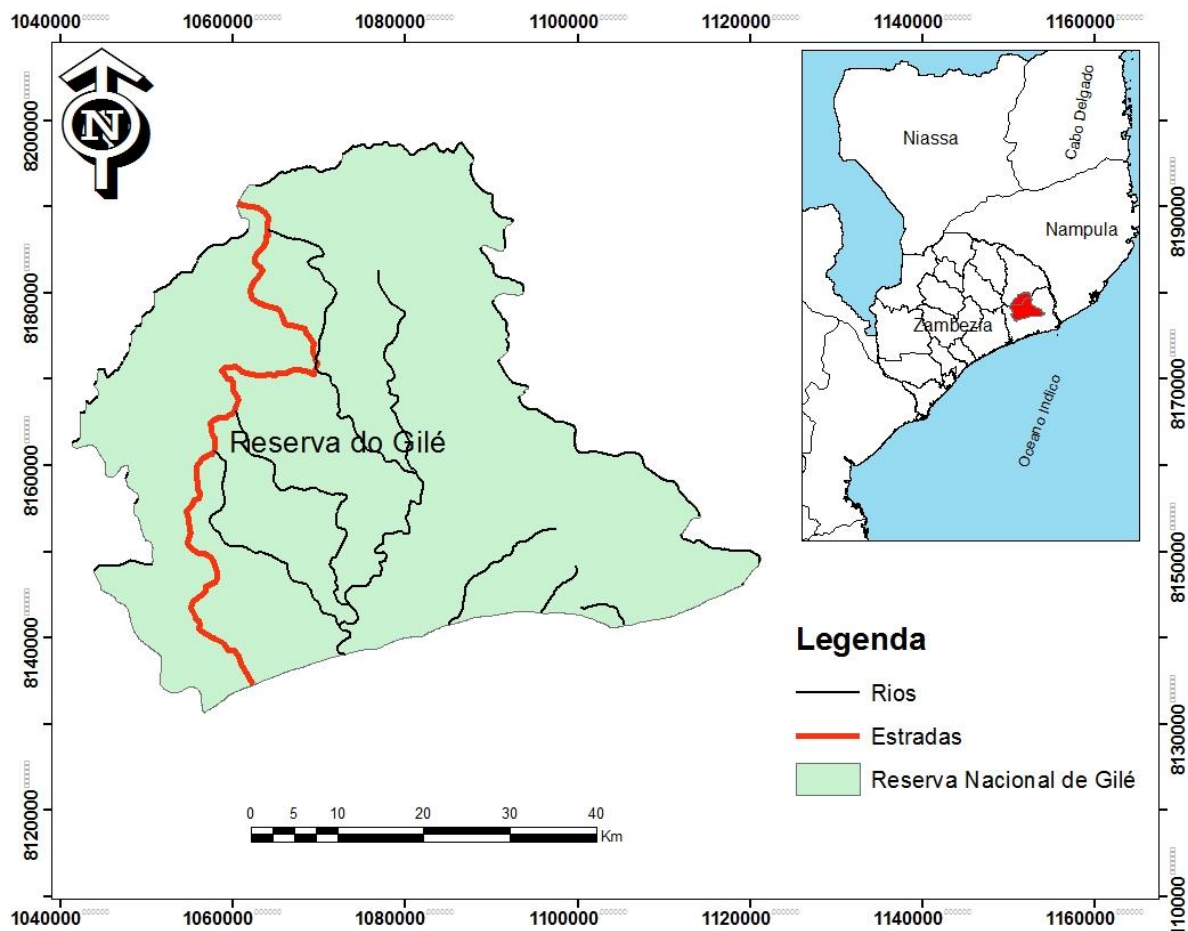


Figura 3: Localização da Área de Estudo (Reserva Nacional do Gilé)

Da capital da Zambézia, Quelimane, o acesso à Reserva Nacional do Gilé é garantido pelos 400 km de estrada, dos quais uma parte é asfaltada (200 km) e a outra de terra batida. Esta reserva é a única da província, sendo a terceira área de conservação na região Norte do país, juntamente com a Reserva Nacional do Niassa e o Parque Nacional das Querimbas (DNAC, 2010).

Em termos populacionais, os dois distritos onde se situa a reserva possuem cerca de 186.330 habitantes, densidade populacional em 18, 3 habitantes/km² para Pebane e, para Gilé 168.962

habitantes e densidade populacional em torno dos 18,7 habitantes/km² (MAE, 2005; DNAC, 2010).

Em Moçambique, a Reserva Nacional do Gilé é a única que não possui população humana a habitar dentro dela, mas, de referir que embora não tenha população dentro dela, esta sofre pressão da população que habita em redor ou nas proximidades da mesma, na qual se destaca actividade agrícola praticada pelas comunidades que causa queimadas, resultando em desmatamento na área (DNAC, 2010).

Nos dois distritos, Gilé e Pebane, a principal actividade das populações é a agricultura, destacando-se o cultivo do milho, arroz, batata-doce, mandioca, amendoim, feijões bóer, nhemba e manteiga, bem como a produção de legumes. (DNAC, 2010; MAE, 2005). As culturas de rendimento são a castanha de caju, o amendoim, mapira e o girassol, na qual destaca-se mais a castanha de caju. No que tange a criação animal, é muito limitada devido a presença de doenças com várias causas, como o caso da mosca tsé-tsé.

Em termos de geologia e solos, a Reserva Nacional do Gilé possui formações precâmblicas com intrusões de granito e diques de pedras. Os solos são de textura arenosa clara e argilosa vermelha, com distribuições irregulares na reserva e propensos a erosão pluvial (DNAC, 2010).

A zona da reserva é influenciada pelo clima tropical chuvoso de savana onde as precipitações médias anuais variam em torno de 800mm a 1000mm, chegando na maioria das vezes a 1200mm ou mesmo 1400mm e, concentrando-se entre os meses de Novembro a Março ou Abril, podendo estender-se até Maio (DNAC, 2010; MAE, 2005). As temperaturas variam de 23°C no período seco (mínima de Junho) e 35, 7°C (máxima de Outubro) com as médias anuais a variarem de 24 a 26°C. A evapotranspiração potencial chega a atingir entre 1.000 e 1.400mm (DNAC, 2010; MAE, 2005).

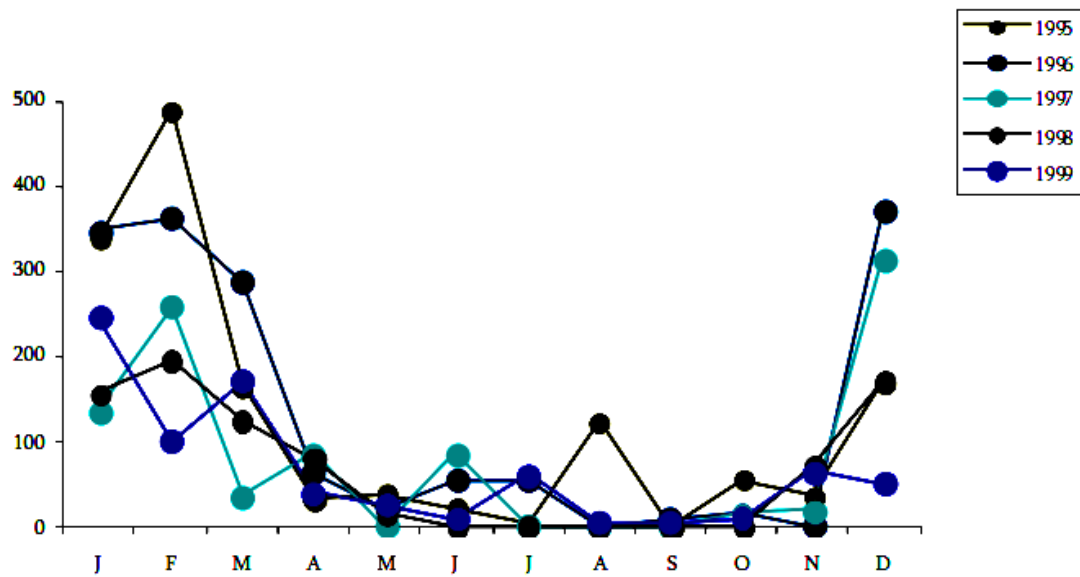


Figura 4: Precipitações médias mensais entre os anos 1995 a 1999.

Fonte: DNAC (2010).

A Reserva Nacional do Gilé no aspecto fisionómico, faz parte da eco-região do Miombo, onde predominam Savanas de Miombo e, a sua estrutura e composição é determinada pelas alterações climáticas (como a quantidade de chuva, duração da estação seca, bem como as temperaturas médias) e tipo de solo. A maioria das mudanças na estrutura do Miombo é gradual e, o fogo é um factor importante (Campbell, 1996).

Nesta região da Reserva, caracteriza-se pela presença de um mosaico florístico e pradarias arborizadas com algumas zonas inundadas, dominada pelas savanas de miombo, sendo que esta não se encontra distribuída de forma homogênea, havendo variações em termos de densidade e tipo de cobertura nos estratos inferiores, forma e cobertura das árvores, bem como em termos de altura das árvores (DNAC, 2010).

As espécies de flora existentes nesta área são as conhecidas como as principais dominantes nas savanas de miombo (DNAC, 2010), de onde pode se citar a *Brachystegia spiciformis*, *Brachystegia boehmii*, *Julbernardia globiflora*, *B. Floribunta*, *Diplorhynchus condylocarpon*, *Azelia quanzensis*, *Millettia stuhlmannii*, *Parinari curatellifolia* (Campbell, 1996).

3.2 Aquisição e Processamento de Dados

3.2.1 Imagens MODIS (MCD14ML)

A determinação da intensidade e densidade de queimadas no período em estudo (2004 a 2014) para a Reserva Nacional de Gilé, foi feita usando o produto da MODIS de fogos activos o MCD14ML por correlacionar-se muito bem com a ocorrência de incêndios, especialmente para grandes incêndios e, para tal foram adquiridos estes dados em produtos divididos em três períodos (dois de 3 anos e o terceiro de 4 anos, perfazendo 10 anos) de forma gratuita no endereço da NASA: <http://rapidfire.sci.gsfc.nasa.gov>.

Este produto é diário, a escala global e com uma resolução espacial de 1 km, que detecta a ocorrência de fogos activos através da forte emissão de radiação no comprimento de onda correspondente ao infravermelho médio, em 4 μm (Melo, 2010; Giglio *et al.*, 2006).

O processamento deste produto de fogos activos, baseou-se no procedimento descrito por Tiemann (2012), e Odoi (2009), onde, primeiro fez-se a junção das três imagens dos três períodos usando a ferramenta *Data Management Tools (General – Merge)* no ArcGIS 10.2.2, de seguida fizeram-se as correcções em termos de projecção, projectando-os para um sistema de coordenadas UTM (*World Geodetic System- WGS 1984, 36 S*) e usando as ferramentas de geoprocessamento do programa ArcGIS 10.2.2 fez-se a intercessão com o intuito de seleccionar os focos somente pertencentes a área de estudo.

Nas imagens dos fogos activos, considerou-se para este estudo todos os dados existentes sobre queimadas a partir de 1 de Janeiro de 2004 a 31 de Dezembro 2014, dos quais foi considerado como fogo o *pixel* que continha uma (1) ou mais queimadas por dia e, de seguida através da operação *Query Builder*, foram seleccionados para o estudo apenas os focos que apresentavam um nível de confiança de detecção igual ou acima de 80%, isto porque segundo Boschetti *et al.*, (2009) e Boschetti *et al.*, (2013) evita erros de comissão relacionados com queimadas em áreas agrícolas e alta temperatura de solos.

3.2.2 Imagens MODIS (MCD45A1)

A estimativa da área queimada, frequência e intervalo de retorno médio de queimadas foi baseada em imagens do produto da MODIS o MCD45 referente a áreas queimadas e que este segundo Boschetti *et al.* (2013) é um produto fornecido em um nível mensal em grade de 500

metros por *pixel* contendo informação de qualidade e apresentando os metadados de nível de telha. Foram adquiridas 132 imagens mensais para cobrir todo o período em estudo (1 de Janeiro de 2004 a 31 de Dezembro 2014) e obtidas gratuitamente no formato HDF-EOS no *site* da NASA: <http://reverb.echo.nasa.gov>.

De seguida as imagens MCD45A1 em formato HDF foram transformadas para o formato Geotiff, usando a operação *Data – Export Data* no ArcGIS 10.2.2. De seguida as imagens seguiram ao processo de correções das projecções, passando para a projecção UTM, Zona 36 S, datum WGS84. Feito isto, seguiu-se o recorte da área de estudo nas imagens, a qual foi realizada usando ferramentas de extracção (*Spatial Analyst Tools – Extraction – Extract By Mask*).

Considerou-se como áreas queimadas apenas os *pixels* que estiveram no intervalo de 1 a 366 dias julianos e, em termos de confiança de detecção de áreas queimadas, foram considerados apenas os *pixels* com maior confiança de detecção (apenas *pixels* com valor 1 de nível de confiança de detecção), uma vez que segundo Boschetti *et al.* (2009; 2013) este nível pode variar de 1 a 4 (1 = mais confiante, 4 = menos confiante). Para a selecção dos pixels no intervalo de 1 a 366 dias julianos foi usada a ferramenta *Spatial Analyst – Reclassify*.

3.2.3 Imagens Landsat 5 e 8 (dos sensores TM e OLI)

As imagens de satélite usadas neste estudo foram as da série Landsat, concretamente dos Landsat 5 e 8, dos sensores TM e OLI (*Thematic Mapper* e *Operacional Land Imager*, respectivamente), referentes aos anos 2004 e 2014. Estas foram adquiridas de forma gratuita na plataforma de disponibilização de imagens da USGS (*United States Geological Survey*), através do endereço <http://glovis.usgs.gov/>, ambas com resolução espacial de 30 metros, com sete e onze bandas, respectivamente.

Primeiro fez-se mosaicagem das imagens para poderem cobrir toda a área de estudo e, seguidamente usando o *shapefile* da área de estudo fez-se o recorte da área de interesse nas duas imagens usando o ArcGIS 10.2.1, através da ferramenta “*Extract by Mask*” que, por seguinte para facilitar o reconhecimento dos alvos na imagem recortada, usou-se uma combinação falsa de cor R4G3B2.

O passo seguinte consistiu numa classificação supervisionada das imagens, usando o algoritmo de máxima verosimilhança (MaxVer) no Erdas IMAGINE 2014. Para a efectivação da classificação primeiro colheram-se amostras de treinamento do classificador (MaxVer) com a finalidade de definir as características espectrais e padrões que possam permitir representar e distinguir de forma adequada as classes na área em estudo.

O reconhecimento dos corpos nas imagens foi mediante informações secundárias tais como o mapa do uso e cobertura de Terra da Reserva Nacional do Gilé produzido em 2010 e, por imagens de alta resolução (Google Earth). Daí que, para a classificação foram colhidas em média 70 amostras de treinamento por classe de uso e cobertura.

Feito isto, executou-se a classificação das imagens usando a ferramenta *Raster- Classification-Supervised, Supervised Classification* no Erdas Imagine 2014.

3.2.4 Imagem ASTER DEM

Para este trabalho, foi adquirida de forma gratuita uma imagem ASTER DEM na plataforma da NASA, <http://lpdaac.usgs.gov/>, referente a Província da Zambézia.

Esta, posteriormente sofreu um recorte da área de interesse usando o *shapefile* do distrito de Gilé. Feito isto, usando a ferramenta *Spatial Analyst Tools, Surface*, foram gerados *raster* referentes ao aspecto do terreno (*aspect*), declividade (*slope*), bem como o *hillshade*, tudo isto usando o ArcGIS 10.2.1.

3.2.5 Dados Ambientais (Precipitação, Temperatura)

Os dados climáticos, concretamente os de temperatura e precipitação foram adquiridos no endereço da WorldClim <http://www.worldclim.org/tiles.php?Zone=37>, de forma gratuita, as quais sofreram um recorte para somente representarem a área de estudo e, por sua vez foram reclassificadas e extraídas a temperatura e precipitação médias mensais e anuais para uma planilha do Microsoft Excel. De referir que os dados de temperatura são disponibilizados no formato $t*10$ (T = temperatura), daí que estes foram divididos por base 10 (dez) para se obterem os valores reais de temperatura.

O mesmo foi feito para os dados de precipitação, os quais são disponibilizados na forma P/10 (P= precipitação), sendo assim, todos os dados foram multiplicados por 10 (dez) para se ter a real precipitação para o local de estudo.

