

UNIVERSIDADE EDUARDO MODLANE



FACULDADE DE AGRONOMIA E ENGENHARIA FLORESTAL

MESTRADO EM MANEIO E CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE

**CARACTERIZAÇÃO E MAPEAMENTO DO REGIME DE QUEIMADAS NA RESERVA
NACIONAL DE NIASA**

Arménio da Consolação Nito Pedro Cangela

Supervisora: Natasha S. Ribeiro (PhD)

Maputo, Fevereiro de 2014

UNIVERSIDADE EDUARDO MONDLANE
FACULDADE DE AGRONOMIA E ENGENHARIA FLORESTAL
MESTRADO EM MANEIO E CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE

**CARACTERIZAÇÃO E MAPEAMENTO DO REGIME DE QUEIMADAS NA RESERVA
NACIONAL DE NIASSA**

Arménio da Consolação Nito Pedro Cangela

Supervisora: Natasha S. Ribeiro (PhD)

Dissertação apresentada à Faculdade de Agronomia e Engenharia Florestal/UEM, como parte das exigências para obtenção do título de Mestre em Maneio e Conservação da Biodiversidade

Maputo, Fevereiro de 2014

Dedicatória

Ao meu pai Pedro Cangela, meu irmão Cláudio das Dores Francisco Pedro e ao meu sobrinho Pedro Paulo
Machava,
que Deus os tenha!

Agradecimentos

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

À organização *Regional Universities Forum for Capacity Building in Agriculture* (RUFORUM) pelo financiamento do trabalho de investigação e à Sociedade de Gestão e Desenvolvimento da Reserva de Niassa (SGDRN) pelo apoio prestado durante as actividades de campo.

À Professora Natasha S. Ribeiro (PhD) pelo incansável apoio e paciente acompanhamento durante todo o período da minha formação e, especialmente, durante a concepção e realização deste estudo.

Ao Aniceto Chauque, Ivete Maquia, Fátima Alí, Márcio Mathe, Norberto Guilengue, Luis Comissário e toda a equipa envolvido no processo de colecta e processamento de dados.

À minha mãe Julita Francisco, irmãos, familiares, amigos, colegas e todos os que de forma directa ou indirecta contribuíram de maneira diversificada para a concretização deste sonho.

Índice de Conteúdos

Conteúdo

Dedicatória	i
Agradecimentos	ii
Lista de Tabelas	v
Lista de Figuras	v
Siglário	vi
1 INTRODUÇÃO	1
1.1 Problema e Justificação do Estudo	4
1.2 Objectivos	6
1.2.1 Objectivo Geral:	6
1.2.2 Objectivos específicos:	6
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	7
2.1 Ecologia do Miombo	7
2.1.1 Distribuição, Estrutura e Composição do Miombo	7
2.1.2 O papel dos distúrbios na dinâmica das florestas de miombo	8
2.2 Regime de Queimadas	11
2.2.1 Conceitos e Características	11
2.2.2 Regime de queimadas nos ecossistemas de miombo	11
2.2.3 Efeito da alteração do Regime de Queimadas sobre os ecossistemas de Miombo	13
2.2.4 Efeito do clima, Topografia, Vegetação, Herbívoros e Assentamentos humanos sobre Regime de Queimadas nos Ecossistemas de Miombo	14
2.3 Uso de teledeteção para o mapeamento de áreas queimadas	16
2.3.1 Caracterização das imagens do sensor MODIS (MCD45A1 e MCD14ML)	17
2.3.2 Análise da Acurácia (Accuracy) dos mapas temáticos	19
2.3.3 Matriz de Erros e Coeficientes de Concordância	19
3 DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	21

3.1	Localização da Reserva Nacional de Niassa	21
3.2	Clima, Relevo e Hidrologia.....	22
3.3	Vegetação e Fauna.....	22
3.4	População humana.....	23
3.5	Regime de Queimadas na RNN.....	23
4	MATERIAIS E MÉTODOS.....	24
4.1	Aquisição e processamento de dados secundários.....	24
4.1.1	Imagens MODIS.....	24
4.1.2	Mapa de uso e cobertura da terra.....	24
4.1.3	Mapas de áreas e focos de queimadas	25
4.1.4	Mapas de precipitação e temperatura média anual	25
4.1.5	Mapa de altitude	25
4.1.6	Mapa de densidade populacional.....	26
4.1.7	Mapa de distância das vias de acesso	26
4.1.8	Mapa de densidade dos elefantes.....	26
4.2	Mapeamento do Regime de Queimadas	27
4.2.1	Mapeamento da Frequência e Intervalo de retorno das queimadas entre 2000 e 2012	27
4.2.2	Mapeamento da sazonalidade e extensão da área queimada	27
4.2.3	Cálculo da densidade e intensidade das queimadas.....	28
4.3	Efeito da precipitação, temperatura, altitude, tipo de uso e cobertura da terra, vias de acesso, densidade de elefantes e densidade da população sobre a ocorrência de queimadas dentro da RNN.....	28
4.4	Análises estatísticas	29
4.4.1	Regressão Logística.....	29
4.4.2	Determinação da importância das variáveis dependentes sobre a ocorrência de queimadas na RNN.	30
4.4.3	Análise da acurácia do mapa de frequência de queimada	31
4.4.3.1	Cálculo do índice de acurácia temática	31
4.5	Levantamento de dados primários.....	32
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	34
5.1	Mapeamento da Frequência e Intervalo Médio de Retorno Queimadas na RNN.	34
5.1.1	Variação da frequência e IRQ ao longo da RNN	37
5.2	Extensão e Sazonalidade da Área Queimada na RNN	38
5.3	Intensidade e Densidade de Queimadas na RNN	41
5.4	Avaliação da acurácia do mapa de frequência de Queimadas	42
5.5	Factores que influenciam o Regime de Queimadas na RNN.....	44
5.6	Áreas prioritárias para o manejo de queimadas na RNN.....	50

6	CONCLUSÃO E RECOMENDAÇÕES	52
6.1	Conclusões.....	52
6.2	Recomendações.....	53
7	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	54
8	Anexos.....	62

Lista de Tabelas

Tabela 1:	Área total queimada por ano durante o período entre 2000 a 2012.....	40
Tabela 2:	Acurácia temática do mapa da frequência de queimadas	43
Tabela 3:	Análise da Regressão logística (stepwise) para a determinação da significância da participação individual de cada variável sobre a ocorrência de queimadas (teste <i>chi-wald</i> e <i>odd ratios</i>) na RNN.....	45
Tabela 4:	Avaliação do Poder de Predição da com base nos testes de Cox e Snell (R ²) e Max-rescaled.....	46
Tabela 5:	Comparação das chances de ocorrência de queimadas entre as áreas de prática de agricultura itinerante e as zonas com outro tipo de uso e cobertura da terra.....	46