3.3 Análise de Dados

3.3.1 Frequência, Intensidade e Intervalo de Retorno de Queimadas

A caracterização da intensidade de queimadas foi feita usando a Energia Radiactiva do Fogo (FRP) que vem junto com o produto mensal de focos de queimadas (MCD14ML), o qual segundo Wooster e Xu (2010) representa a taxa de libertação de energia radiante por um fogo sobre todos os comprimentos de onda e ângulos, expressa em *MegaWatts* (MW) ou em *KiloWatts*.

A frequência de queimadas é tida como média do número de eventos ou ocorrências de queimadas num dado ponto ou área durante um período de tempo ou período de registo (Neary *et al.*, 1999; Morgan *et al.*, 2001; Whelan, 2006; Melo (2010), tendo sido estimada usando o produto MODIS de áreas queimadas MCD45A1, através da transformação em números binários (0 e 1, 0= área não queimada, 1 =queimada) e posterior combinação de todas imagens anuais para se obter o número de vezes que cada pixel foi afectado pelo fogo, isto foi feito no *raster calculator* no ArcGIS.

O Intervalo de Retorno Médio de Queimadas é o tempo entre duas queimadas sucessivas dado em anos (Albini, 1976; Whelan, 1995). Na qual a determinação do intervalo médio de retorno foi feita usando a expressão:

$$IRMQ = \frac{\text{Período (anos)}}{\text{Frequência}}$$

Com intuito de compreender os padrões espaciais da distribuição dos focos de queimadas, fez-se análise de autocorrelação espacial usando o índice de Moran, o qual varia de -1 a 1 e, para identificar os factores que contribuem de forma significativa, bem como justificar a intensidade de queimadas para a área de estudo (RNG), fez-se a análise das componentes principais usando o Modelo de Regressão com efeito espacial local (quando o processo espacial não é estacionário), o caso da Regressão Geográfica Ponderada (GWR) considerado melhor método estatístico para analisar dados espaciais (Levitas *et al.*, 2007), onde fez-se a modelagem da tendência espacial de forma contínua com parâmetros a variar ao longo do espaço, partindo do pressuposto de que a relação entre os parâmetros/variáveis medidos em diferentes locais não são constantes ao longo de todo espaço ou terreno (Levitas *et al.*, 2007). O método de estimativa da GWR é escrito da seguinte maneira:

$$Y = \beta_0(m, n) + \beta_1(m, n)x_1 + \dots + \beta_n(m, n)x_n + \varepsilon$$

Onde Y é a variável dependente, x_1 a x_n são as variáveis independentes, β_0 é a ordenada na origem, β_1 a β_n são os coeficientes estimados e ε é o erro padrão aleatório, m e n são as coordenadas dos dados.

Para a execução da GWR considerou-se como variável dependente a Intensidade de queimadas (FRP – Fire Radiative Power) e as independentes a altitude, o declive e o aspecto (direcção do declive).

Antes de se fazer a análise das componentes principais usando o Modelo de Regressão Geográfica ponderada no GWR 3.2.2 segue-se a metodologia descrita por De Sousa *et al.* (2012), fazendo-se primeiro a análise de correlação entre as várias variáveis independentes em estudo usando o *Software R statistic*, isto para não permitir que a regressão seja efectuada empregando variáveis independentes correlacionadas. Na qual as que apresentaram forte correlação foram posteriormente incluídas na análise das componentes principais. Ainda para perceber se existiam diferenças significativas entre os anos, bem como entre os meses em termos de dados de intensidade, área queimada o número de queimadas, procedeu-se a Análise de Variância (ANOVA) a 95% de nível de significância no *R statistic*.

3.3.2 Mudanças de Uso e Cobertura

Feitas as classificações das imagens em uso e cobertura, seguidamente fez-se a avaliação da acurácia da classificação das mesmas imagens através da construção de uma matriz confusão comparando informações de locais de referência (verdade encontrada no campo) com as informações do mapa para um determinado número de áreas de amostra, posteriormente foi determinado o Índice Kappa (K) como é descrito por (Congalton, 1991; Lu *et al.*, 2010), tendo sido classificado o índice Kappa segundo a Tabela 6.

Tabela 5: Exemplo de Matriz de Erro (matriz confusão).

	1	2	K	Total da linha (ni+)
1	n11	n12	n1k	n2+
2	n21	n22	n2k	n2+
k	nk1	nk2	Nkk	nk+
Total da coluna(n+j)	n+1	n+2	n+k	N

$$n_{i+} = \sum_{j=1}^k n_{ij}$$

Corresponde ao número de amostras classificadas na categoria “i” na classificação digital e,

$$n_{+j} = \sum_{i=1}^k n_{ij}$$

corresponde ao número de amostras classificadas na categoria “j” no conjunto de dados de referência. A acurácia/Exactidão global entre os dados de referência e a classificação digital é escrita seguindo as seguintes expressões:

$$\text{Exactidão Global} = \frac{\sum_{i=1}^k n_{ii}}{n}$$

$$\text{Exactidão do Produtor } j = \frac{n_{jj}}{n_{+j}}$$

$$\text{Exactidão do usuário } i = \frac{n_{ii}}{n_{i+}}$$

$$K = \frac{n \sum_{i=1}^k n_{ii} - \sum_{i=1}^k n_i + n_{+i}}{n^2 - \sum_{i=1}^k n_i + n_{+i}}$$

Tabela 6: Classificação do Índice Kappa (K)

Índice Kappa	Qualidade da Classificação
[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

Feita a avaliação da classificação, seguiu-se a fase de análise de mudanças de uso e cobertura de terra para o período 2004 a 2014, a qual fez-se usando o “*software Idrisi taiga*” através da ferramenta “*CROSSTAB*”.

Neste estudo, as áreas que passaram de floresta densa para aberta durante o período em estudo, foram consideradas como degradação florestal e a passagem de floresta densa e aberta para outras classes foi considerada de desmatamento.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Frequência, Intervalo de Retorno e Intensidade de queimadas na Reserva Nacional do Gilé

Foi feita com base nos produtos MODIS MCD14ML e MCD45A1 a análise espacial e temporal de queimadas na Reserva Nacional de Gilé para o período compreendido entre os anos 2004 e 2014.

Importa referir que, em termos de frequência de queimadas na Reserva Nacional do Gilé para o presente período, variou de 1 a 15 vezes nos 10 anos em estudo, relacionadas com a incidência de cicatrizes durante todo o período analisado, mas também registaram-se zonas em que não houve registo de nenhuma queimada no período em estudo como mostra a Figura 5, referente a distribuição espacial da frequência de queimadas para o período em análise.

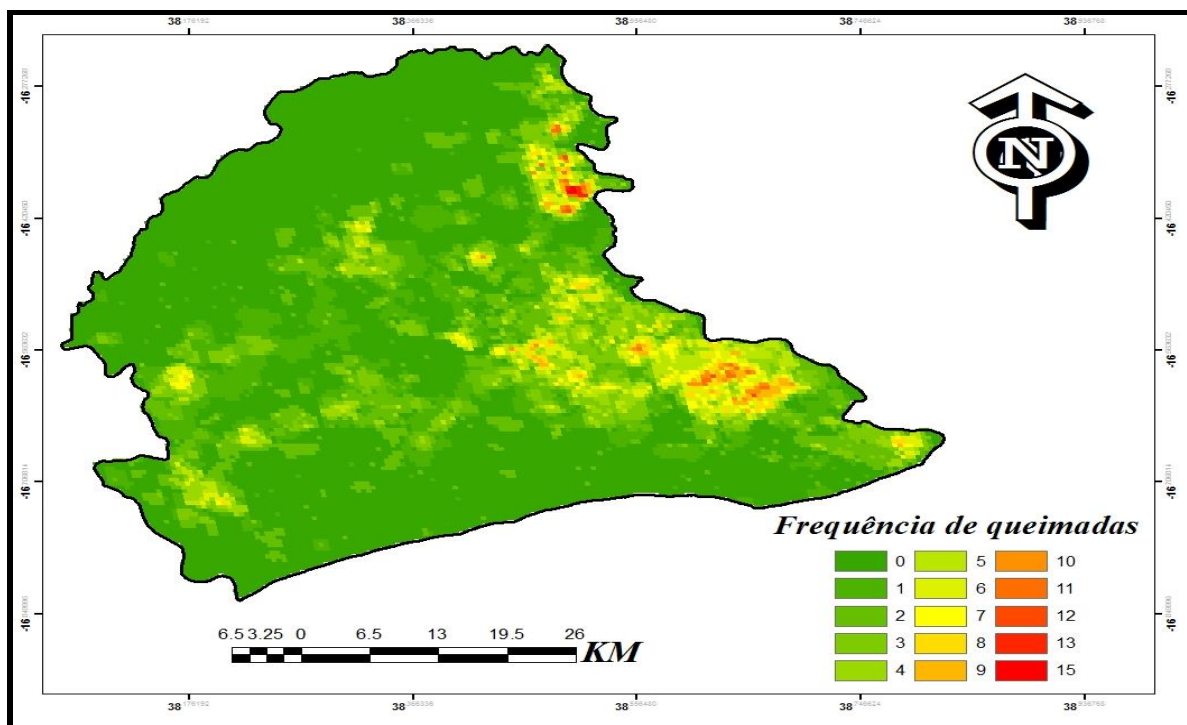


Figura 5: Distribuição da Frequência de Queimadas na Reserva Nacional do Gilé (período 2004 a 2014)

Para este estudo, o valor zero (0) apresentado como valor de frequência, representa as áreas que não foram queimadas nos 10 anos em análise, a classe representada pelo valor “1” refere-se a ocorrência de apenas uma queimada, enquanto a classe 15 representa a incidência de queimadas no mesmo local durante quinze vezes nos 10 anos, facto este mostra que dentro da

reserva existem áreas que sofreram queimadas mais de uma vez por ano, justificando assim o valor de frequência maior que o período em estudo para determinadas áreas (o caso de regiões com frequência entre 11 a 15 vezes). E as áreas ocupadas por cada classe de frequência são representadas na Tabela 7.

Fazendo relação entre a distribuição da frequência de queimadas (Figura 5) e a distribuição da precipitação média do período (Figura 15), pode-se constatar a existência de uma relação inversa entre a frequência de queimadas e a precipitação, uma vez que as zonas de menor precipitação são as que maior frequência registaram e vice versa. Resultados deste estudo diferem com os encontrados por Russell-Smith e Yates (2007) fazendo estudos nas savanas australianas, na qual encontrou uma relação directa entre a frequência de queimadas e a precipitação, justificando que isto deve-se ao favorecimento do crescimento de gramíneas suficientes para se realizar queimadas numa base anual nas áreas de maior pluviosidade e para uma vez a cada ano em zonas com menor pluviosidade.

As maiores frequências em regiões de menor precipitação encontradas neste estudo podem estar aliadas ao efeito combinado entre a precipitação sobre a condição do combustível, na qual menores precipitações e maiores temperaturas propiciam maior disponibilidade do combustível apto para queimar, através da redução da humidade do mesmo, uma vez que a humidade é um dos factores que pode reduzir a disponibilidade de material para queimar (acessibilidade do material) devido ao efeito “afogamento”.

Tabela 7: Área Ocupada por frequência de queimadas em km² (de 2004 a 2014).

Frequência	Área (em Km²)	%
0 (Área queimada)	1658.35	58.01
1	371.22	12.98
2	307.44	10.75
3	181	6.33
4	108.32	3.79
5	84.32	2.95
6	63.42	2.22
7	33.8	1.18
8	21.92	0.77
9	14.45	0.51
10	7.12	0.25
11	4.96	0.17
12	0.86	0.03
13	1.08	0.04
15	0.65	0.02
Total	2858.9	100.00

Fazendo uma análise das áreas ocupadas por cada frequência, deixando de lado a área não queimada, pode-se constatar que a frequência 1 apresenta maior área e a menor área é verificada na frequência 15, as quais ocupam cerca 12.98 e 0.02 % (371.44, 0.65 km²), respectivamente. Estes dados mostram claramente um decréscimo da área queimada com o aumento da frequência, ainda áreas que sofreram mais de uma queimada por ano são em menor número e ao mesmo tempo com menor área. A mesma tendência aqui constatada foi também encontrada por N'Datchoh *et al.*, (2015) fazendo estudo de regime de queimadas nas savanas da África Ocidental

No período 2004 a 2014, entre os meses de Julho a Outubro, verificaram-se cerca de 9109 queimadas em toda RNG, o que corresponde em termos médios a 828 queimadas anuais. Os anos 2013 e 2010 registaram cerca de 983 e 912 queimadas, respectivamente. Em geral, durante este período não houve diferenças significativas ($P < 0.768$) em relação ao número de queimadas entre os anos, não tendo-se verificado uma tendência clara em termos de aumento ou redução do número de queimadas, tendo-se verificado apenas flutuações entre os anos, exceptuando os anos 2010 e 2013 que registaram um número de queimadas nunca antes observado neste período, mas ainda depois deste aumento houve registo de uma diminuição ligeira de queimadas no ano 2014, registando cerca de 866 queimadas.

E, Hollingsworth *et al.* (2015) sustenta que quando as queimadas ocorrem com maior frequência podem ser um perigo para os ecossistemas sensíveis, podendo haver maior mortalidade de árvores que, podem levar à alteração na composição das espécies, como é o caso das florestas de miombo que podem ser convertidas em pastagens ou matagal.

Estes dados, para fins de administração da RNG, implica que a probabilidade de ter um incêndio na reserva ainda é muito elevada, daí a necessidade de uma gestão de ocorrência de queimadas tanto para a vida selvagem, bem como para a vegetação dentro da reserva.



Figura 6: Número de Queimadas por ano (de 2004 a 2014).

A distribuição espacial das queimadas na RNG é melhor apresentada pela densidade de queimadas por km^2 , a qual foi feita para todo período. A região central é a que apresentou maior concentração de queimadas, em torno de 3 a 5.6 queimadas por km^2 . A região Norte, Sudeste e Sudoeste apresentam as menores densidades/concentrações de queimadas. Estes valores diferem com os encontrados por Cangela (2014) que foram de 20 a 30 fogos por km^2 , esta diferença pode ser justificada pela densidade de elefantes na RNN que de certa forma influenciou na ocorrência de queimadas em relação a RNG.

Molinario *et al.* (2013) e Knorr *et al.* (2014) encontraram relações inversas entre a densidade de queimadas e a densidade populacional, tendo verificado aumento da densidade de queimadas em regiões com menor densidade populacional. Mas comparando os resultados de Cangela (2014) com os deste estudo, nota-se uma grande diferença, na qual para a RNN esperava-se que tivesse menor densidade de queimadas em relação a RNG, uma vez que esta (RNN) apresenta maior densidade populacional em relação a RNG que não apresenta nenhuma população a habitar nela, tendo em conta o descrito por Molinario *et al.* (2013) e Knorr *et al.* (2014). A distribuição quase que concentrada das queimadas na região central da RNG pode estar relacionado ao que segundo Pereira *et al.* (2013) sustenta como sendo difícil a ocorrência totalmente dispersa das queimadas, mas sim geralmente tendem a ser agrupadas, isto devendo-se a série de factores tais como as práticas de prevenção, características da região (o caso da distribuição da vegetação).

Ainda dependendo da disponibilidade de água (através da chuva), pode haver o estímulo da produção primária e como consequência ocorre o aumento da disponibilidade de combustível

que é um dos factores importantes para a actividade de fogo (Argñaraz *et al.*, 2015). Mas em contra partida a maior disponibilidade de água pode por um lado, propeciar o aumento da humidade na vegetação e assim dificultar a ocorrência de queimadas, devido a dificuldade de ignição por causa de maior humidade, através do efeito “afogamento”.