Lista de Figuras

Figura 1.	Grelha sinusoidal MODIS onde a área pintada a vermelho corresponde ao <i>tile</i> h21v10 equivalente à localização da RNN (http://nsidc.org/data/modis/images/data_summaries/sinusoidal_v5.gif)	17
Figura 2.	Localização da Reserva Nacional de Niassa.....	21
Figura 3:	Alocação parcelas de amostragem por cada classe de frequência de Queimadas nas unidades de manejo R4, L4 e L3	33
Figura 4.	Alocação das Parcelas ao longo do Transecto de 500m.....	33
Figura 5 .	Frequência de queimadas na RNN no período entre 2000 a 2012.....	35
Figura 6.	Intervalo de Retorno de Queimadas (IRQ) na RNN no período entre 2000 a 2012.	36
Figura 7:	Distribuição intra-anual dos focos de queimada e da extensão da área queimada durante o período entre 2000 a 2012	40
Figura 8:	Relação entre a densidade e intensidade das queimadas na RNN.....	41
Figura 9:	Abundância de árvores e arbustos com sinais de queimadas por cada classe de frequência	43
Figura 10:	Danos causados por elefantes em cada classe de frequência de Queimadas.....	47
Figura 11:	Danos causados pela acção humana em cada classe de frequência de Queimadas.....	48
Figura 12:	Árvore preferida pelas abelhas para a produção de mel e árvore abatida durante a extração de mel	49

Siglário

MODIS	Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer
RNN	Reserva Nacional de Niassa
IMRQ	Intervalo Médio de Retorno de Queimadas
IRQ	Intervalo de Retorno de Queimadas
RUFORUM	Regional Universities Forum for Capacity Building in Agriculture
UTM	Universal Transverse Mercator
ASCII	American Standard Code for Information Interchange
SGDRN	Sociedade de Gestão e Desenvolvimento da Reserva de Niassa
WGS84	World Geodetic System 1984
CENACARTA	Centro Nacional de Cartografia e Teledeteção
HDF	Hierarchical Data Format
TIF	Tagged Image File Format

Resumo

A Reserva Nacional de Niassa (RNN) vem registando crescimento dos índices de incidência de queimadas de origem antropogénica facto que suscitou a implementação de um plano de gestão de queimadas. Este trabalho teve como objectivo estudar o regime de queimadas do ecossistema de miombo da RNN como base para elaboração do plano de manejo de queimadas. Usou-se imagens MODIS (2000-2012) de fogos activos e áreas queimadas donde extraiu-se pixéis com níveis de confiança igual ou superior a 80% e 1-366 dias julianos, respectivamente, usando *Erdas 9.0* e *ArcGis 9.3*. Com os dados, calculou-se a frequência, intervalo de retorno (IRQ), sazonalidade, intensidade, densidade e extensão da área queimada. Posteriormente, fez-se análises de regressão logística em *SAS 9.3* para avaliar a relação entre o tipo de uso e cobertura do solo, precipitação, temperatura, altitude, densidade de elefantes, densidade da população humana, distância em relação às vias de acesso e a frequência de queimadas para determinar os factores que influenciam a ocorrência de queimadas na RNN. Colheu-se dado de campo em 108 parcelas circulares de 15m de raio para reforçar a precisão das análises de teledeteção. Os resultados demonstraram que em média o fogo retorna a um sítio particular em cada 3.29 anos numa frequência de 0.36 vezes/ano com pico na época seca. Aproximadamente 43% da área total da RNN queimou-se em cada 1-2 anos e as regiões Central-Norte e Este registaram queimadas mais frequentes, sendo mais intensas nas zonas de baixa frequência e densidade de queimadas. A ocorrência de queimadas é favorecida pelo tipo de cobertura da terra, densidade de elefantes e temperatura e desfavorecida pelo aumento da densidade da população. Assim, são áreas prioritárias para o controlo de queimadas na RNN aquelas cujo IRQ é igual ou inferior a 2 anos, dominadas por florestas decíduas, com mais de 1 elefante/Km² e baixa densidade populacional, incluindo *inselbergs* e *dambos*.

Palavras-chave: Regime de queimadas, queimadas, teledeteção, imagens MODIS.

1 INTRODUÇÃO

O miombo é o maior ecossistema seco da África Subsaariana com uma extensão de aproximadamente 2.7 milhões de km² (WWF, 2012; Dewees, *et al.*, 2010 e Frost, 1996) e constitui base de sustento para mais de 90% dos cerca de 690 milhões de habitantes desta região que vivem com menos de 1 dólar por dia (FAO, 2008).

As florestas de miombo contribuem para o desenvolvimento socioeconómico das comunidades rurais através da agricultura, exploração e comercialização de produtos florestais não madeireiros, tais como, peixe, carne, lenha, carvão, entre outros, (Sebukeera *et al.*, 2006). Em África, os benefícios da exploração de biomassa lenhosa (madeira e combustíveis lenhosos) aumentaram de U\$D2.1 biliões em 1990 para cerca de U\$D 3.9 biliões em 2005 (FAO, 2007).

O fogo é parte integral do ecossistema de miombo sendo um dos factores chaves na dinâmica da regeneração, desenvolvimento e distribuição espacial de inúmeras espécies de fauna e flora (Chidumayo, 1988; Thompson, 1975 e Trapnell, 1959). Há mais de 60,000 anos que a população vem usando o fogo como ferramenta principal na limpeza dos campos para agricultura, caça, renovação das áreas de pasto, produção de carvão vegetal, controlo de pestes, entre outras actividades (Clarke & van Zinderenbakker, 1964 citados por Frost, 1996). O miombo é tão dependente do fogo de tal forma que a ausência total de queimadas reduz a riqueza de espécies (Zolho, 2005 e Chidumayo, 1988).

Contudo, o crescimento acelerado da população da África Subsaariana, actualmente estimado em 2.5%/ano, o uso inadequado do fogo durante a limpeza dos campos agrícolas e caça, bem como, a extracção insustentável de lenha, carvão e outros produtos florestais estão a acelerar o declínio da cobertura florestal provocando uma alteração no padrão de distribuição e frequência das queimadas ao longo dos ecossistemas de miombo, ameaçando desta forma, a preservação da biodiversidade (Dewees *et al.* 2010; SADC, 2010; Chidumayo 1997).

De acordo com, Shlisky *et al.* (2007) e Myers *et al.* (2004) a modificação do regime de queimadas altera o ciclo hidrológico, cria condições para a proliferação de espécies invasoras e constitui uma ameaça directa à biodiversidade, aos bens e saúde humana. As queimadas descontroladas afectam negativamente as comunidades através da destruição de culturas agrícolas e infra-estruturas,

degradação da biodiversidade e redução dos serviços e funções ecológicas dos ecossistemas (SADC, 2010).

As florestas tropicais emitem 20% e sequestram 30% das emissões globais de gases de efeito de estufa, cujos níveis actuais estimam-se em 1.6 GtC de CO₂ por ano. O aumento da frequência de queimadas nos ecossistemas de miombo tem implicações directas sobre as mudanças climáticas através do aumento da emissão de CO₂ na atmosfera e redução do carbono sequestrado, ao mesmo tempo que, contribui para o aumento dos eventos extremos (secas, cheias, ciclones, entre outros) que degradam as propriedades físicas, químicas e biológicas dos solos, causando o declínio da sua produtividade e funções ecológicas (IPCC, 2007).