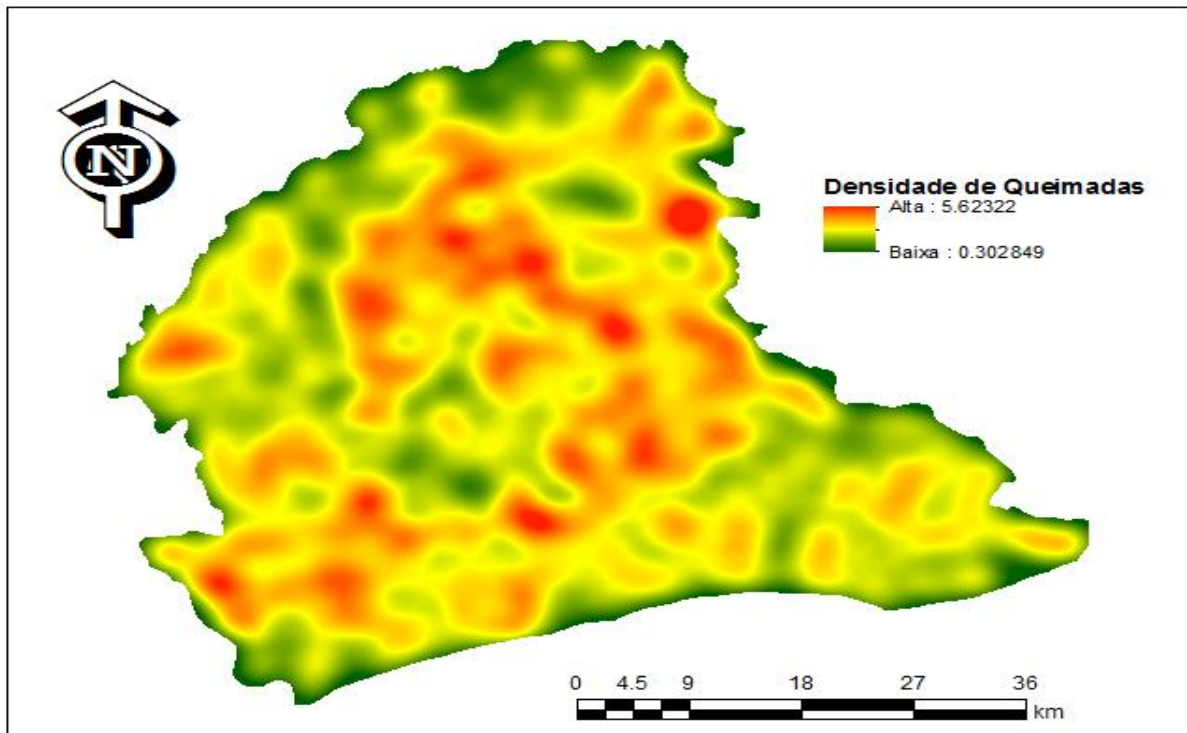


Figura 7: Densidade de queimadas por km² na RNG (de 2004 a 2014).

Em termos de intervalo médio de retorno calculado, mostra que para a Reserva Nacional de Gilé, as queimadas voltam a afectar um mesmo local a cada 3.9 anos, o que quando deduzido em frequência média corresponde a 4 vezes por ano. Estes valores de intervalo médio de retorno estão de acordo com os intervalos determinados por Frost (1996) em quatro locais no centro com o ecossistema de Miombo na Zâmbia, encontrando 1.6 anos e 3 anos para uma escala mais regional. E Cangela (2014) fazendo o mapeamento do regime de queimadas na Reserva Nacional do Niassa dominada por Miombo, encontrou um intervalo médio de 3.29 anos.

Neste contexto, ter o intervalo de retorno médio de queimadas (IMRQ) de 3,9 anos, não significa que a Reserva Nacional do Gilé só queima a cada 3.9 anos, mas sim de acordo com este estudo, foi possível constatar que certas zonas ou locais dentro da reserva, registam mais

que uma queimada por ano, são estas zonas que apresentaram maior incidência de queimadas, chegando algumas áreas a atingirem cerca de 11 a 15 queimadas num período de 10 anos como mostra a Figura 5, representando assim um intervalo de retorno inferior a 1 ano (6 meses).

Os menores valores de intervalo de retorno de queimadas foram verificados mais para o limite Este e uma pequena região na zona Oeste da reserva, as zonas com os valores mais elevados na parte Sul e Norte da reserva. Estes eventos podem ser justificados por queimadas provenientes da abertura de machambas, pois segundo DNAC (2010) a RNG embora não tenha população a habitar nela, a população que habita ao redor e nas proximidades exerce pressão sobre a mesma, na qual se destaca actividade agrícola praticada pelas comunidades que, causa queimadas que levam ao desmatamento na área.

As consequências de intervalos de retorno menores foram discutidos por muitos estudos, o caso de estudos conduzidos nas savanas do Zimbabwe, os quais encontram que em áreas que queimavam uma ou duas vezes em cada dois anos, houve alterações na estrutura da vegetação, densidade e na sua composição. Num período de 50 anos com intervalo de retorno de queimadas de um (1) ano, resultou na eradicação da biomassa lenhosa em detrimento do domínio por vegetação graminal (Ryan e Williams, 2011 citado por Magadzire, 2013). Assim, acontecimentos destes são esperados que ocorram na RNG em áreas onde queimaram 10 vezes no período de 10 anos ($IMRQ=1$) em estudo caso estes níveis de queimadas continuarem, mas para a conversão destas florestas em vegetação graminal o período não é conhecido.

Ainda segundo Magadzire (2013) períodos de retorno menores que dois anos ($IMRQ < 2$) podem promover a invasão por espécies que são mais tolerantes a queimadas frequentes em relação às espécies dominantes do miombo. Intervalos de retorno menores ainda retardam o desenvolvimento das espécies de árvores dominantes e conseqüentemente expondo as copas para a zona de chamas, aumentando assim a susceptibilidade a queimadas.

Para permitir uma melhor visualização da sua distribuição espacial, o Intervalo de Retorno Médio de Queimadas- $IMRQ$ (anos) é apresentada de forma geográfica na Figura 8.

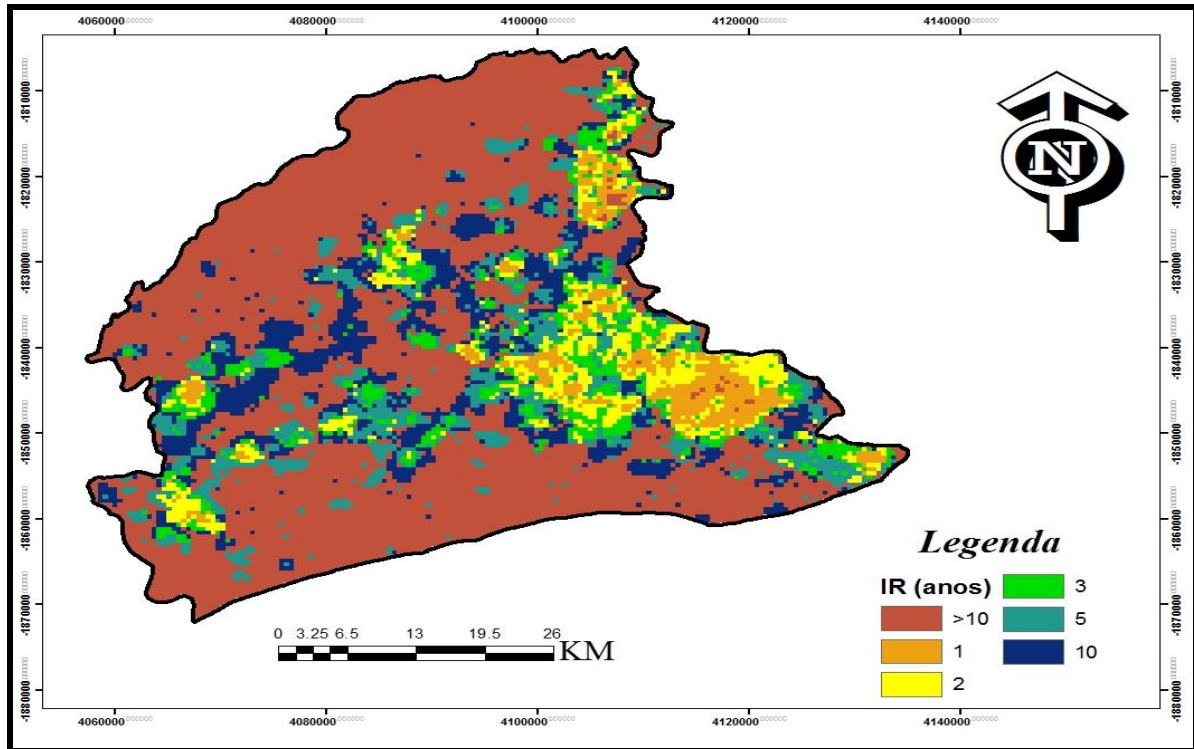


Figura 8: Intervalo de Retorno de queimadas (IR) na Reserva Nacional do Gilé (período 2004 a 2014).

4.2 Área e Sazonalidade de Queimadas na RNG

Durante o período em análise, cerca de 41.99 % da reserva foi afectada pelas queimadas e 58.1 % não registou alguma queimada em todo período. Em termos médios, 8.03 % da Reserva Nacional de Gilé queimou anualmente cerca de 229.67 quilómetros quadrados (km²), como ilustra a Tabela 8. Cangela (2014) fazendo estudo na RNN (Reserva Nacional do Niassa) que é coberta na sua maior extensão com floresta de Miombo, a mesma floresta verificada na RNG (Reserva Nacional do Gilé), encontrou valores diferenciados deste estudo, tendo observado que naquela reserva, num período de 12 anos ela queimou cerca de 91% da sua área total e cerca de 14% queimam anualmente. Esta diferença pode estar aliada a factores como densidade populacional, sendo um dos factores que influenciam na ocorrência de queimadas, uma vez que a RNN possui população a habitar dentro dela, enquanto para a RNG não existe população a habitar nela, existindo apenas nas suas imediações, podendo esta ter influenciado de algum modo no aumento da área queimada na RNN quando comparada com a RNG.

Tabela 8: Área queimada por ano em km² e em percentagem (%).

Ano	Área queimada (Km²)	%
2004	99.52	3.48
2005	518.12	18.12
2006	224.50	7.85
2007	135.49	4.74
2008	51.59	1.80
2009	353.80	12.38
2010	369.60	12.93
2011	272.23	9.52
2012	196.22	6.86
2013	239.83	8.39
2014	65.45	2.29
Média	229,67	8,03

Os anos 2005, 2006, 2009, 2010 e 2013 foram os que registaram pico de área afectada pelas queimadas, com mais destaque para o ano de 2005, no qual registaram-se cerca de 518, 12 km² de área queimada, o que corresponde a 18,12 % de todo distrito. De um modo geral, entre os anos correspondentes a este período, não houve diferenças significativas ($P < 0.631$) na área queimada. Mas, no mesmo período, verificaram-se dois momentos em termos de área queimada, no qual nos primeiros 5 (cinco) anos o pico de área queimada verificou-se em 2005 e depois teve uma tendência decrescente até o ao ano 2008 (cerca de 51,59 km²). Esta tendência veio a alterar-se no início do segundo período nos anos 2009 e 2010, tendo se registado o pico deste período em 2010 (cerca de 369,60 km²) e, depois deste ano observou-se uma tendência semelhante a do primeiro período no qual observou-se nos últimos anos deste um decréscimo em termos de área queimada (Tabela 8).

Esta tendência de decréscimo em termos de área queimada após os anos de pico de área queimada, esta relacionada por um lado pela redução da disponibilidade do material combustível para queimar, o qual depois de algum tempo volta a estar disponível e, é nestes períodos em que verificam-se os momentos de pico na área queimada.

Em termos mensais de área queimada, ao longo dos anos, esta mostra uma distribuição não uniforme entre os meses de Julho a Outubro, existindo diferenças significativas ($P > 0.0465$)

entre eles, registando-se as mínimas áreas queimadas no mês de Julho (final da época seca) e os meses de Setembro e Outubro, os quais registaram os picos de áreas queimadas em todos anos do período. A tendência de registo de picos de áreas queimadas nos meses de Setembro e Outubro é também acompanhada pelo registo de maior número de queimadas nos mesmos meses (Figura 9). Estes dados coadunam com a tendência encontrada por (Russell-Smith e Yates, 2007), na qual encontrou uma maior concentração de queimadas no período que vai de Julho a Setembro, com pico no mês de Setembro.

A diferença entre áreas queimadas para os vários meses, pode estar aliada ao facto das temperaturas do inverno, o qual termina entre Junho e Julho não favorecerem a propagação do fogo, enquanto que temperaturas dos meses de Setembro e Outubro (relativamente altas) têm favorecido esta propagação, daí maiores áreas queimadas nestes meses (Argñaraz *et al.*, 2015).

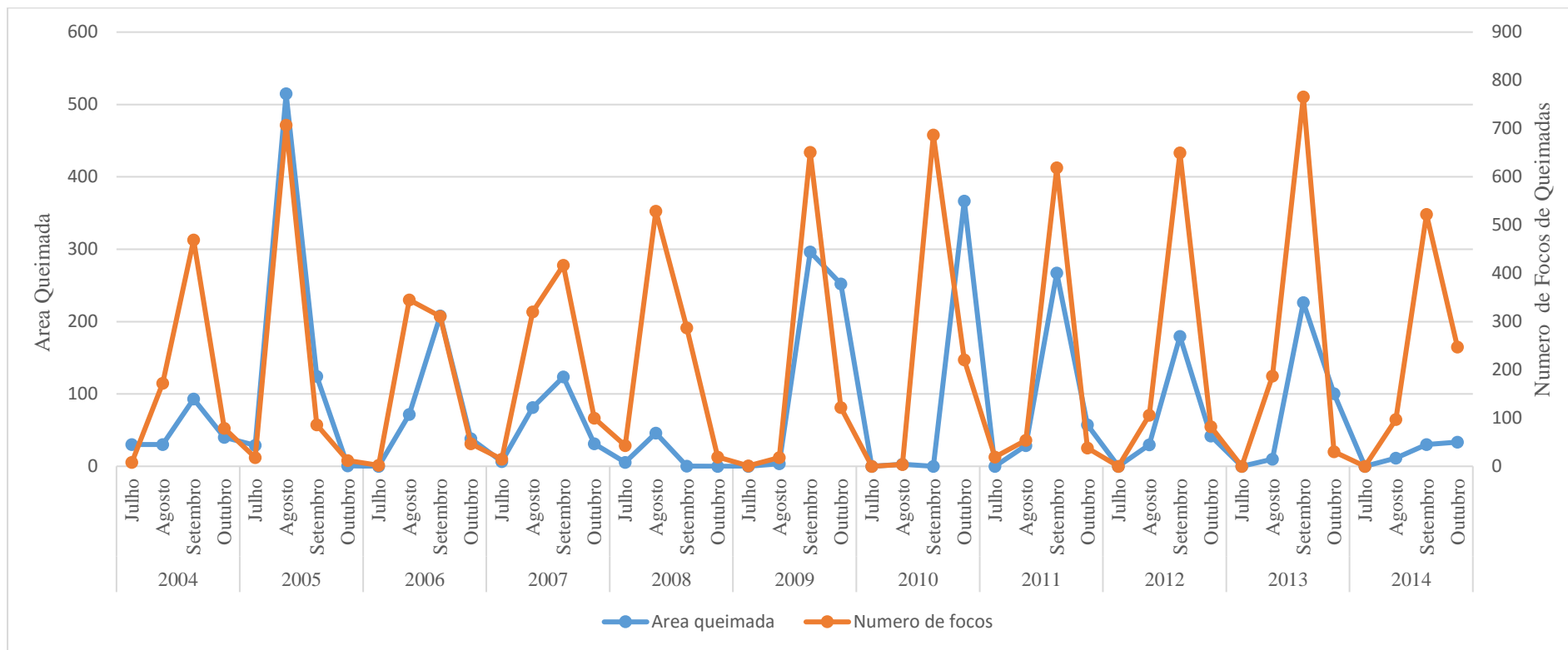


Figura 9: Relação entre a variação intra-anual de área queimada em km² e a variação intra-anual de focos de queimadas (de 2004 a 2014)

No que tange a sazonalidade das queimadas dentro da reserva, importa referir que durante o período em estudo houve uma variabilidade em termos de meses de pico de ocorrência de queimadas entre os anos, não havendo diferenças significativas ($P < 0.768$) entre eles, como é o caso dos anos 2005, 2006 e 2008 que apresentaram 707, 345, 529 como valores de pico de número de queimadas, respectivamente. Em termos mensais existiram diferenças significativas ($P > 3.88e-08$), o caso do mês de Agosto que registou maiores números de queimadas para o caso dos anos 2005, 2006 e 2008, ao passo que nos outros anos os picos foram registados no mês de Setembro. No geral, as queimadas na reserva neste período ocorreram entre os meses de Julho a Outubro (época seca).

Este facto coincide em termos de período com o encontrado por DNTF (2003) nos anos 2001 e 2002 embora para este estudo o período de queimadas tenha iniciado mais cedo (Julho) em relação ao encontrado pelo autor acima citado (Agosto), mas reactivamente ao mês de pico de queimadas, verificou-se uma diferença, onde a DNTF (2003) aponta o mês de Outubro como o de pico, enquanto o presente estudo encontrou o mês de Setembro como o de pico, com certos desvios para o mês de Agosto. O mesmo foi encontrado por Cangela (2014) na Reserva Nacional do Niassa (RNN) no período 2000 a 2012, que também possui o ecossistema de Miombo, tendo encontrado uma tendência de concentração de queimadas nos meses de Agosto a Novembro. Ainda Giglio *et al.* (2006) fazendo estudo numa escala global, encontrou os meses de Julho, Agosto e Setembro como os de maior pico de ocorrência de queimadas.

Para todo o período em análise neste estudo, os meses de Novembro a Junho, correspondentes as épocas chuvosa e seca, respectivamente, são os que menos queimadas registaram, coincidindo com os factos reportados por DNTF (2003) e Cangela (2014).

Os altos registos de queimadas nos meses de Agosto e Setembro, podem ser resultado do efeito combinado das altas máximas temperaturas e baixas precipitações (às vezes sem precipitação) nesses meses, bem como ventos fortes (Argñaraz *et al.*, 2015).

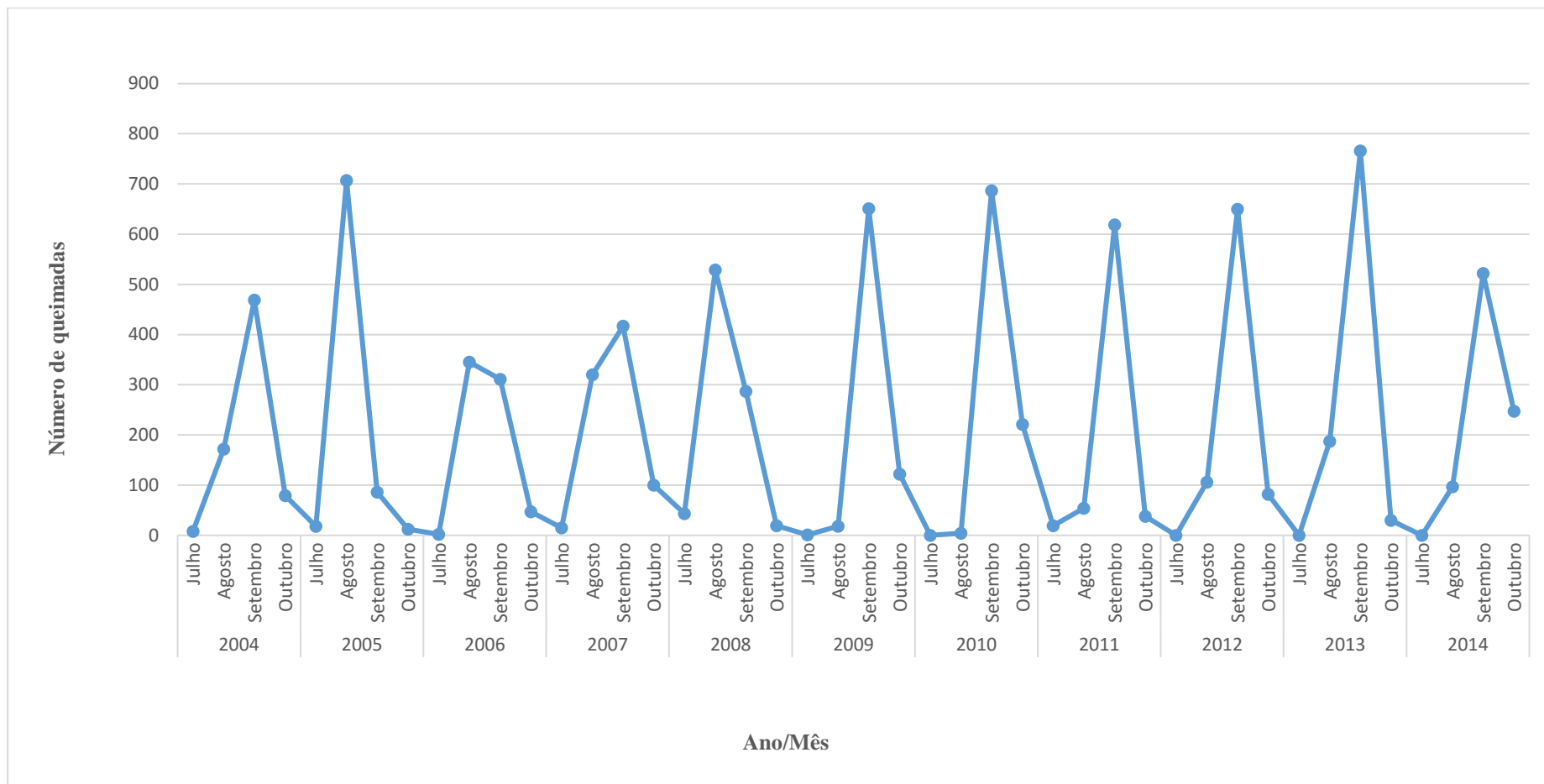


Figura 10: Sazonalidade de Queimadas na RNG de 2004 a 2014.

4.3 Intensidade de Queimadas na Reserva Nacional do Gilé

A intensidade de queimadas determinada foi para as 9109 queimadas observadas entre os meses de Julho e Outubro, em todo o período em análise (2004 a 2014). A intensidade média para o período de 10 anos foi de 25,09 MegaWatts, o pico foi de 477.287 MegaWatts registado no mês de Agosto do ano 2006 e, as mínimas foram de 12 e 12,1 MegaWatts, ambos registados no mês de Julho para os anos 2006 e 2014, respectivamente, no qual em termos estatísticos não houve diferenças significativas entre os meses e anos em termos de intensidade ($P < 0.378$, $P < 0.332$, respectivamente). A intensidade para todo período é apresentada nas figuras 11 e 12 na qual é referenciada a distribuição espacial da intensidade (em FRP) e a distribuição intra-anual. Dum modo geral o comportamento das queimadas registadas na RNG no que tange a intensidade pode-se referir que durante o período tenderam a ter um comportamento homogéneo, embora tenha havido registo de intensidades fora do normal para o ano 2006, concretamente no mês de Julho.

As intensidades de pico foram verificadas na região central e Sudeste, região esta que também registou maior densidade de queimadas e maior frequência de queimadas. Tratando-se de uma Reserva florestal, e que a vegetação é um dos principais factores se não o mais importante para a manutenção da vida selvagem e, se estes factos continuarem na mesma magnitude, poder-se-á ver comprometidos os objectivos para os quais a reserva existe, uma vez que em florestas tropicais um único incêndio pode reduzir a riqueza de espécies de plantas lenhosas em um terço a dois terços e, dependendo da severidade do fogo pode haver impactos negativos sobre um leque diversificado de componentes da fauna (Bond e Keeley, 2005).

Cangela (2014) encontrou uma relação inversa entre a densidade de queimadas com a intensidade, encontrando maior intensidade de queimadas em regiões com menor densidade e, justificando este facto como resultado de maior acúmulo de biomassa devido a queimadas infrequentes, daí durante a passagem do fogo ocorrer maior emissão de taxa de calor.

Mas, para este estudo o pico de intensidade verificado no mês de Agosto de 2006 pode estar aliado a disponibilidade de material combustível para queimar no início da época chuvosa (Agosto), aliado a considerável baixa humidade da vegetação neste período (Govender *et al.*, 2006), o qual proporcionou maior intensidade a estas queimadas que ocorreram neste período. É sustentado este aspecto por Zolho (2005) que, a intensidade e a capacidade destrutiva das

queimadas tendem a aumentar no final da época seca (Abril a Julho) e início da época chuvosa (a partir de Agosto a Novembro). Para Banda *et al.* (2006), Backéus *et al.* (2006) e Dewees *et al.* (2011) quando o Miombo é exposto a estas queimadas, a composição de espécies pode mudar e, expondo-o a repetitivas queimadas intensas no final da estação seca, eventualmente pode ser totalmente convertido em pastagem, com poucas árvores tolerantes ao fogo (Dewees *et al.*, 2011).

Intensidades reactivamente altas podem matar as partes aéreas de plantas lenhosas de média altura, forçando-as a rebrotar a partir da base após a queimada e, mantendo assim os arbustos como arbustos o que iria permitir a acessibilidade destas plantas por parte dos animais da reserva, mas para o caso de queimadas até 3000 kW (3 MegaWatts) pode causar a mortalidade inicial de 90% das mudas de até um metro (1m) de altura e apenas 40% das árvores a partir de 2m de altura (Govender *et al.*, 2006). O recrutamento de plantas para classes de árvores de maior porte, pode estar reactivamente dependente do número de vezes em que as queimadas intensas são registadas num dado local, a medida em que ao serem frequentes não permitirão que haja essa passagem para as classes superiores, devido a maior intensidade (Govender *et al.*, 2006).

Govender *et al.* (2006) nas savanas da África do Sul encontrou uma intensidade acima de 3000 kW/m, e Govender *et al.* (sd) encontrou diferenças significativas de intensidade entre as queimadas de inverno e verão, justificando pela diferença de humidade entre as duas estações e, encontrou em média para o inverno e verão em torno dos 2314 kW/m e 1225 kW/m, respectivamente, enquanto que para este estudo as intensidades para a RNG foram em média 25,09 MegaWatts (média a alta intensidade), facto este que denota a ocorrência de queimadas de média intensidade, embora nalguns meses haja registo de intensidades elevadas (acima de 40 MegaWatts), bem como de menores intensidades (12 MegaWatts), segundo a classificação de intensidades feita por Giglio *et al.* (2006).

Giglio *et al.* (2006) sugere que geralmente as baixas intensidades (15 MegaWatts) de queimadas (FRP) estão associadas a áreas com cobertura florestal densa, enquanto as maiores (40 MegaWatts) tendem a ocorrer em zonas de pastagem. As baixas intensidades em florestas tropicais são devido a altos teores de humidade dos combustíveis, não permitindo assim a ocorrência de queimadas intensas.

Tendo em conta estes aspectos, é possível notar que se estes eventos continuarem com esta magnitude e não se tomar medidas de prevenção ou combate, ariscar-se-ia a perder o objecto de conservação, uma vez que queimadas frequentes e intensas eliminariam a vegetação, reduzindo assim a disponibilidade de alimento bem como espaço para abrigo dos animais, mas também o aumento da predação, uma vez que a vegetação tem servido de esconderijo para certos animais contra predadores.

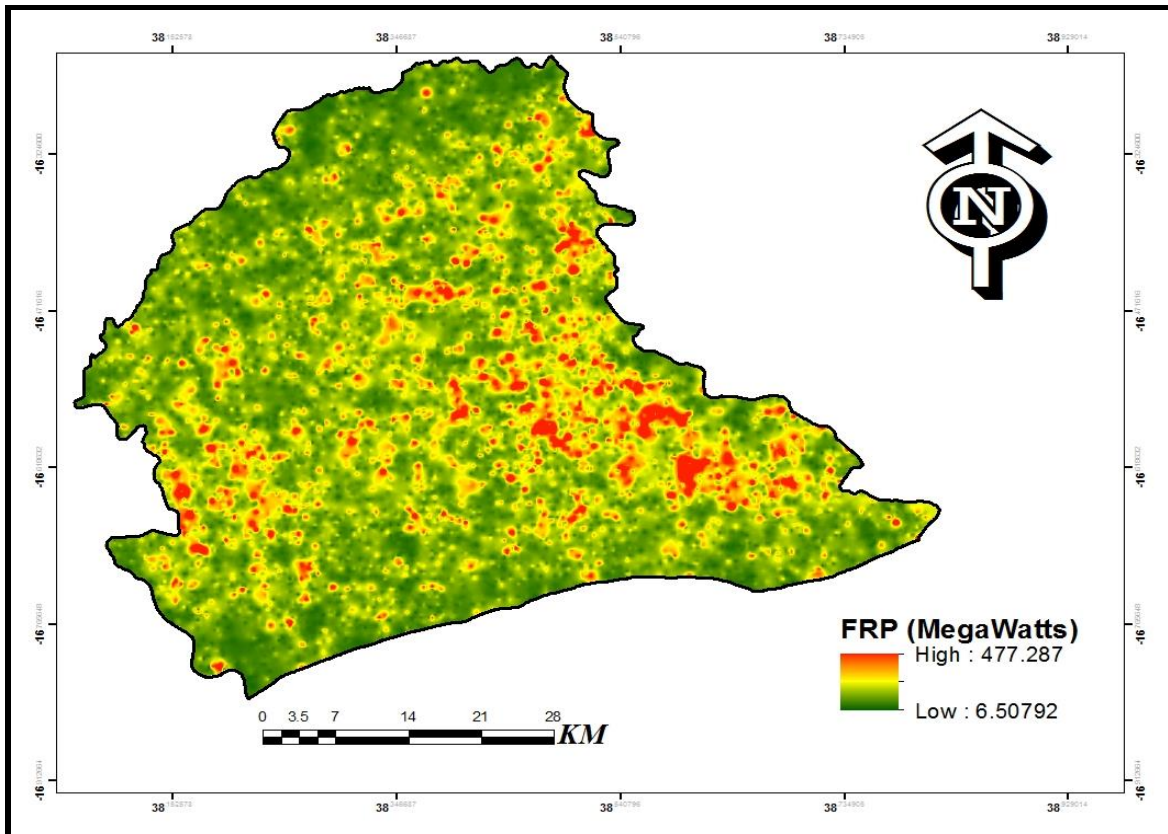


Figura 11: Intensidade de Queimadas (FRP) na Reserva Nacional do Gilé (de 2004 a 2014).

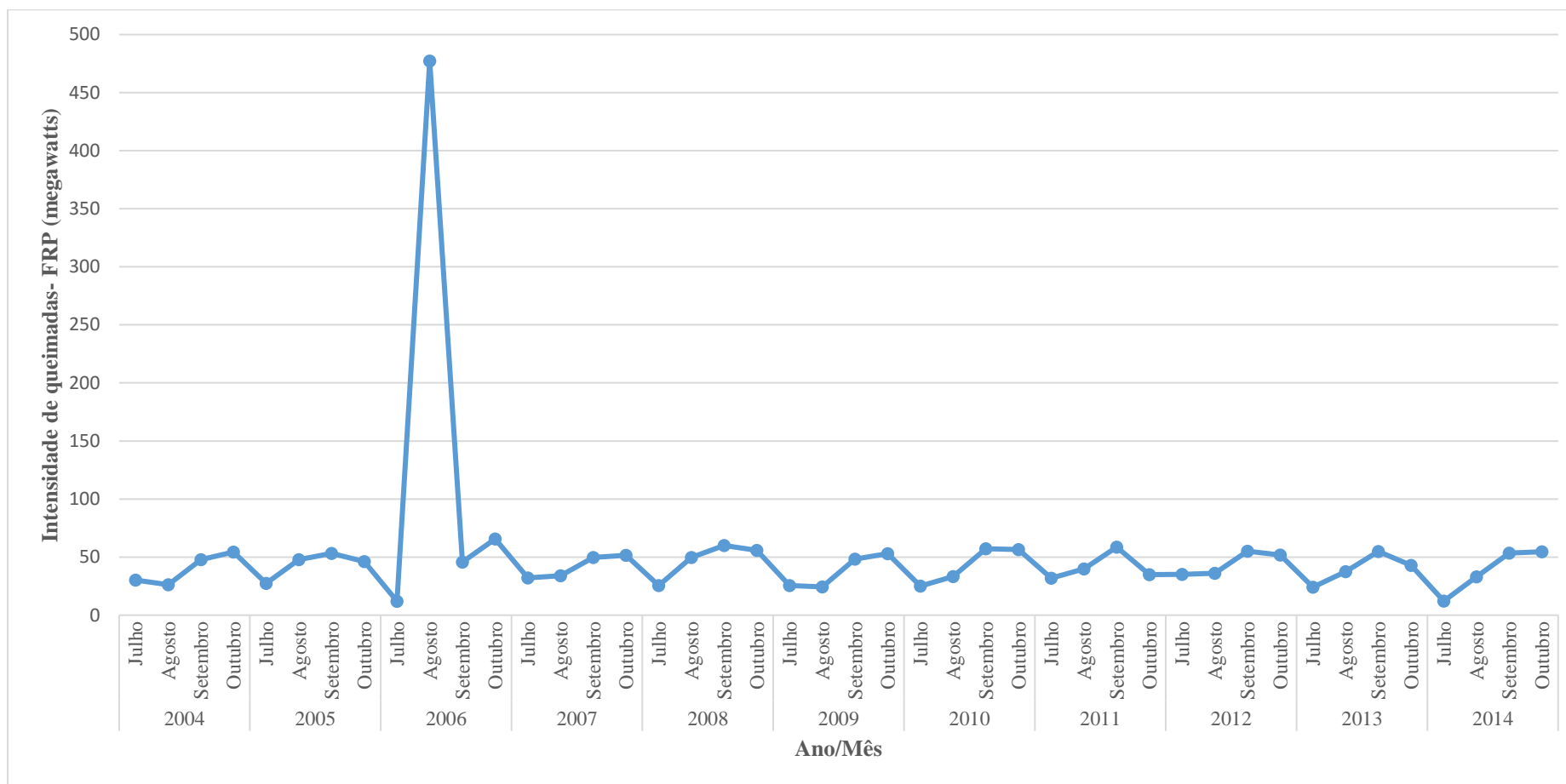


Figura 12: Distribuição intra-anual da Intensidade de Queimadas (FRP) na Reserva Nacional do Gilé (de 2004 a 2014).