Por isso, é fundamental compreender a dinâmica dos regimes de queimadas para o manejo efectivo dos ecossistemas de miombo. De acordo com Brown & Smith (2000) o regime de queimadas pode servir de indicador para a determinação de estratégias de controlo de queimadas descontroladas. Como instrumento de manejo e de conservação da biodiversidade, as queimadas frias são aplicadas para o rejuvenescimento dos ecossistemas, manejo de pastos, controle de espécies invasoras entre outros fins.

Com a descoberta da teledeteção, a observação e monitoria do impacto das queimadas na dinâmica da cobertura vegetal tornou-se mais fácil e eficiente, pois, segundo Overman *et al.* (1994) e Rosenqvist *et al.* (2003) este método despence menos tempo e recursos, ao mesmo tempo que, permite uma visão ampla e facilita a monitoria dos impactos em locais inacessíveis para os métodos baseados no levantamento *in-situ*. Por isso, a teledeteção é a técnica mais recomendada e actualmente usada para a reconstrução do historial de regime de queimadas.

Dentre os vários produtos usados no mapeamento do regime de queimadas nos ecossistemas tropicais, os produtos do sensor *Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer* (MODIS) a bordo no satélite *Terra Aqua* têm uma resolução espectral, temporal e espacial que lhes confere vantagem no mapeamento de áreas queimadas (Pereira, 2003). Os produtos *Active fire e Burned areas* contêm informação que permite compreender a distribuição espacial e temporal das queimadas e suas características (Justice *et al.*, 2002).

Em Moçambique as queimadas descontroladas tendem a crescer ameaçando a integridade e a diversidade biológica de muitos ecossistemas. As áreas de conservação representam apenas 22% dos cerca de 40.6 milhões de hectares cobertos por florestas em todo o país e todas incluem assentamentos

humanos dentro e em redor dos seus limites e, como consequência, anualmente são sujeitas às queimadas, comprometendo desta forma os seus objectivos (MICOA, 2000; Ribeiro *et al.*, 2007; SGDRN 2005; Zolho, 2005 e MITUR, 2004).

Entre 6 a 10 milhões de hectares de florestas e 9 a 15 milhões de outras formações de vegetação são queimados anualmente durante a limpeza dos campos agrícolas e actividades de caça (MICOA, 2007), tendo como consequência o aumento da vulnerabilidade de cerca de 69 % dos mais de 24.4 milhões de cidadãos moçambicanos, aos eventos extremos tais como secas e ciclones (PNUD, 2012 e INE, 2010).

Embora se reconheça o impacto socioeconómico e ambiental negativo das queimadas, Moçambique carece de recursos materiais e humanos capazes de garantir uma gestão efectiva das queimadas. Estas limitações são agravadas pelo fraco uso da tecnologia de *deledeção* para a compreensão do regime de queimadas e mapeamento das áreas de risco e prioritárias para a implementação de acções de prevenção.

O actual Plano de Acção Para a Prevenção e Controlo das Queimadas Descontroladas 2008-2018 limita-se em acções que visam o combate e prevenção *in-situ* de queimadas (MICOA, 2007), ao passo que a Direcção Nacional de Terras e Florestas limita-se apenas a fazer o mapeamento dos focos de queimadas ao nível de algumas áreas. O único estudo de referência sobre o mapeamento do regime de queimadas em Moçambique foi feito por Ribeiro *et al.* (2007) na RNN cobrindo um período de 5 anos (de 2000 a 2005) o qual é insuficiente para uma compreensão efectiva do comportamento das queimadas nos ecossistemas de miombo em Moçambique.

Assim, o mapeamento e caracterização do regime de queimadas na RNN por um período de 10 anos constituem uma oportunidade para o alargamento da informação disponível sobre o padrão de distribuição e frequência das queimadas no ecossistema de miombo que cobre 2/3 da superfície total de Moçambique, contribuindo desta forma para melhorar a planificação de medidas e estratégias de gestão dos recursos naturais do País. A nível regional, espera-se que o estudo reforce o conhecimento científico sobre os regimes de queimadas nos ecossistemas de miombo.

1.1 Problema e Justificação do Estudo.

A Reserva Nacional de Niassa (RNN) é a maior área de conservação do País com cerca de 42,000 Km² (Cunliffe *et al.*, 2009) e a mais extensa área de conservação de miombo do mundo (Ribeiro *et al.*, 2008). Possui larga diversidade biológica que inclui mais de 800 espécies de plantas, metade das quais endémicas, várias espécies faunísticas e acima de 400 espécies de pássaros algumas das quais em perigo de extinção (SGDRN, 2010, Craig, 2009 e Timberlake, *et al.*, 2004). De 2005 a 2009 a população vivendo na RNN duplicou-se e, actualmente é estimada em cerca de 40.000 habitantes, todos, dependentes da agricultura e vivendo com menos de 1 dólar por dia (Cunliffe, *et al.*, 2009).

O crescimento acelerado da população acompanhado pela expansão das áreas agrícolas e pelo uso descontrolado do fogo para a limpeza dos campos agrícolas, caça furtiva, extracção do mel e secagem do peixe estão a aumentar a frequência de queimadas descontroladas e a ameaçar a biodiversidade e integridade da RNN colocando em risco os seus objectivos. Só no primeiro semestre de 2010 a incidência da caça furtiva triplicou em relação ao igual período de 2009 (SGDRN, 2010; SGDRN, 2010a).

De acordo com Ribeiro *et al.* (2008) 93% da área total da reserva foi afectada pelo fogo entre os anos 2000 a 2005, sendo que 13% queimou-se anualmente, 25% pelo menos 3 a 4 vezes e 20% ardeu pelo menos 2 vezes em 5 anos (2001-2005). Uma das evidências do impacto negativo do aumento da frequência de queimadas dentro da RNN é a perda de habitat que, segundo Clark & Begg (2010) está a colocar em perigo o cão selvagem (*Lycaon pictus*) espécie emblemática da RNN classificada como ameaçada pela IUCN desde 2007 (IUCN/SSC, 2007).

Paralelamente à destruição de habitats, a alteração do regime de queimadas aumenta as emissões de gases de efeito de estufa, modifica o padrão de distribuição, a abundância bem como, reduz a tolerância de várias espécies de fauna e flora, colocando-as em risco de extinção (Holdo, 2007; Beaty & Taylor, 2001; Delarze *et al.*, 1992 e Trapnell, 1959). O estudo realizado por Ribeiro *et al.* (2013) demonstrou uma redução da biomassa lenhosa e do índice de valor de importância da espécie *Julbernardia globiflora* na RNN entre 2005 a 2009. Segundo os autores, este comportamento resulta provavelmente de uma resposta ao aumento da frequência de queimadas.