4.4 Factores que afectam a intensidade de queimadas na Reserva Nacional do Gilé (RNG).

Como forma de perceber quais os factores que influenciam da intensidade de queimadas, fez-se a análise de regressão usando o Modelo de Regressão Geograficamente Ponderada, na qual tomou-se variáveis independentes do modelo a altitude, declive e o aspecto, uma vez que estes são considerados como os principais elementos que influenciam a intensidade de queimadas num dado local.

A matriz de coorelação permitiu acessar o grau de relação entre as variáveis independentes e a dependente. A matriz de correlação mostrou haver uma forte relação entre as variáveis independentes e a dependente, o caso das variáveis Declive, Altitude e Aspecto.

Diante desta situação ou comportamento, optou-se pela inclusão de todas as variáveis (Altitude, Declive, Aspecto) inicialmente escolhidas para o modelo de regressão (GWR).

Tabela 9: Matriz de Correlação entre as variáveis independentes do Modelo GWR para Intensidade de queimadas(FRP).

	<i>FRP</i>	<i>Altitude</i>	<i>Aspecto</i>	<i>Declive</i>
FRP	1			
Altitude	-0.80407917	1		
Aspecto	0.783584313	0.008377886	1	
Declive	0.82015228	0.00958933	0.0087	1

Seguidamente executou-se a Regressão Geograficamente Ponderada (GWR) do tipo Kernel biquadrada adaptativa, aplicando-se ao modelo a variável dependente a FRP, em função de três variáveis independentes a Altitude, Declive e o Aspecto.

Tabela 10: Resultados da GWR (Regressão Geograficamente Ponderada) para Intensidade (FRP).

Variável	Média	STD
-----	-----	-----
Intercept	52.504430	0.005708
Altitude	-0.061136	0.000007
Aspecto	-0.002052	0.000000
Declive	0.067099	0.000007
R²:		0.999998
R² Ajustado:		0.999997

Os R^2 e R^2 ajustado usando o modelo GWR foram 0,999998 e 0,999997, respectivamente, mostrando um bom ajustamento do modelo, estes resultados podem estar reféns do comportamento mais eficiente do modelo GWR, uma vez que este considera todas as variações espaciais das relações entre as variáveis obtendo assim parâmetros locais que reflectem o mais próximo a influência das variáveis independentes do modelo na variável dependente (Gutiérrez-Puebla *et al.*, 2012), as quais para este estudo são Altitude, Declive e o Aspecto e a dependente a intensidade de queimadas (FRP). Resultados similares foram encontrados por Gojovic e Todorovic (2013) na Servia, fazendo estudo sobre a dinâmica espacial e temporal de queimadas, cujos resultados encontrados por este mostraram existir uma forte relação entre a Intensidade de Queimadas (FRP) com o aspecto do terreno, declive e valores de altitude.

Estes resultados mostram que cerca de 99% da variação da intensidade de queimadas na Reserva Nacional de Gilé (RNG) é devido ha variações na Altitude, Declive, Aspecto e, os 0,01% são devidos ha outros factores que não foram possíveis de avaliar neste estudo.

De acordo com a Tabela 10, a ordenada na origem (β_0), tem uma média de 52.504430 e mediana de 52.510138. Ao considerarmos que todas as variáveis independentes (Altitude, Declive e Aspecto) são iguais a zero (nulas), a intensidade apresenta valores ainda positivos. O modelo GWR para a intensidade de queimadas (FRP) na Reserva Nacional do Gilé fica:

$$Y = 52,504430 - 0,061136 * \textit{Altitude} - 0,002052 * \textit{Aspecto} + 0,067099 * \textit{Declive} + \varepsilon$$

Tabela 11: Análise de Variância (ANOVA) da GWR (Regressão Geograficamente Ponderada).

Fonte	SS	DF	MS	F
Resíduos da OLS (Global)	21050963.513	9195.000		
Melhoria da GWR	21050924.703	3047.331	6907.988	
Resíduos da GWR	38.810	6147.669	0.006	1094254.743255

O valor do teste F apresentado na Tabela 11, indica uma relação não-estacionária entre a variável dependente e as independentes (quer dizer que as relações entre estas variáveis não

são constantes no espaço, mostrando desta feita o melhor ajustamento da GWR (método local e não-estacionário) quando comparada com a OLS (método global e estacionário). Resultados similares foram encontrados por (De Sousa *et al.*, 2012), tendo encontrado também altos valores de *teste Fisher (F)*, comprovando a relação não-estacionária entre as variáveis e que a GWR possuía um melhor ajustamento que a OLS.

A Figura 13 mostra a dispersão dos dados de intensidade observada e estimada pelo método GWR, mostrando uma boa relação com os dados MODIS MCD14, concretamente os dados de intensidade (FRP) e os estimados usando o modelo GWR, com o coeficiente de determinação ajustado em torno de 0,99 (99 %). O modelo GWR trás uma sobre-estimativa no valor de intensidade, uma vez que a intensidade média observada pelo produto MODIS MCD14 para a RNG foi de 25,09 MegaWatts e o estimado foi de 52,504430 MegaWatts. Este comportamento difere com o encontrado por De Sousa *et al.* (2012) que encontrou uma sub-estimativa do modelo GWR em áreas onde não haviam observações de fogos activos.

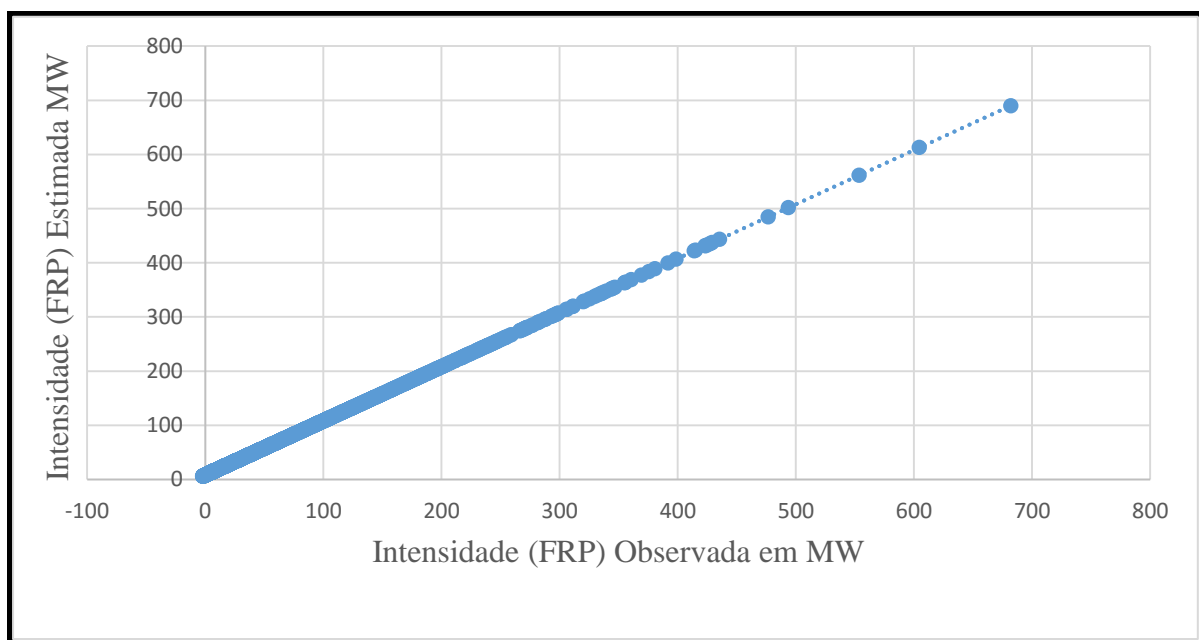


Figura 13: Dispersão dos dados de Intensidade estimada pelo modelo GWR e os Observados (produto MODIS MCD14)

4.5 Mudanças de Uso e Cobertura de Terra na RNG

A estimativa das mudanças de uso e cobertura de terra na Reserva Nacional de Gilé foi realizada usando imagens da série Landsat, concretamente as do sensor TM e OLI (Landsat 5 e Landsat 8, respectivamente). Foram encontradas nesta reserva cinco (5) classes de cobertura,

sendo a Floresta densa, Floresta aberta, Formações herbáceas, Solo exposto e Corpos de água. Estas classes de cobertura foram encontradas para os dois anos (2004 e 2014) como mostram as Figuras 14 e 15.

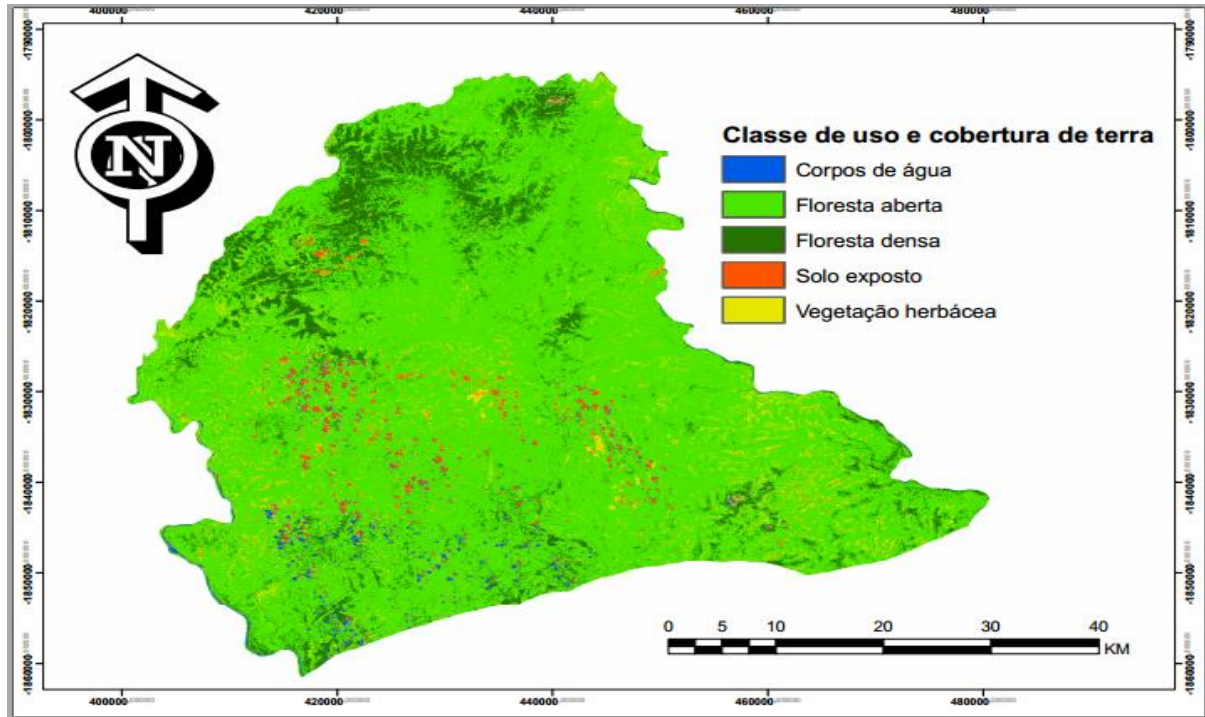


Figura 14: Tipos de Cobertura de Terra na Reserva Nacional de Gilé para o ano 2004.

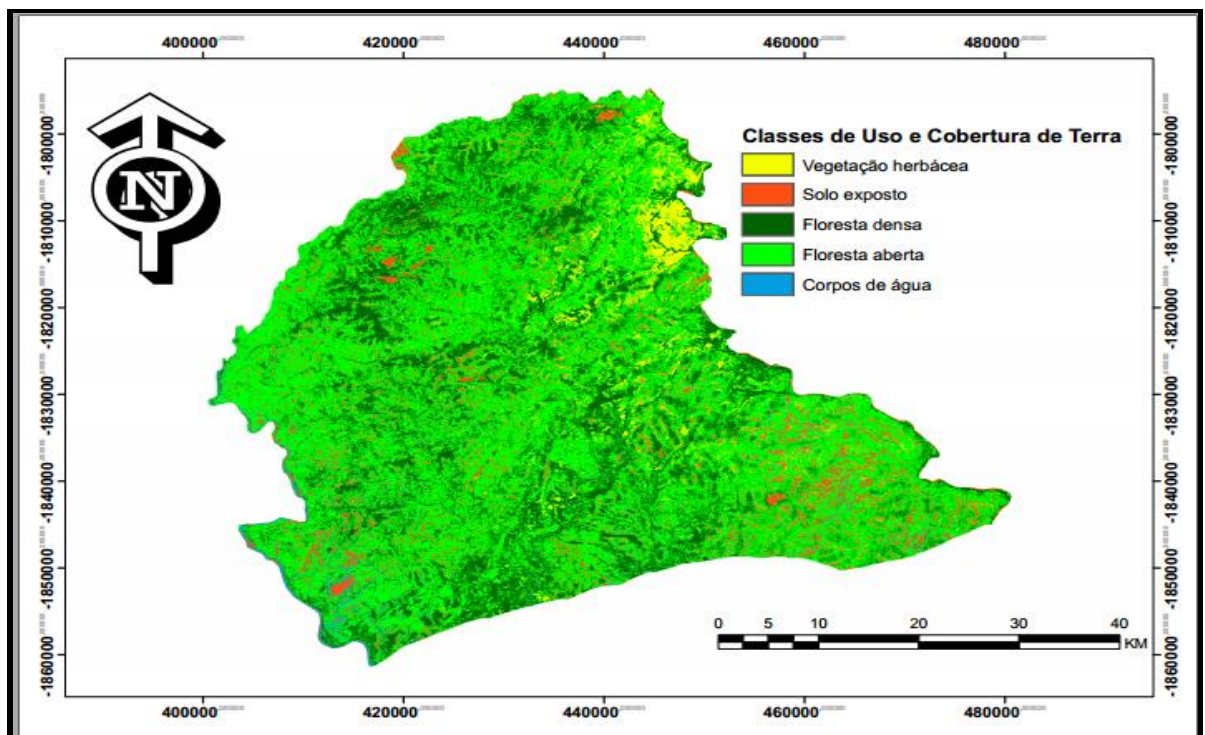


Figura 15: Tipos de Cobertura de Terra na Reserva Nacional de Gilé para o ano 2014.

Em termos de área, são apresentadas nas Tabelas 12 e 13 as áreas ocupadas por cada uso em percentagem e em km².

No ano 2004, a maior área da RNG era ocupada pela Floresta aberta, seguindo Floresta densa, Vegetação herbácea, Solo exposto e, a classe de uso e cobertura de menor área era a dos Corpos de água, ocupando cerca de 2215.27, 314.07, 181, 90, 44.09 e 41.81 km², respectivamente. Para o ano 2014, os usos que aparecem com maior destaque foram a Floresta aberta, floresta densa, Solo exposto, Vegetação herbácea e o de menor destaque foram os corpos de água, correspondente a 1713.56, 729.37, 198.7, 133.56, 25.35 %, respectivamente.

Tabela 12: Áreas ocupadas por cada classe de uso de terra da RNG para o ano 2004.

Classe de Cobertura	Área (km2)	%
Corpos de água (CA)	41.83	1.47
Vegetação herbácea (VH)	184.90	6.52
Floresta densa (FD)	44.09	1.55
Floresta aberta (FA)	2253.22	79.39
Solo exposto (SE)	314.07	11.07

Tabela 13: Áreas ocupadas por cada classe de uso de terra da RNG para o ano 2014.

Classe de Cobertura	Área (km2)	%
Corpos de água (CA)	25.35	0.91
Vegetação herbácea (VH)	133.56	4.77
Floresta densa (FD)	729.37	26.05
Floresta aberta (FA)	1713.18	61.18
Solo exposto (SE)	198.70	7.01

Foram estimadas as mudanças de uso e cobertura de terra usando o “*software Idrisi taiga*” tendo usado a ferramenta “*CROSSTAB*” e, com intuito de melhorar a percepção da dinâmica espacial das mudanças de uso e cobertura na Reserva Nacional de Gilé, gerou-se matrizes de mudanças para cada classe de cobertura, bem como, a distribuição das mudanças para o período 2004 a 2014, representadas na Tabela 14 e Figura 16.

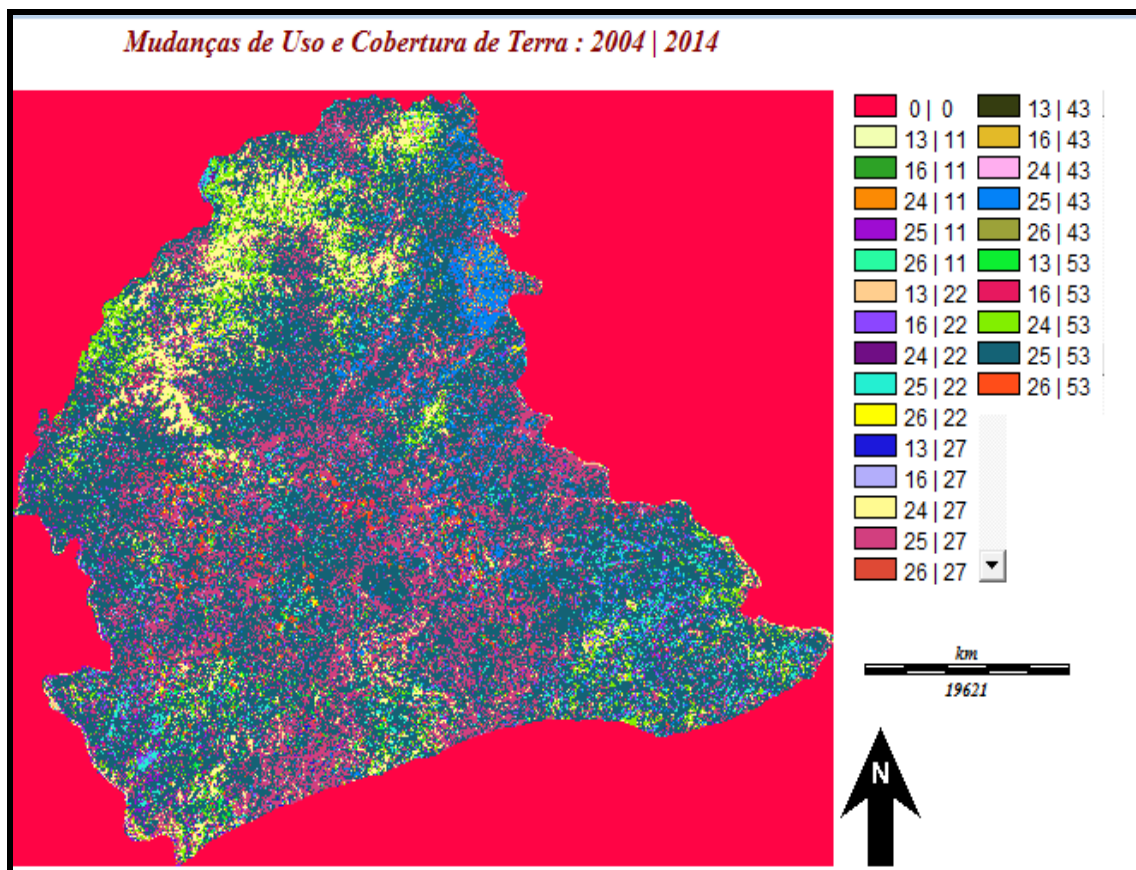


Figura 16: Mudanças de Uso e Cobertura na Reserva Nacional de Gilé (de 2004 a 2014).

Os significados dos códigos aqui apresentados estão referenciados na Tabela 14 (vide Anexos).

Tabela 14: Matriz de Mudanças de Uso e Cobertura de Terra para a Reserva Nacional de Gilé no período 2004 a 2014.

		Cobertura do ano de Referência					Total (km ²)
		CA	VH	SE	FA	FD	
Cober. Actual	CA	3.88	15.08	1.18	2.33	2.23	25.35
	VH	0.93	19.29	1.32	110.62	1.40	133.56
	SE	9.32	74.30	12.89	99.32	2.87	198.7
	FA	17.74	63.81	20.22	1474.76	136.65	1713.18
	FD	9.96	12.42	7.83	528.24	170.92	729.37
Total (km2)		41.81	184.9	44.087	2253.22	314.07	2800.16

Analisando as mudanças de Uso e Cobertura para a RNG no período 2004 a 2014 é possível notar que em termos de manutenção, a CA, VH, SE, FA e FD apresentaram 3.88, 19.29, 12.89,

1474.76, 170.92 km², respectivamente. O uso que registou maior redução foi a floresta aberta (FA) que, inicialmente (ano 2004) ocupava uma área de 2253.22 km², mas em 2014 só ocupava 1713.18 km², o que corresponde a uma redução de 502.09 km².

Em termos de ganho, o destaque vai para a floresta densa, que passou dos 314.07 km² em 2004 para os cerca de 729.37 km² em 2014, representado um aumento em 415.30 km². A maior contribuição para este aumento na Floresta densa é proveniente da Floresta aberta, com uma passagem de aberta para densa de cerca de 528.24 km².

Neste período, a reserva registou cerca de 218.77 km² desmatados e 136.65 km² que sofreram degradação florestal, mostrando desta feita que o estado de conservação da reserva esta cada vez mais a degradar-se, o que com a continuação destes eventos pode levar a perdas irreversíveis da vegetação e conseqüentemente da fauna lá existente.

Fazendo relação entre as mudanças de uso e cobertura verificadas na RNG com a frequência e intervalo de retorno médio de queimadas, pode-se notar que áreas com menor frequência e intervalo de retorno maior, apresentaram maior ganho de floresta densa em detrimento da perda da floresta aberta, e para as regiões de maior frequência e menor intervalo de retorno médio de queimadas, tendo se verificado pequenas passagens de floresta densa para aberta, mas sim houve um aumento considerável de áreas cobertas por vegetação herbácea e solos expostos.

O aumento das áreas de floresta densa deveu-se a não existência ou baixa frequência de distúrbios (queimadas), tendo favorecido assim o desenvolvimento da floresta, levando ao fechamento do dossel. Ao passo que a substituição de floresta aberta, bem como da densa pela vegetação herbácea foi resultado dos maiores distúrbios por queimadas frequentes e intensas que, levaram a eliminação de áreas com cobertura florestal (floresta densa e aberta), dando assim espaço a esta vegetação (regeneração).

Sendo assim, é possível constatar que as queimadas têm uma contribuição significativa nas mudanças de uso e cobertura de terra na Reserva Nacional de Gilé (RNG).

4.5.1 Avaliação da Precisão da Classificação

Para a avaliação da precisão da classificação dos usos e cobertura para os anos 2004 e 2014, referentes a Reserva Nacional de Gilé, usou-se o índice Kappa (K), o qual considerando a classificação apresentada na Tabela 6 descrita por Congalton (1991), é excelente. Apresenta em termos de exactidão global que, existe cerca de 89.11 % de probabilidade de que as classes de uso e cobertura apresentadas na Figura 15 (da imagem Landsat 8) sejam correspondentes a verdade da Reserva Nacional de Gilé.

O índice Kappa que expressa a qualidade ou perfeição da classificação foi de 81.23 %. Estes valores dos índices estão na mesma magnitude com os valores encontrados por Pradhan *et al.* (2010a), Bahadur (2009), De Oliveira (1999) e Thakur (2012) ao fazerem a classificação de imagens satélites encontraram 71, 82.26 a 94.08, 80,17 a 87,77 e 87%, respectivamente, os quais consideraram estes valores dos índices estatísticos de validação da classificação como satisfatório/ bons.

5 CONCLUSÕES

Com este trabalho que visava fazer análise espacial e temporal de queimadas usando imagens satélites na Reserva Nacional do Gilé no período compreendido entre os anos 2004 e 2014, conclui-se o seguinte:

O regime de queimadas na RNG é caracterizado por elevada frequência de queimadas, apresentado frequência média de 4 vezes ao ano, um intervalo de retorno médio de 3,9 anos. Em todo período a reserva foi afectada por queimadas em cerca de 41,99 % da sua extensão total.

A RNG regista em média 828 queimadas anuais, queimando em média anualmente 8,03 %, cerca de 229,67 quilómetros quadrados (km²). Quanto aos anos compreendidos no período em estudo, não houve diferenças significativas em termos de área queimada.

O maior registo de queimadas foi verificado nos meses de Agosto e Setembro (fim da época seca) e as maiores áreas nos meses de Setembro e Outubro; as maiores áreas são resultado do efeito combinado das altas máximas temperaturas e baixas precipitações (às vezes sem precipitação) nesses meses, bem como ventos fortes.

As queimadas que são registadas na RNG são de média intensidade, com variações para alta intensidade (a partir de 40 MegaWatts), registando uma intensidade média de 25,09 MegaWatts, não havendo diferenças significativas entre os meses, bem como entre os anos. Esta intensidade de queimadas é justificada em cerca de 99% pela Altitude, Declive e o Aspecto do terreno.

A reserva apresenta cinco tipos de cobertura, com enfoque para floresta densa, floresta aberta, formação herbácea, solo exposto e corpos de água. A RNG regista maior perda de Floresta aberta em detrimento do aumento da floresta densa, registando desmatamento em 218.77 km² e uma degradação de 136.65 km².

A frequência de queimadas tem influência nas mudanças de uso e cobertura de terra na RNG.

Recomendações

- Recomenda-se por parte da Gestão da RNG que se intensifiquem actividades de prevenção e combate de queimadas, uma vez que se estes eventos continuarem com esta magnitude, ariscar-se-ia perder o objecto de conservação, visto que queimadas frequentes e intensas eliminariam a vegetação, reduzindo assim a disponibilidade de alimento bem como espaço para abrigo dos animais, mas também o aumento da predação, uma vez que a vegetação tem servido de esconderijo para certos animais contra predadores.
- À comunidade académica recomenda-se a realização de outros estudos complementares para avaliar o efeito destas queimadas na degradação florestal, bem como a investigação minuciosa dos factores que contribuem para a ocorrência, densidade, bem como a sazonalidade das queimadas na RNG.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Agee, J. K. (2009). *Fire Ecology of Pacific Northwest Forests*. Washington DC, United States of America: Island Press.
- Al-Ahmadi, F. S., & Hames, A. S. (2009). Comparison of Four Classification Methods to Extract Land Use and Land Cover from Raw Satellite Images for Some Remote Arid Areas, Kingdom of Saudi Arabia. *Earth Science*, 20, 167-191.
- Albini, F. A. (1976). *Estimating Wildfire Behavior and Effects*. Marana, Arizona, U.S.A: USDA Forest Service - General Technical Report INT-30.
- Angelsen, A., Brockhaus, M., Sunderlin, W. D., & Verchot, L. V. (2012). Introduction. Em A. Angelsen, M. Brockhaus, W. D. Sunderlin, L. V. Verchot, & A. Angelsen (Ed.), *Analysing REDD+: Challenges and choices*. Bogor, Indonesia: CIFOR.
- Argñaraz, J. P., Pizarro, G. G., Zak, M., & Bellis, L. M. (2015). Fire Regime, Climate, and Vegetation in the Sierras de Córdoba, Argentina. *Fire Ecology*, 11(1), 55-72.
- Arone, E. (2002). *Análise Espacial e Temporal das Queimadas Florestais em Moçambique- Tese de Licenciatura em Física*. Maputo, Moçambique: Faculdade de Ciências, Universidade Eduardo Mondlane.
- Backéus, I., Pettersson, B., Stromquist, L., & Ruffo, C. (2006). Tree communities and structural dynamics in miombo (*Brachystegia–Julbernardia*) woodland, Tanzania. *Forest Ecology and Management*, 171-178.
- Bahadur, K. K. (2009). Improving Landsat and IRS Image Classification: Evaluation of Unsupervised and Supervised Classification through Band Ratios and DEM in a Mountainous Landscape in Nepal. *Remote Sensing*, 1, 1257-1272. doi:10.3390/rs1041257
- Baldo-Soriano, E., Carling, J., de Chavez, R., Emi, C., Martone, F., & Tugendhat, H. (2012). *What is REDD+? A Guide for Indigenous Communities* (3rd ed.). (C. E. Tugendhat, Ed.) Chiang Mai, Thailand: AIPP, FPP, IWGIA, Tebtebba.

- Banda, T., Schwartz, M. W., & Caro, T. (2006). Woody vegetation structure and composition along a protection gradient in a miombo ecosystem of western Tanzania. *Forest Ecology and Management*, 230, 179-185.
- Barro, S. C., & Conard, S. G. (1991). Fire Effects on California Chaparral Systems: An Overview. *Environmental International*, 17, 135-149.
- Barson, M., Lesslie, R., Smith, J., & Stewart, J. (2007). Developing Land Cover and Land Use Datasets for the Australian Continent– A Collaborative Approach. Em *North America Land Cover Summit* (pp. 45-74). Australia.
- Batista, A. C. (2006). *Detecção de Incêndios Florestais por Satélites*. Paraná: Universidade Federal do Paraná.
- Bond, W. J., & Keeley, J. E. (2005). Fire as a Global 'herbivore': the ecology and evolution of flammable ecosystems. *TRENDS in Ecology and Evolution*, 20, 1-8.
- Boschetti, L., Roy, D., & Hoffmann, A. A. (2009). *MODIS Collection 5 Burned Area (Product - MCD45) - User's Guide* (Vol. 2.0). Maryland: University of Maryland.
- Boschetti, L., Roy, D., Hoffmann, A. A., & Humber, M. (2013). *MODIS Collection 5.1 Burned Area (Product - MCD45) - User Guide* (Vol. 3.0). Maryland: University of Maryland.
- Bowman, D. M., & Murphy, B. P. (2010). *Fire and Biodiversity*. Oxford University Press (Conservation Biology for All). Obtido em 22 de Fevereiro de 2015, de <http://www.fireecology.net>
- Brites, R. S. (1996). *Verificação de Exatidão em Classificação de Imagens Digitais Orbitais: Efeitos de Diferentes Estratégias de Amostragem e Avaliação de Índices de Exatidão*. Viçosa, Brasil: Minas Gerais.
- Campbell, B. (1996). *The Miombo in Transition: Woodlands and Welfare in Africa*. (B. Campbell, Ed.) Bogor, Indonesia: Center for International Forestry Research (CIFOR).
- Campbell, B., Frost, P., & Byron, N. (1996a). Miombo Woodlands and their Use: overview and key issues. Em B. Campbell, *The Miombo in Transition: Woodlands and Welfare in Africa* (pp. 13-70). Bogor, Indonesia: Center for International Forestry Research (CIFOR).

- Cangela, A. d. (2014). *Caracterização e Mapeamento do Regime de Queimadas na Reserva Nacional de Niassa*. Maputo: DEF/FAEF/UEM.
- Cecchi, G., Mattioli, R. C., Slingenbergh, J., De la Roque, S., & Feldmann, U. (2008). *Standardizing land cover mapping for tsetse and trypanosomiasis decision making* (PAAT Technical and Scientific Series ed., Vol. 8). Roma, Italia: Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO).
- Chidumayo, E., Gambiza, J., & Grundy, I. (1996). Managing Miombo Woodlands. Em B. Campbell, & B. Campbell (Ed.), *The Miombo in Transition: Woodlands and Welfare in Africa* (pp. 183-201). Bogor, Indonesia: Center for International Forestry Research (CIFOR).
- Chuvieco, E. (1995). *Fundamentos de Teledetección Espacial* (2nd ed.). Madrid, Spain: Ediciones Rialp, SA.
- Chuvieco, E. (2008). *Satellite Observation of biomass burning: implications in global change reseach*. (E. Chuvieco, Ed.) New York, United States of America: Earth Observation and global change springer.
- Chuvieco, E., & Cocero, D. (1996). Forest Fires from Space: Considering Spatial and Temporal Resolution. *International Archives of Photogrammetry and Remote Sensing*, XXXI, p. 6. Vienna.
- Clark, J. S. (Junho de 1990). Fire and Climate Change During the Last 750 years in Northwestern Minnesota. *Ecological Monographs*, 60, 135-159.
- Congalton, R. G. (1991). *A Review of Assessing the Accuracy of Classifications of Remotely Sensed Data*. Berkeley: Department of Forestry and Resource Managment, University of California.
- De Oliveira, H. N. (1999). *Segmentação e Classificação de Imagens Landsat TM*. Curitiba: Universidade Federal do Paraná.
- De Sousa, A. M., Pereira, J. M., Mota, B. W., & Dos Santos, J. R. (2012). Análise da Distribuição de Fogos Ativos Detectados pelo Sensor ATSR 2 e sua Relação com Variáveis Demográficas, Ambientais e Infra-estruturas: Comparabilidade entre Métodos de Regressão OLS e GWR. *Revista Brasileira de Cartografia*, 64/5, 703-721.