Como solução deste problema, em 2009 a Sociedade de Gestão da Reserva de Niassa (SGDRN) iniciou juntamente com a Universidade Eduardo Mondlane, o estabelecimento de um programa de conservação

das Florestas baseada na gestão e monitoria comunitária das queimadas. Para tal verificou-se a necessidade de expandir a informação sobre o regime de fogos de 5 (Ribeiro *et al.*, 2008) para 12 anos, por forma a obter conhecimento mais sólido e robusto sobre o regime de queimadas que possa permitir a definição de áreas prioritárias para a gestão das queimadas na RNN.

Neste contexto, a organização *Regional Universities Forum for Capacity Building in Agriculture* (RUFORUM) financiou um projecto conjunto entre a *SGDRN, FAEF/UEM e o Instituto de Investigação Científica Tropical (IICT) e Biodiversity International* com o objectivo de estabelecer um plano de monitoria de queimadas e de gestão sustentável das florestas de Miombo na RNN envolvendo as comunidades locais. O projecto pretende definir as áreas prioritárias para o maneio das queimadas a partir de uma melhor compreensão do regime de queimadas e do efeito das queimadas sobre a disponibilidade dos recursos florestais para as comunidades.

Este estudo enquadra-se no projecto acima referido e visa estudar o regime de queimadas entre os anos de 2000 e 2012 na RNN. Pretende-se com este estudo ampliar os conhecimentos de base para uma planificação efectiva da gestão das queimadas.

1.2 Objectivos

1.2.1 Objectivo geral:

Com este trabalho pretende-se estudar o regime de queimadas do ecossistema de miombo da Reserva Nacional de Niassa como base para a elaboração do plano de manejo de queimadas.

1.2.2 Objectivos específicos:

Constituem objectivos específicos deste estudo:

1. Mapear o regime de queimadas na Reserva Nacional de Niassa através de técnicas de teledeteccção.
2. Caracterizar o regime de queimadas na Reserva Nacional de Niassa através de técnicas de teledeteccção.
3. Analisar os factores que determinam a ocorrência de queimadas na região de estudo.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Ecologia do Miombo

2.1.1 Distribuição, estrutura e composição do miombo

As florestas de miombo ocupam uma superfície de aproximadamente 2.7 milhões de km² estendendo-se desde Tanzânia e República Democrática de Congo (RDC) a norte passando por Angola e Zâmbia a este até Malawi, Zimbabwe e Moçambique no extremo sul, (Deweese, *et al.*, 2010; Desanker *et al.*, 1997; Frost, 1996). Possui uma vasta diversidade biológica que inclui cerca de 8500 espécies de plantas, 54% das quais endémicas, com predominância dos géneros *Brachystegia*, *Julbernardia* e *Isoberlinia*, e uma população significativa de fauna, como por exemplo, elefantes (*Loxodonta africana africana*) rinoceronte (*Diceros bicornis*) leões (*Panthera leo*) búfalos (*Syncerus caffer caffer*) leopardos (*Panthera pardus*) impalas (*Aepyceros melampus johnstoni*) zebras (*Equus burchelli boehmi*) e diversas espécies de aves (WWF, 2012).

As florestas de miombo ocorrem em solos pobres, em regiões com precipitação média anual que varia de 650 a 1400mm (Rodgers *et al.*, 1996, Frost, 1996). A maioria das árvores e arbusto do miombo são decíduas e deixam cair as suas folhas durante a estação seca. Em geral, as folhas caem entre Julho-Agosto no miombo seco e entre Agosto-Setembro, no miombo húmido fazendo com que 91% da produção da biomassa vegetal morta esteja concentrada durante a época seca, entre os meses de Maio a Outubro (Frost, 1996). O aparecimento das folhas regista-se 2-4 semanas após o início das primeiras chuvas. A floração tem lugar entre Setembro a Outubro, com a excepção do género *Julbernardia* que floresce entre Novembro a Abril (Ribeiro *et al.*, 2002).

O miombo húmido ocorre em áreas com precipitação superior a 1000mm por ano e possui uma composição florística muito rica dominada pelas espécies *Brachystegia floribunda*, *B. graberrima*, *B. taxifolia*, *B. wangerrmeana* e *Marquesia macroura*. O miombo seco ocorre em regiões com precipitação média anual inferior a 1000 mm e a sua composição florística é pobre sendo dominada pelas espécies *Brachystegia spiciformis*, *B. boehmii* e *Julbernardia globiflora*. As florestas de miombo ocorrem também em associação com algumas espécies do género *Acacia* (FAO, 2003).

De acordo com Backéus *et al.* (2006) e Frost (1996) as características dos ecossistemas de miombo, designadamente: composição, estrutura, produção, reprodução e crescimento das plantas, taxas de

decomposição e ciclo de nutrientes são fortemente influenciadas pelo tipo de solos, sazonalidade da precipitação, biomassa dos grandes herbívoros, biomassa de térmitas e pelos fogos frequentes.

O crescimento das árvores em geral é lento tornando-se mais significativo a partir dos 8 anos de idade. O incremento do diâmetro do tronco e da copa em povoamentos jovens é maior do que em povoamentos adultos (Chidumayo 1993). A produção primária líquida anual das florestas de miombo ronda entre 900 a 1600 g/m² e o incremento médio anual da biomassa estimada em 3 a 4% (Scholes, 1996).

Moçambique possui uma superfície total de 799,380 Km²sendo 2/3 ocupada pela floresta de Miombo que se estende desde o Rio Rovuma a Norte até ao Rio Save no Sul do País. A sua estrutura e composição são modificadas pelo clima, solo e altitude, distinguindo-se de uma região para outra. As florestas de miombo húmido são dominadas pela *Brachystegia spiciformis* com altura de 15 a 22 m, ocorrendo em simultâneo com as florestas semi-decíduas mesoplanálticas de *Pteleopsis sp.*, *Erythrophleum sp.* e *Newtonia sp.* (Marzoli, 2007 e Ribeiro *et al.*, 2002).

O Miombo húmido ocorre em regiões altas das províncias de Manica e Zambézia com altitude superior a1000m e precipitação média anual que varia de 1200 a 1800mm (Ribeiro *et al.*, 2002). O Miombo semi-decíduo ocorre nas regiões de baixa altitude e precipitação entre 800-1200mm. Ambos são dominados pela *Brachystegia spiciformis* e *Julbernadia globiflora* e várias espécies de valor económico tais como, *Pterocarpus angolensis*, *Swartziana madagascarenses* e *Millettia stuhlmanii*. O miombo decíduo é típico das zonas de baixa altitude e precipitações médias anuais entre 600 a 800 mm, representando a vegetação mais dominante em Moçambique (Marzoli, 2007 e Saket, 1994).

2.1.2 O papel dos distúrbios na dinâmica das florestas de miombo

De acordo com Begon *et al.*, (2006) designa-se por dinâmica dos ecossistemas as alterações na composição e estrutura das comunidades de organismos vivos de um lugar específico em resposta aos distúrbios internos e externos. A dinâmica das florestas de miombo é determinada por três factores principais: actividades humanas, fogo e elefantes(Frost, 1996). Contudo, a distribuição de espécies características de miombo é também influenciada pela precipitação e tipo de solos (Backéus *et al.*, 2006).

O impacto dos elefantes na composição das florestas de miombo manifesta-se através do seu papel como espécie chave na dispersão das sementes (Kerley & Landman, 2006). Os elefantes alteram a densidade e composição das florestas através da abertura de clareiras pela remoção ou desramificação de espécies arbóreas estimulando a regeneração de várias espécies de plantas incrementando desta forma a heterogeneidade dos habitats (Skarpe *et al.*, 2004 e Cumming, 1982). A acção dos elefantes acelera o ciclo de nutrientes através da deposição de grandes quantidades de urina e fezes, incrementam a qualidade e quantidade de forragem favorecendo desta forma aos outros herbívoros (Timberlake e Childes, 2004).

A acção dos elefantes por si só não é suficiente para a degradação das florestas de miombo, sendo que o fogo é necessário para que florestas sejam convertidas em áreas totalmente abertas e predominadas por gramíneas (Dublin *et al.*, 1990). Os danos dos elefantes manifestam-se principalmente através do incremento da mortalidade de árvores adultas do que de plantas jovens (Baxter e Getz, 2005) e não têm impacto significativo sobre a regeneração (5cm <dap<10cm) o que garante a recuperação da vegetação perdida através do processo de recrutamento (Mtui e Smith 2006).

Os elefantes durante a sua alimentação danificam as árvores e abrem clareiras que posteriormente se tornam vulneráveis à ocorrência de queimadas (Landman *et al.*, 2007).

O efeito interactivo entre os elefantes e as queimadas na redução da cobertura vegetal foi observado por Mapaure e Campbell (2002), Mapaure (2001) e Guy (1989) na área de pesquisa de fauna de Sengwa-Zimbabwe (*Sengwa Wildlife Research Area*) e Ribeiro *et al.* (2009) na RNN onde constataram que a acção do fogo e dos elefantes conduziu à redução na abundância de espécies do género *Brachystegia* e diminuição da cobertura vegetal e biomassa arbórea. De acordo com Holdo *et al.* (2009), Baxter e Getz (2005) nos ecossistemas de savana, densidades de elefantes superiores a 1 indivíduo/km² conduzem inevitavelmente à redução da cobertura vegetal.

Entretanto, as queimadas são indispensáveis para a dinâmica ecológica dos ecossistemas de miombo, pois, favorecem a regeneração, desenvolvimento e distribuição espacial de inúmeras espécies de fauna e flora bem como influenciam a disponibilidade de nutrientes do solo (Sileshi e Mafongoya, 2005; Chidumayo, 1988; Thompson, 1975 e Trapnell, 1959). No seu experimento em Moçambique, Zolho (2005) observou que parcelas queimadas até 2 vezes em 4 anos registaram um aumento de 18% do número de espécies enquanto as não queimadas registaram um incremento de apenas 10%.

Todavia, quando ocorrem de forma frequente (ocorrendo 3 ou mais vezes em 4 anos) e durante a época seca as queimadas conduzem à conversão de florestas fechadas em áreas de vegetação predominada por gramíneas com poucas árvores e dispersas (Frost, 1996) bem como degradam os solos e reduzem a abundância da microfauna (Sileshi e Mafongoya, 2005).

Estudos conduzidos por Ryan e Williams (2011) Zolho (2005) e Ribeiro *et al.*(2013) em Zimbabwe e Moçambique, Anguyi (2010) em Uganda, Trapnell(1959) na Zâmbia (Rodésia do Norte) demonstraram que intervalos de retorno de queimadas inferiores a 2 anos reduzem a taxa de rebrotação, dominância, regeneração e biomassa de várias espécies de árvores e arbustos de espécies menos tolerantes às queimadas, tais como, *Julbernardia globiflora*, *Brachystegia allenii* (típicas de miombo) e *Uapaca nítida* favorecendo as mais tolerantes às queimadas tais como *Diplorhynchus condilocarpon*, *Cobretum zeyheri*, *Terminalia stenostachya*, *Lonchocarpus capassa*, *Pseudolachnostylis maprouneifolia* e *Catunaregan spinosa*.

Na sua maioria, as queimadas nas florestas de miombo são de origem antropogénica. Parte das queimadas ocorrem acidentalmente durante a preparação de campos agrícolas, extracção de mel ou no processo de produção do carvão. Porém, algumas pessoas queimam deliberadamente as florestas para facilitar a caça ou como forma de rejuvenescimento de pastos (Frost, 1996 e Chidumayo, 1997).

O Homem é o principal causador da degradação das florestas de miombo em todas as áreas de ocorrência deste tipo de vegetação. A agricultura itinerante, exploração de carvão e o cultivo de tabaco são os maiores factores da mudança de cobertura da vegetação em vários países da África Austral (Deweese, *et al.*,2010, Yanda, 2010 e Chidumayo, 1997).

A pressão excessiva nas áreas de pastagem do gado, sobretudo na época seca, degrada os solos e reduz a diversidade florística e faunística (Kioko *et al.*, 2012; Sweet,1998). A exploração selectiva de plantas para vários fins como por exemplo, madeira comercial, plantas medicinais, postes e produção de carvão e de mel representam as formas de uso dos recursos responsáveis pela perda de extensas áreas florestais ao nível do ecossistema de miombo (Hirsiger, 20012; Campbell e Byron, 1996).

O desmatamento incrementa a produção de gramíneas tornando as áreas mais vulneráveis às queimadas. Chidumayo (2004) observou que o desmatamento de florestas dominadas pelos géneros *Brachystegia* e *Julbernardia* incrementou em cerca de 20-50% a produção de biomassa de gramíneas

acompanhado pela redução da matéria orgânica e diminuição da disponibilidade de fósforo, sem contudo, alterar a disponibilidade de nitrogênio no solo.

2.2 Regime de Queimadas

2.2.1 Conceitos e características

Fogo é o nome comum atribuído ao processo de combustão gasosa envolvendo elevadas temperaturas. A combustão pode ocorrer num ambiente aberto ou fechado (Saito, 2001). Considera-se como queimada florestal (*Wildfire*) quando o fogo se propaga de forma descontrolada sobre a vegetação e possui uma intensidade que dificulta a sua pronta extinção usando instrumentos tradicionais/ordinais comuns. Denomina-se queimada prescrita (ou controladas) o fogo controlado e provocado com a finalidade de manejo. Queimadas prescritas são feitas mediante um plano e observando todas as regras previstas para o efeito. (NWCG 2012)

A evolução do conceito de regime de queimadas foi devidamente descrita por Krebs *et al.* (2010). Neste estudo, é considerado o conceito de regime de queimadas estabelecido por Myers *et al.* (2004) e Davis e Michaelsen (1995) que denominam por regime de queimadas o historial de fogos individuais ocorridos numa dada paisagem, ou a sequência de queimadas ocorridas num determinado lugar no que diz respeito ao intervalo e época do ano em que ocorrem bem como a respectiva intensidade. O regime de queimadas é caracterizado pelo tipo, intensidade, extensão, frequência, intervalo de retorno e características espaciais dos fogos que ocorreram nesse lugar num passado histórico recente.