- DeBano, L. F., Neary, D. G., & Ffolliot, P. F. (1998). *Fire's Effects on Ecosystem*. United States of America.
- Deweese, P. A., Campbell, B. M., Katerere, Y., Siteo, A., Cunningham, A. B., Angelsen, A., & Wunder, S. (2011). *Managing the Miombo Woodlands of Southern Africa: Policies, Incentives, and Options for the Rural Poor*. Washington DC.: Program on Forests (PROFOR).
- Di Gregorio, A. (2005). *Land Cover Classification System: Classification concepts and user manual Software version 2*. Roma: Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO).
- DNAC. (2010). *Reserva Nacional do Gilé: Plano de Maneio 2012-2021*. (A. Fusari, F. Lamarque, P. Chardonnet, & H. Boulet, Edits.) Maputo, Moçambique: Ministerio do Turismo/ Direcção Nacional de Áreas de Conservação (DNAC).
- Dwyer, E., Pereira, J. M., Grégoire, J.-M., & Da Camara, C. C. (1999). *Characterization of the Spatio-Temporal Patterns of Global Fire Activity using Satellite Imagery for the Period April 1992 to March 1993*. Lisboa, Portugal: Journal of Biogeography.
- Falck, A. S., & Foster, P. R. (2005). *Distribuição Espaço-Temporal de Incêndios nas Imediações de Pelotas*. Pelotas: Universidade Federal de Pelotas/Departamento de Meteorologia.
- FAO. (1998). *FAO Meeting on Public Policies Affecting Forest Fires* (FAO Forest Paper 138 ed.). Rome, Italy: FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations).
- FAO. (2007). *Fire management Global assessment (Forest Paper 151)*. Rome: FAO (Food and Agriculture Organization of The United Nations).
- Foley, J. A., DeFries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., . . . Kucharik, C. (2005). Global Consequences of Land Use. *Science*, 309, 570-574.
- Frost, P. (1996). The Ecology of Miombo Woodlands. Em B. Campbell, *The Miombo in Transition: Woodlands and Welfare in Africa* (p. 273). Bogor, Indonésia: CIFOR (Center for International Forestry Research).

- Fukani, T., & Wardle, D. A. (2005). Long-term ecological dynamics: reciprocal insights from natural and anthropogenic gradients. *Proceedings of the Royal Society* (pp. 2105–2115). Royal Society. doi:10.1098/rspb.2005.3277
- Giglio, L. (2010). *MODIS Collection 5 Active Fire Product User's Guide Version 2.4*. Maryland: University of Maryland.
- Giglio, L. (2013). *MODIS Collection 5 Active Fire Product User's Guide Version 2.5*. Maryland: University of Maryland.
- Giglio, L. (2015). *MODIS Collection 6 Active Fire Product User's Guide Revision A*. Maryland: University of Maryland.
- Giglio, L., Csiszar, I., & Justice, C. O. (2006). Global Distribution and Seasonality of Active Fires as Observed with the Terra and Aqua Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) sensors. *Journal of Geophysical Research*, *111*, 1-12. doi:10.1029/2005JG000142.
- Giglio, L., Werf, G. R., Randerson, J. T., Collatz, G. J., & Kasibhatla, P. (2006). *Global estimation of Burned area using MODIS active fire observations*. Maryland: Atmospheric Chemistry and Physics.
- GOFC-GOLD. (2014). *A sourcebook of methods and procedures for monitoring and reporting anthropogenic greenhouse gas emissions and removals associated with deforestation, gains and losses of carbon stocks in forests remaining forests, and forestation* (Vols. COP20-1). Netherland: GOFC-GOLD Land Cover Project Office/ Wageningen University.
- Gojovic, V., & Todorovic, B. (2013). Spatial and temporal Analysis of Fires in Serbia for period 2000-2013. *International Conference "Natural Hazards – Links between Science and Practice"*, (pp. 297-312). doi:10.2298/IJGI1303297G
- 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*, 748-758.
- Govender, N., Trollope, W. S., van Wilgen, B. W., & Biggs, H. C. (sd). Practical ways of incorporating variation in fire intensity into fire management of african savannas. 1-6.

- Gutiérrez-Puebla, J., Garcia-Palomares, J. C., & Daniel-Cardozo, O. (2012). Regresión Geográficamente Ponderada (GWR) y estimación de la demanda de las estaciones del Metro de Madrid. *XV Congreso Nacional de Tecnologías de la Información Geográfica* (pp. 1-12). Madrid: AGE-CSIC.
- Hardesty, J. R., Myers, L., & Fulks, W. (2005). Fire, ecosystems and people: a preliminary assessment of fire as a global conservation issue. *Third International Symposium on Fire Economics, Planning, and Policy: Common Problems and Approaches* (pp. 78-87). U.S.A: U.S. Department of Agriculture.
- Herold, M. (2009). *LAND: Land Cover*. Roma, Italia: Global Terrestrial Observing System: Assessment of the status of the development of the standards for the Terrestrial Essential Climate Variables.
- Hollingsworth, L. T., Johnson, D., G., S., & S., S. (2015). *Fire management assessment of Eastern Province, Zambia*. Washington, D.C, USA: USDA Forest Service, International Programs.
- IPCC. (2007). *Climate Change 2007: Synthesis Report*. (R. K. The Core Writing Team, Ed.) Geneva, Switzerland: IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change).
- Justice, C. O., Giglio, L., Korontzi, S., Owens, S., Morisette, J. T., Roy, D., . . . Kaufman, F. (2002). The MODIS fire products. *Remote Sensing of Environment*, 83, 244-262.
- Justice, C. O., Giglio, L., Roy, D., Boschetti, L., Csiszar, I., Davies, D., . . . Morisette, J. (2011). MODIS-Derived Global Fire Products. (B. Ramachandran, Ed.) *Land Remote Sensing and Global Environmental Change: Remote Sensing and Digital Image Processing* , 11, 661-679. doi:10.1007/978-1-4419-6749-7_29
- Kaufman, Y., & Justice, C. (1998). *Algorithm Technical Background Document: Modis Fire Products - Version 2.2* (Vol. MODIS ATBD: Fires).
- Knorr, W., Kaminski, T., Arneeth, A., & Weber, U. (2014). Impact of human population density on fire frequency at the global scale. *Biogeosciences*, 1085-1102.
- Kumar, M. (sd). Digital Image Processing. *Satellite Remote Sensing and GIS Applications in Agricultural Meteorology*, 81-102.

- Lawton, R. M. (1978). A Study of the Dinamic Ecology of Zambian Vegetation. *Journal of Ecology*, 66, 175-198. Obtido em 24 de August de 2015, de http://www.jstor.org/stable/2259187?seq=1#page_scan_tab_contents
- Lentile, L. B., Holden, Z. A., Smith, A. M., Falkowski, M. J., Hudak, A. T., Morgan, P., . . . Benson, N. C. (2006). *Remote Sensing Techniques to Assess Active Fire Characteristics and Post-fire effects*. Lincoln: USDA Forest Service/UNL- Faculty Publications Paper 194.
- Levitas, R., Pantazis, C., Fahmy, E., Gordon, D., Lloyd, E., & Patsios, D. (2007). *The Multi-Dimensional Analysis of Social Exclusion*. Department of Sociology and School for Social Policy and Bristol Institute for Public Affairs.
- Lu, D., Weng, Q., Moran, E., Li, G., & Hetrick, S. (2010). Remote Sensing Image Classification. *Advances in Environmental Remote Sensing*, 1-24.
- MAE. (2005). *Perfil do Distrito de Gilé - Província da Zambézia* (2005 ed.). (M. d. Estatal, Ed.) Maputo, Moçambique: Ministério da Administração Estatal (MICOA).
- Magadzire, N. (2013). *Reconstruction of Fire Regime using MODIS burned area data: Charara Safari Area, Zimbabwe*. Stellenbosch University.
- Malmer, A. (2007). General ecological features of miombo woodlands and considerations for utilization and management. *MITMIOMBO – Management of Indigenous Tree Species for Ecosystem Restoration and Wood Production in Semi-Arid Miombo Woodlands in Eastern Africa. Working Papers of the Finnish Forest Research Institute 50*, pp. 34-42. Morogoro: MITMIOMBO Project Work. Obtido de <http://www.metla.fi/julkaisut/workingpapers/2007/mwp050.htm>
- Manyangadze, T. (2009). *Forest Fire detection for near real-time monitoring using geostationary satellites - Tese de Mestrado*. Netherland: International Institute for Geo-information Science and Earth Observation.
- Mather, P. M. (2011). *Computer Processing of Remotely-Sensed Images: An Introduction* (4nd ed.). (P. M. Mather, & M. Koch, Edits.) A John Wiley & Sons, Ltd.

- Melo, J. L. (2010). *Caracterização do Regime do Fogo na Guiné-Bissau - Influência Antropogénica*. Lisboa, Portugal: Instituto Superior de Agronomia/ Universidade Técnica de Lisboa.
- MICOA. (2005). *Necessidades Nacionais de Capacitação para o Cumprimento efectivo das Obrigações da Convenção do Rio sobre a Seca e Desertificação em Moçambique - Relatório*. Maputo, Moçambique: MICOA (Ministério para a Coordenação da Acção Ambiental).
- MICOA. (2007). *Plano de Acção para a Prevenção e Control às Queimadas Descontroladas 2008-2018: Queimadas Descontroladas, soluções para um problema global*. Maputo: Ministerio Para a Coordenação da Acção Ambiental (MICOA).
- Molinario, G., Davies, D. K., Schroeder, W., & Justice, C. O. (2013). Characterizing the spatio-temporal fire regime in Ethiopia using the MODIS-active fire product: a replicable methodology for country-level fire reporting. *African Geographical Review*, 1-27.
- Morgan, P., Hardy, C. C., Swetnam, T. W., Rollins, M. G., & Long, D. G. (2001). Mapping fire regimes across time and space: Understanding coarse and fine-scale fire patterns. *International Journal of Wildland Fire*, 10, 329–342.
- Myers, R. L. (2006). *Convivendo com o Fogo - Manutenção dos Ecossistemas e Subsistência com o Manejo Integrado do Fogo*. (M. Batalha, Trad.) Tallahassee, United States of America: The Nature Conservancy/Iniciativa Global para o Manejo do Fogo.
- N'Datchoh, E. T., Konaré, A., Diedhiou, A., Diawara, A., Quansah, E., & Assamoi, P. (2015). Effects of climate variability on savannah fire regimes in West Africa. *Earth System Dynamics*, 6, 161-174.
- Neary, D. G., Klopatek, C. C., DeBano, L. F., & Ffolliott, P. F. (1999). Fire effects on belowground sustainability: a review and synthesis. *Forest Ecology and Management*, 122, 51-71.
- Northrop, A. (2015). *IDEAS - LANDSAT Products Description Document*. United Kingdom: Telespazio VEGA UK Ltd.

- Odoi, J. O. (2009). *Montane Forest Fire Detection and post-fire forest development (a case study in the Majella National Park, Italy)-Tese de Mestrado*. Hetherland: International Institute for Geo-Information Science and Earth Observation Enschede.
- Parker, J. R. (2011). *Algorithms for Image Processing and Computer Vision* (2nd ed.). Indianapolis: Wiley Publishing, Inc.
- Pereira, A. A., Barros, D. A., Junior, F. W., Pereira, J. A., & Reis, A. A. (2013). *Análise da Distribuição espacial de áreas queimadas através da função K de Ripley*. Piracicaba, Brasil: Scientia Forestalis.
- Pereira, J. M., Chuvieco, E., & Beaudoin, A. (1997). Remote Sensing of Burned Areas: A Review. Em E. Chuvieco, & E. Chuvieco (Ed.), *A review of remote sensing methods for the study of large wildland fires (Megafires project ENV-CT96-0256)* (pp. 127-183). Alcalá de Henares, Spain: Universidad de Alcalá.
- Philip, S. (2007). *Active Fire Detection Using Remote Sensing Based Polar-Orbiting and Geostationary Observations: An Approach Towards Near Real-Time Fire Monitoring*. Netherland: International Institute for Geo-Information Science and Earth Observation.
- Pradhan, R., Ghose, M. K., & Jeyaram, A. (2010). Land Cover Classification of Remotely Sensed Satellite Data using Bayesian and Hybrid classifier. *International Journal of Computer Applications*, 7.
- Pradhan, R., Pradhan, M. P., Bhusan, A., Pradhan, R. K., & Ghose, M. K. (2010a). Land-cover Classification and Mapping for Eastern Himalayan State Sikkim. *Journal of Computing*, 166-170.
- Ramankutty, N., & Foley, J. A. (1999). Estimating historical changes in global land cover: Croplands from 1700 to 1992. *Global Biogeochemical Cycles*, 13, 997-1027.
- Roy, D. P., Lewis, P. E., & Justice, C. O. (2002). Burned area mapping using multi-temporal moderate spatial resolution data - a bi-directional reflectance model based expectation approach. *Remote Sensing of Environment*, 83, 263-286.
- Rudel, T. k., T., C. O., Moran, E., Achard, F., Angelsen, A., Xu, J., & Lambin, E. (2005). Forest transitions: towards a global understanding of land use change. *Global Environmental Change*, 15, 23-31.

- Russell-Smith, J., & Yates, C. P. (2007). Australian Savanna Fire Regimes: context, scales, patchiness. *Fire Ecology Special Issue*, 3(1), 48-63.
- Rutherford, G. N., Bebi, P., Edwards, P. J., & Zimmermann, N. E. (2008). Assessing land-use statistics to model land cover change in a mountainous landscape in the European Alps. *Ecological Modelling*, 212, 460-471.
- Rutherford, G. N., Guisan, A., & Zimmermann, N. E. (2007). Evaluating sampling strategies and logistic regression methods for modelling complex land cover changes. *Journal of Applied Ecology*, 44, 414-424.
- Sundquist, E., Burruss, R., Faulkner, S., Gleason, R., Harden, J., Kharaka, Y., . . . Waldrop, M. (sd). Carbon Sequestration to Mitigate Climate Change. *USGS (United States Geological Survey)*, 1-4.
- Syphard, A. D., Radeloff, V. C., Keeley, J. E., Hawbaker, T. J., Clayton, M. K., Stewart, S. I., & Hammer, R. B. (2007). Human Influence on California Fire Regimes. *Ecological Applications*, 17, 1388-1402.
- Tamilenthi, S., Arul, P., & Chandramohan, K. (2015). Detection of Urban Change and Urban Sprawl of Madurai City, Tamilnadu Using GIS and RS. *Journal of Environment Protection and Sustainable Development*, 1, 107-120.
- Tassara, E. T., & Rutkowski, E. W. (2008). *Mudanças Climáticas e Mudanças Socioambientais Globais: reflexões sobre alternativas de futuro*. Brasília: UNESCO (Organização das Nações Unidas para a Educação, Ciência e Cultura).
- Thakur, S., Singh, A., & Suraiya, S. (2012). Comparison of Different Image Classification Techniques for Land Use Land Cover Classification: An Application in Jabalpur District of Central India. *International Journal of Remote Sensing and GIS*, 1(1), 26-31.
- Tiemann, G. R. (2012). *Project Report: Eleven Years of MODIS Burned Area - A GIS Analysis for the Territory of the United Republic of Tanzania*. Dar Es-Salam, Tanzania: ZEBRI GIS and Consulting.
- Timberlake, J., & Chidumayo, E. (2011). *Miombo Ecoregion Vision Report* (20 ed.). Bulawayo, Zimbabwe: Biodiversity Foundation for Africa/ Ocasional Publications in Biodiversity.