2.2.2 Regime de queimadas nos ecossistemas de miombo.

As queimadas registadas nos ecossistemas de miombo são na sua maioria de origem antropogénica e começam no final da época chuvosa (Abril) atingindo o seu pico durante a época seca entre os meses de Agosto a Outubro (Archibald *et al.*, 2010 e Frost 1999).

Magadzire (2013) e Ribeiro (2007) reconstruíram o regime de queimadas nos ecossistemas de miombo em Zimbabwe e Moçambique e subdividiram a sazonalidade das queimadas em 3 grupos

nomeadamente, período seco tardio (Agosto a Outubro) início do período seco (Maio a Julho) e época chuvosa (Novembro a Abril). Nas suas análises constataram que o período de maior incidência de queimadas corresponde aos meses entre Agosto e Outubro. O período entre Novembro a Abril coincide com a época chuvosa, por isso, regista pouca incidência de queimadas. Outro aspecto observado por estes autores é o facto de os anos mais afectados pelas queimadas, isto é, com maior extensão da área queimadas, são seguidos por anos com baixa incidência de queimadas provavelmente devido à redução da quantidade de biomassa disponível para queimar-se.

Archibald *et al.*(2010) estudou o regime de queimadas na região da África Austral entre 2001 a 2009 tendo constatado que os países com maior incidência de queimadas são Angola, Zâmbia e Moçambique onde mais de metade dos seus territórios foram afectados pelas queimadas mais de 4 vezes em 8 anos, correspondendo a um intervalo de retorno de aproximadamente 2 anos. O intervalo médio de retorno em ecossistemas de savana e pradaria varia entre 1.7 a 10 anos dependendo da precipitação e do grau de impacto da acção humana.

Ribeiro (2007) na RNN estimou o intervalo de retorno de queimadas em 1.54 anos correspondentes a uma frequência média anual de 0.65 vezes/ano. Na Zâmbia, Chidumayo (1997) estimou o intervalo de retorno em 1.6 anos. De acordo com Frost e Robertson (1987) citados por Timberlake *et al.* (2010) as queimadas são frequentes em regiões de miombo húmido onde a produção de biomassa é elevada sendo o intervalo de retorno de queimadas estimada entre 1 a 5 anos. Nas savanas mais áridas, Frost (1999) afirma que o intervalo de retorno de queimadas pode variar de 5 a 50 anos dependendo da produção de biomassa.

A intensidade de queimadas nos ecossistemas de savana é influenciada pela sazonalidade das queimadas, isto é, queimadas que ocorrem entre Agosto e Outubro são mais intensas do que as que ocorrem entre Maio a Julho e Novembro a Abril, respectivamente. Este gradiente da intensidade de queimadas é influenciado por factores climático tais como a precipitação e temperatura. Os meses entre Agosto a Outubro coincidem com o pico da época seca onde a precipitação é escassa. Condições de baixa humidade aceleram a secagem da biomassa e aumentam o poder calorífico do combustível lenhoso. Contrariamente, os meses entre Novembro a Abril coincidem com a época chuvosa e devido à elevada concentração da humidade a biomassa lenhosa torna-se difícil de queimar o que condiciona baixas intensidade do calor produzido (Govender *et al.*, 2006 e Gambiza *et al.*,2005).

A extensão da área queimada e a dimensão das manchas causadas pelas queimadas na superfície terrestre também são influenciadas pela distribuição da precipitação que por sua vez, influencia na quantidade e inflamabilidade da biomassa disponível para se queimar. Os meses de Agosto a Outubro concentram a maior área queimada nos ecossistemas de miombo (Magadzire (2013).

2.2.3 Efeito da alteração do regime de queimadas sobre os ecossistemas de miombo.

A manifestação mais evidente da alteração do regime de queimadas nos ecossistemas de miombo é o aumento da frequência e intensidade das queimadas. Vários estudos já mencionados anteriormente demonstraram o impacto negativo do aumento da frequência e intensidade de queimadas sobre a biodiversidade (Ryan e Williams, 2011; Anguyi, 2010; Zolho, 2005; Trapnell, 1959).

A sazonalidade das queimadas influencia a intensidade e o grau de impacto que o fogo causa sobre a vegetação e a fauna. Queimadas frequentes principalmente na época seca reduzem a densidade da população de várias espécies de microfauna do solo por exemplo, espécies dos géneros *Annelida*, *Chilopoda*, *Arachnidae* *Hexapoda* (Sileshi e Mafongoya, 2005) com forte impacto no balanço dos nutrientes do solo. Durante as queimadas ocorre a volatilização de nutrientes do solo como carbono, nitrogénio, enxofre e fósforo (Frost, 1999).

A alteração na frequência e intensidade de queimadas modifica também a estrutura e composição da vegetação, podendo transformar florestas densas em áreas de vegetação aberta dominada por espécies tolerantes ao fogo, como por exemplo, *Dalbergia melanoxylon*, *Acacia polyacantha*, *Cleistochlamys kirkii*, *Crossopteryx febrifuga*, *Pterocarpus rotundifolius*, *Diplorhynchus condilocarpon*, *Cobretum zeyheri*, *Terminalia stenostachya*, *Lonchocarpus capassa* e *Pseudolachnostylis maprouneifolia* (Ribeiro *et al.*, 2008 e Zolho, 2005).

Uma supressão total das queimadas nas savanas das regiões do Sul de América e África poderá duplicar a extensão da cobertura florestal passando de 27% para 56%, principalmente em áreas húmidas actualmente dominadas por espécies C4 e em algumas regiões cobertas por gramíneas e arbustos (Bond *et al.*, 2004).

A ausência de queimadas favorece o crescimento das espécies arbóreas que através da cobertura das suas copas poderão eliminar gradualmente as gramíneas e herbáceas. De acordo com Frost (1999) uma

total supressão das queimadas conduz ao aumento da densidade da vegetação e reduz a disponibilidade do pasto para os herbívoros.

A alteração do regime de queimadas pode causar danos ambientais severos com forte impacto negativo sobre o clima global, contribuindo para o fenómeno de mudanças climáticas. De acordo com IPCC (2007) as florestas tropicais emitem 20% e sequestram 30% das emissões globais de gases de efeito de estufa, cujos níveis actuais estimam-se em 1.6 GtC de CO₂ por ano.

2.2.4 Efeito do clima, topografia, vegetação, herbívoros e assentamentos humanos sobre regime de queimadas nos ecossistemas de miombo

A alteração dos regimes de queimadas nos ecossistemas de miombo é directa ou indirectamente ligada as alterações climáticas, expansão das actividades humanas e da acção dos grandes herbívoros (Shlinsky *et al.*, 2009). De acordo com Williams *et al.* (2009), as mudanças climáticas alteram o regime de queimadas dos ecossistemas através da modificação no crescimento da biomassa, variação na disponibilidade de combustível e alteração na ignição e as condições ambientais (Temperatura, humidade e circulação do ar).