- Trapnell, C. G. (1959). Ecological Results of Woodland and Burning Experiments in Northern Rhodesia. *Journal of Ecology*, 47, 129-168. doi:10.2307/2257252
- USGS. (2015). *Landsat 8 (L8) Data Users Handbook* (Vol. 1.0). South Dakota: Department of the Interior/ United States Geological Survey (USGS).
- Whelan, R. J. (1995). *The Ecology of Fire*. United Kingdom: Cambridge University Press/ Cambridge Studies in Ecology. Obtido em 27 de August de 2015, de https://books.google.co.mz/books?hl=pt-PT&lr=&id=4bFxAwAAQBAJ&oi=fnd&pg=PR9&dq=Whelan+RJ+%281995%29+%27The+ecology+of+fire.%27+%28Cambridge+University+Press:++Cambridge%29&ots=_5HIBzsTSv&sig=f8TTKC6OtVJinnHM9zfJusPik_8&redir_esc=y#v=onepage&q&f=false
- Whelan, R. J. (2006). The ecology of fire – Developments since 1995 and outstanding questions. *Life In A Fire-Prone Environment: T ranslating Science Into Practice conference* (p. 10). Brisbane: Griffith University.
- Wooster, M. J., & Xu, M. (2010). *Active Fire: Fire Detection and Fire Radiative Power*. London: Kinks College London/ University of London.
- Zolho, R. (2005). *Effect of Fire Frenquency on the Regeneration of Miombo Woodland in Nhambita, Mozambique - Master Dissertation*. Edinburgh: University of Edinburgh.
- Zolho, R. (2010). *Mudanças Climáticas e sa Florestas em Moçambique*. (T. Selemane, Ed.) Maputo: Amigos da Floresta/ Centro de Integridade Pública (CIP).
- Zubair, A. O. (2006). *Change Detection in Land Use and Land Cover Using Remote Sensing Data and GIS (A case study of Ilorin and its environs in Kwara State)* (Master dissertation ed.). Ibadan: University of Ibadan.

ANEXOS

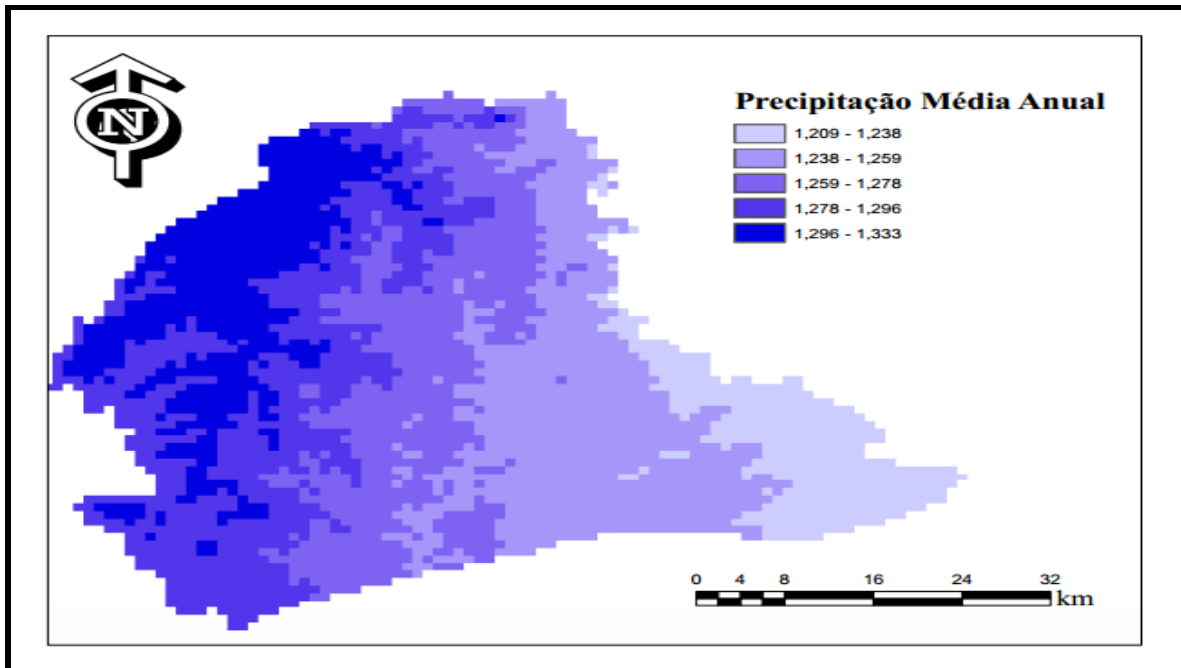


Figura 17: Distribuição da precipitação média da RNG (do período compreendido entre 2004 a 2014).

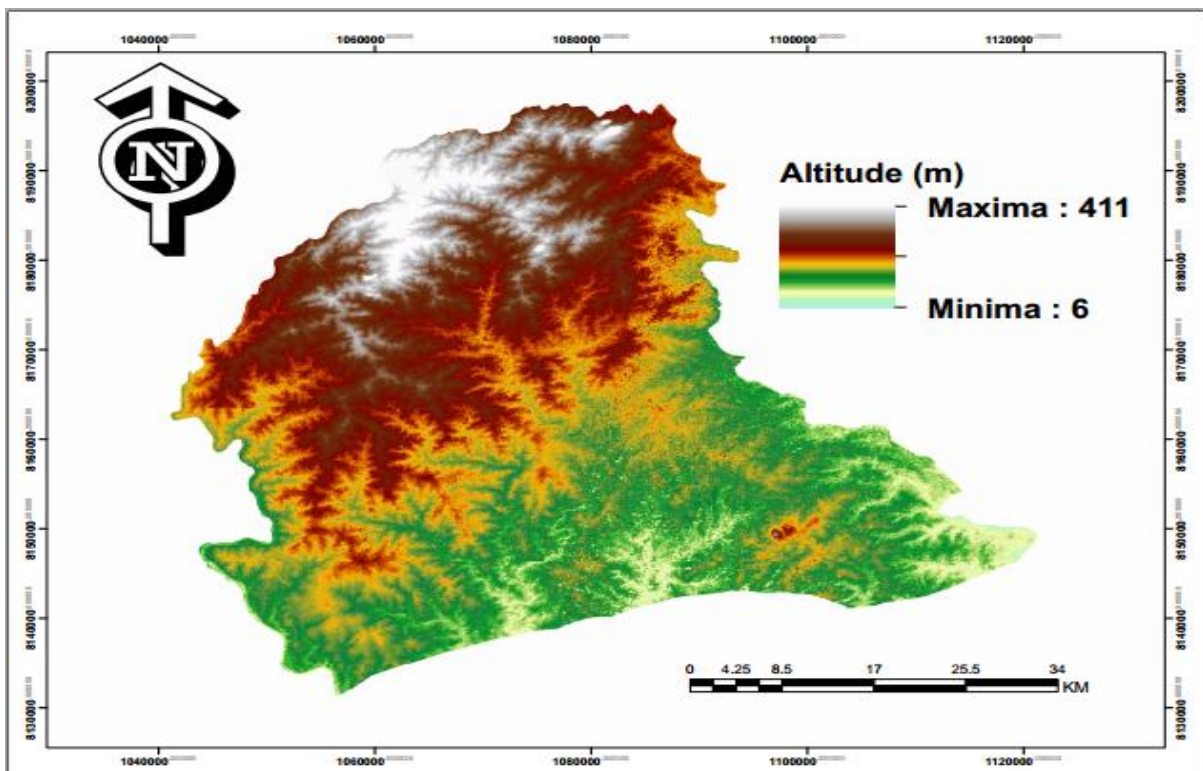


Figura 18: Distribuição espacial da Altitude na RNG

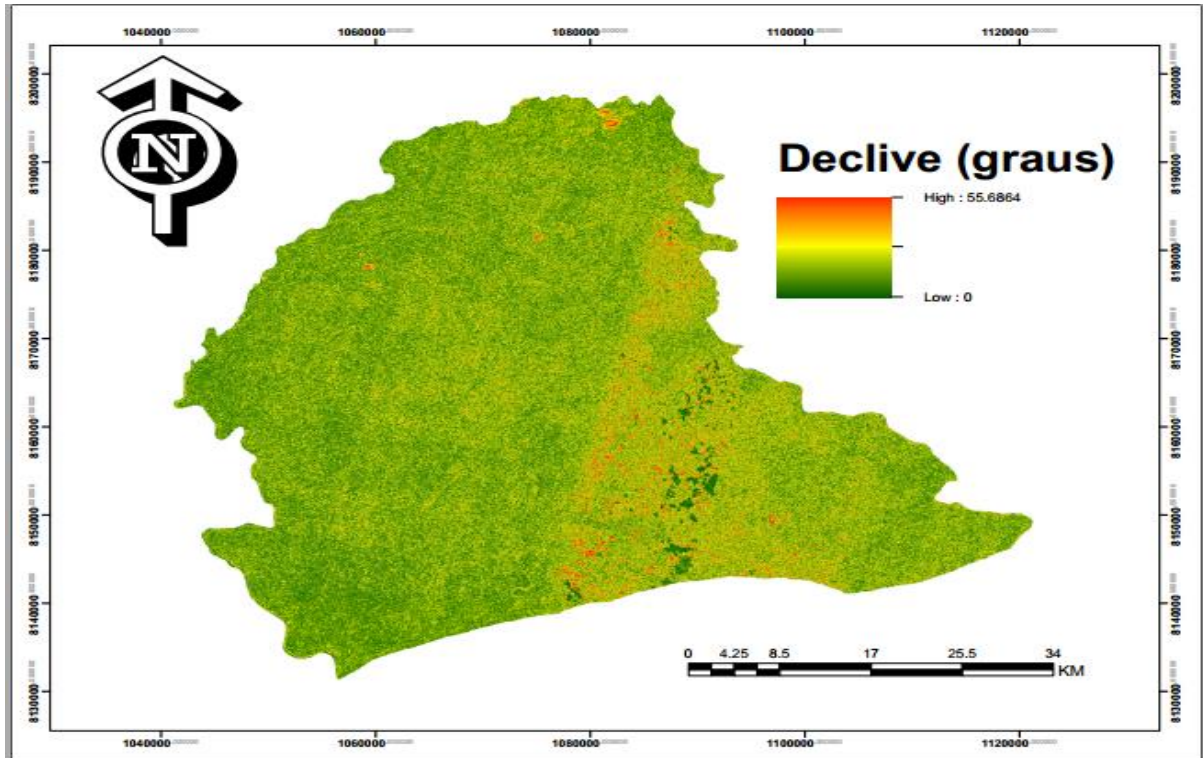


Figura 19: Distribuição espacial do Declive na RNG

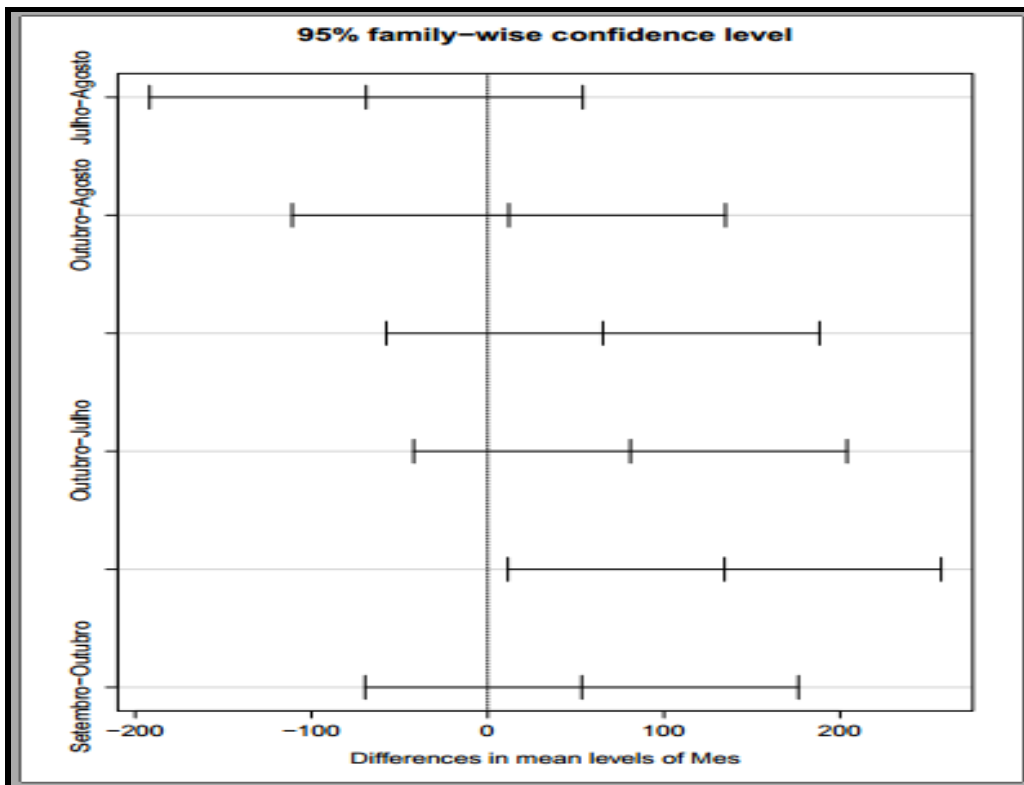


Figura 20: Comparação de área queimada por mês para todo período (teste de Tule)

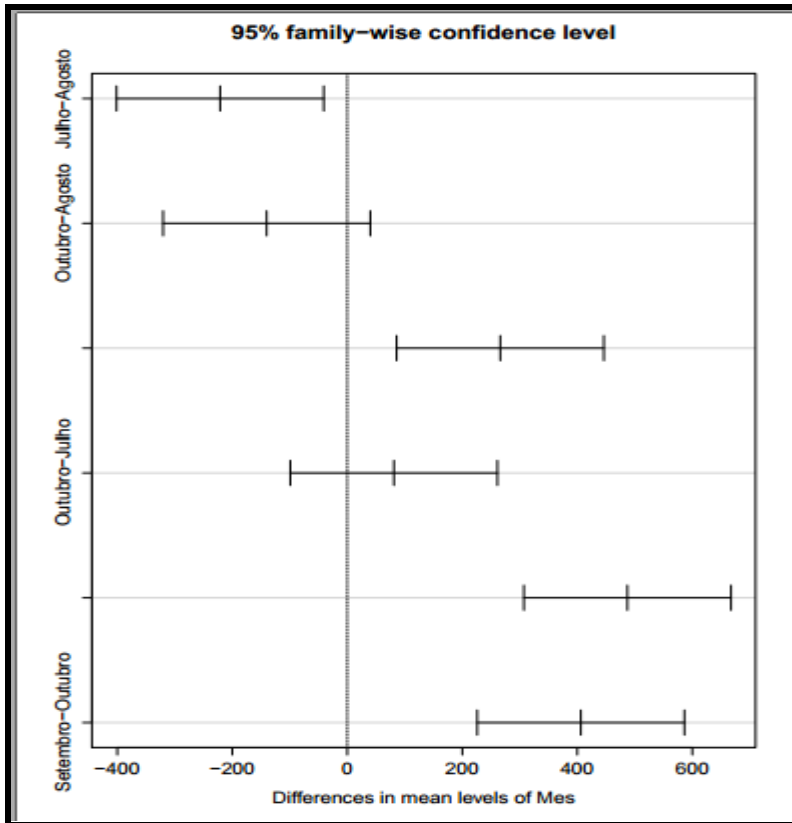


Figura 21: Comparação de focos de queimadas por mês para todo período (teste de Tule)

Tabela 15: Lista de Códigos para os vários Usos e Cobertura de Terra

Ano 2004		Ano 2014	
Codigo	Cobertura	Codigo	Cobertura
13	Corpos de agua (CA)	22	Solo Exposto (SE)
16	Vetetacao herbacea(VH)	11	Corpos de agua (CA)
24	Floresta Densa (FD)	27	Floresta Densa (FD)
25	Floresta aberta (FA)	53	Floresta aberta (FA)
26	Solo Exposto (SE)	43	Vegetação herbácea(VH)

Tabela 16: Matriz de confusão para validação da classificação

Actual	Referencia					Total
	CA	VH	SE	FA	FD	
CA	0	0	0	0	0	0
VH	2	10	1	0	0	13
SE	0	0	2	0	0	2
FA	0	0	0	24	3	27
FD	0	0	0	5	54	59
Total	2	10	3	29	57	101
Exatidão Global (Po)89.11%				Índice Kappa (K) 0.8123		