O clima determina o tipo de vegetação, a época de ocorrência e a frequência de queimadas de uma determinada região. Os nutrientes do solo e a precipitação abundante aumentam a produção e produtividade de biomassa determinando desta forma, a quantidade de combustível produzido pelo ecossistema (Hely *et al.*, 2003; vanWilgen e Scoles, 1997). De acordo com Shlinsky *et al.*(2009) as mudanças climáticas irão aumentar a frequência e a severidade das estiagens nas zonas tropicais criando condições para a propagação das queimadas e redução dos intervalos de retorno, ameaçando desta forma a preservação diversidade biológica.

Entretanto, nem todo o combustível produzido pelas florestas encontra-se em condições de se queimar. A inflamabilidade do combustível é influenciada principalmente pela humidade. A humidade da biomassa vegetal é influenciada pela duração da época seca e pelo estado do tempo do dia em que a queimada ocorre. Elevadas temperaturas, baixas humidades e ventos fortes facilitam a ocorrência e propagação das queimadas florestais (Keleey *et al.*, 2009).

A morfologia do terreno influencia a continuidade da distribuição do combustível e a dispersão do fogo dentro do ecossistema. A frequência de queimadas aumenta com a redução da elevação e com o aumento da inclinação do terreno e o grau de exposição em relação ao sol (Russell-Smith *et al.*, 2007; Foster, 1998).

De acordo com Agee (1991) citado por Foster(1998) há medida que a altitude aumenta a quantidade de combustível disponível diminui devido às condições edafo-climáticas adversas que reduzem a produção da biomassa, ao mesmo tempo, nas zonas altas a temperatura é baixa e a humidade do ar é elevada o que reduz a inflamabilidade do combustível.

Encostas mais expostas ao sol acumulam maior quantidade de combustível, pois, a radiação solar estimula a actividade fotossintética e, por conseguinte, aumenta a produção da biomassa vegetal, combustível para as queimadas. Simultaneamente, o sol acelera a secagem da matéria vegetal morta tornando-a mais disponível para queimar-se (Foster, 1998).

A declividade do terreno acelera a velocidade de propagação do fogo quando ocorre de baixo para cima devido à subida do ar quente durante a queimada. Assim, locais mais inclinados apresentam maior risco de ocorrência de queimadas (Jaiswal, *et al.*,2002). Gill e Taylor (2009) estudaram o regime de queimadas ao longo do gradiente da elevação na encosta este da serra nevada-Califórnia (EUA) tendo constatado que o intervalo de retorno das queimadas é menor nas zonas baixas do que nos pontos mais elevados da encosta.

A herbivoria sobretudo os elefantes, tem um papel fundamental na abertura de clareiras que favorecem o crescimento de gramíneas, que são altamente inflamáveis. Por outro lado, os herbívoros através do pasto reduzem a quantidade de combustível disponível afectando negativamente a propagação do fogo (van Wilgen *et al.*,2004). Os elefantes concentram mais a sua actividade sobre os indivíduos arbóreos adultos, danificando-os total ou parcialmente. Por este motivo, o aumento da densidade dos elefantes aumenta a frequência das queimadas em virtude do aumento da biomassa de gramíneas (Shannon *et al.*, 2011).

O Homem influencia o regime das queimadas dos ecossistemas de miombo quer pela modificação da frequência de ignição como pela alteração das paisagens e distribuição do combustível. O crescimento populacional aumenta a frequência de ignição do fogo (Guyette *et al.*, 2002). Porém, as actividades

humanas como, construção de infra-estruturas, abertura de campos de cultivo, expansão urbana fragmentam as paisagens limitando a propagação do fogo (Keeley *et al.*, 2009).

2.3 Uso de teledeteção para o mapeamento de áreas queimadas.

A monitoria das queimadas ganhou um avanço considerável com o surgimento de imagens de satélite. Actualmente, existem vários sensores considerados por Pereira *et al.* (2003) como adequados e suficientes para monitorar as queimadas nas savanas tropicais, fornecendo resultados não só referentes a estimativa das emissões atmosféricas e dos impactos das queimadas sobre os ecossistemas, como também fornecem dados importantes para a condução de operações de manejo das queimadas nos ecossistemas de savana.

Dados globais de detecção de queimadas podem ser derivados a partir de sensores tais como *Advanced Along Track Scanning Radiometer* (AVHRR) do satélite NOAA (Giglio *et al.*, 1999), sensor *Along Track Scanning Radiometer* (ATSR) do satélite Envisat-ESA (Arino *et al.*, 2011), *Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer* (MODIS) do satélite Terra Aqua-NASA (Justice *et al.*, 2002) entre outros.

Stolle *et al.* (2004) analisou a eficiência na identificação de áreas queimadas nas florestas tropicais usando os sensores AVHRR, ATSR, DMSP-OLS (a bordo no satélite NOAA) MODIS todos de 1km de resolução espacial e *Tropical Rainfall Measuring Mission Science Data and Information System* (TRDIS-TSDIS) de resolução espacial de 2km tendo constatado que cerca de 2/3 de fogos detectados por um sensor não foram identificados por outros sensores. Todos os sensores detectam perfeitamente áreas queimadas que sejam extensas e contínuas, mas têm dificuldades de detectar áreas com baixa densidade de queimadas. Todavia, os sensores MODIS, AVHRR, e DMSP detectam mais fogos activos do que os sensores ATSR e TRDIS.

De acordo com Pereira (2007) o fogo produz 4 tipos de sinais espectrais observáveis a partir do espaço, designadamente, o calor e a luz correspondentes à radiação emitida pelas chamas, os aerossóis emitidos em forma de fumo, os resíduos sólidos (estilhaços e cinza) e as cicatrizes (alteração na estrutura da vegetação). Os fogos activos correspondem aos sinais térmicos enquanto as áreas queimadas são detectadas a partir da emissão de resíduos sólidos e pela alteração na estrutura da vegetação.

No referente à detectabilidade espectral das áreas queimadas nos ecossistemas de miombo, Pereira *et al.* (2004) referem que áreas queimadas recentemente são facilmente separáveis das áreas não queimadas contudo, existe dificuldades na distinção entre áreas com queimadas recentemente e antigas o que reduz a precisão.

2.3.1 Caracterização das imagens do sensor MODIS (MCD45A1 e MCD14ML)

O sensor *Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer* (MODIS) encontra-se a bordo dos satélites Terra e Aqua que fazem observações diárias de um mesmo local em períodos diferentes do dia o que lhe confere aptidão e pertinência para estudos de dinâmicas ecológicas à escala global. Os produtos do MODIS possuem uma resolução espacial que varia de 250m a 1000m (Justice *et al.*, 2002). A grelha sinusoidal MODIS é dividida por *tiles*, com coordenadas horizontal (h) e vertical (v), cobrindo uma área de cerca de 1200 km x 1200 km (10°x10° no equador) (Roy *et al.*, 2008). Moçambique é coberto pelos *tiles* h21v10 e h21v11. A Reserva Nacional de Niassa, área de estudo deste trabalho, está localizada no *tile* h21v10 (figura 1).

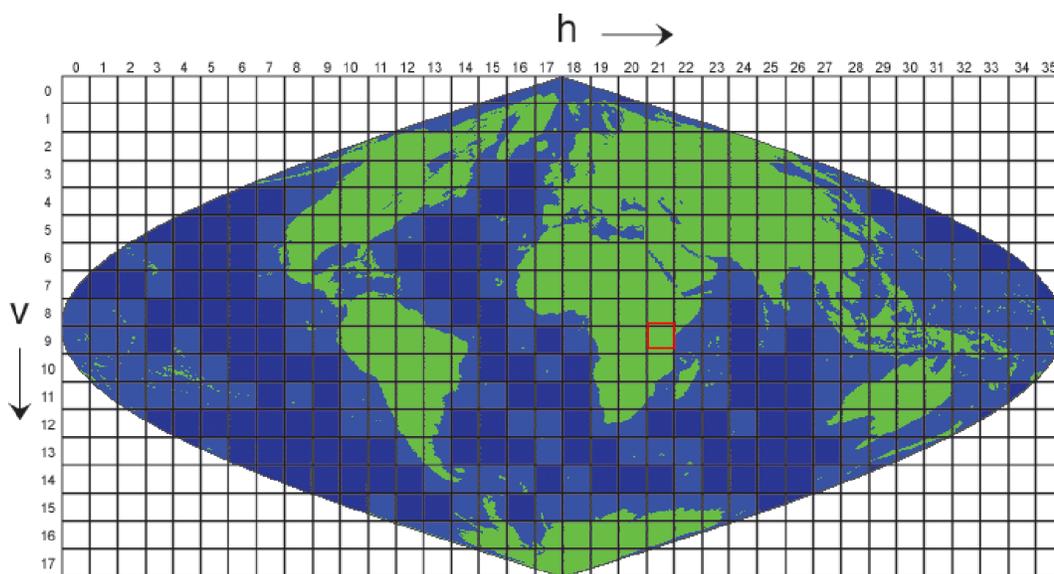


Figura 1. Grelha sinusoidal MODIS onde a área pitada a vermelho corresponde ao *tile* h21v10 equivalente à localização da RNN (http://nsidc.org/data/modis/images/data_summaries/sinusoidal_v5.gif)

A caracterização espacial e temporal das queimadas é feita frequentemente com base em produtos do nível 3 da categoria dos produtos MODIS, destacando-se nomeadamente:

-
- i) *Produtos de áreas ardidas [Burned areas (MCD45A1)]*: possuem uma resolução espacial de 500m e cartografam a extensão das áreas afectadas pelo fogo dando informação do dia aproximado da ocorrência da queimada em dias do calendário juliano (os dias Julianos variam de 0 a 365 para o ano comum e ou 366 no ano bissexto). Os dados são agrupados em meses (Roy e Boschetti, 2008).

 - ii) *Produtos de fogos activos [ActivefireMOD14A1 (Terra) e MYD14A1 (Aqua)]*: possuem uma resolução espacial de 1km e cartografam os fogos activos diários durante 24h. Por forma a reduzir o volume dos dados, este são agrupados em conjuntos de 8 dias *MOD14A2 (Terra) e MYD14A2 (Aqua)*. Havendo uma necessidade de se obter as coordenadas geográficas dos fogos individuais, a Universidade de Maryland disponibiliza os produtos MCD14ML que agrupam os fogos activos registados ao longo de cada mês dando as coordenadas geográficas de cada *pixel* onde foi detectado sinais de fogo activo (Giglio, 2010).

A “coleção 5” é a mais actualizada dos produtos MODIS e pela primeira vez incluiu os dados de áreas ardidas MCD45 estando disponíveis a partir de 2000 até os dias actuais (Boschetti *et al.*, 2009).

Os dados MCD45A1 são disponibilizados no formato Hierarchical Data Format (hdf) e Tagged Image File Format (TIF). Em ambos formatos os dados contem códigos que indicam áreas não queimadas (0), áreas queimadas (1-366 dias julianos), neve ou aerossóis (900), corpos de águas interiores (9998), mares e oceanos (9999) e insuficiência de dados para qualificação (1000) (Boschetti *et al.*, 2009; Roy e Boschetti, 2008).

A caracterização dos fogos activos neste estudo é feita com base nos produtos MCD14ML. Estes dados são distribuídos no formato de ASCII(text). Para além da data, hora e coordenadas incluem informação da intensidade e o nível de confiança dos fogos detectados, classificados em: *baixo* (0-30%) *moderado* (30-80%) e *alto* (80-100%), sendo recomendado o uso de pixels cujo nível de confiança é superior a 80%(Giglio, 2010).

2.3.2 Análise da acurácia (*accuracy*) dos mapas temáticos

A análise de confiabilidade temática implica a compreensão de alguns conceitos básicos, nomeadamente precisão, acurácia e exactidão. De acordo com Gemael (1994) precisão é o grau de concordância de uma série de observações ou medidas, enquanto acurácia (Figueiredo e Vieira, 2007) é o grau de proximidade de uma observação ou medida do seu valor real. A precisão está associada aos erros aleatórios ou acidentais, e a acurácia aos efeitos dos erros aleatórios e sistemáticos conjuntamente.

Segundo Congalton (1991) a análise da acurácia (*accuracy*) tem como objectivo minimizar os erros associados às observações espaciais. A acurácia pode ser *posicional*, que se refere à precisão espacial do mapa e *temática* referente à precisão da classificação das diferentes categorias que compõem o mapa. Os dados de referência podem ser tomados de mapas existentes, fotografias aéreas, imagens de satélite com maior resolução ou a partir de dados colhidos no campo. A colheita de dados no campo tem a vantagem de possuir maior precisão, contudo tem a desvantagem de necessitar mais tempo, envolver muitos custos de deslocação e não é aplicável em terrenos de difícil acesso.

Neste capítulo será descrito com mais detalhe a acurácia temática por ser o parâmetro que foi utilizado para a avaliação da acurácia dos mapas de frequência e Intervalo de retorno de queimadas neste estudo.

2.3.3 Matriz de erros e coeficientes de concordância

A matriz de erros é uma tabela que relaciona um mapa derivado de teledeteção (mapa em avaliação) e outro de referência. Nesta tabela, as colunas representam os dados de referência ao passo que as linhas representam os dados da classificação a partir de teledeteção. Na matriz de erros são apresentados para cada categoria do mapa os erros de inclusão (erros de comissão) ou de exclusão (erros de omissão) ocorridos durante a classificação. Entende-se por *erros de comissão* aqueles que ocorrem quando incluímos alguns pixéis/unidades de amostra numa categoria a qual não pertencem, ao passo que, *erros de omissão* resultam da exclusão de alguns pixéis/unidades de amostra da categoria na qual pertencem (Lea & Curtis. 2010).

A partir da matriz de erros pode-se estimar a *acurácia do produtor* (*producer's accuracy*) considera os erros de exclusão ou omissão e representa a proporção área do mapa de referência classificada correctamente no mapa em avaliação, isto é, indica a probabilidade de determinada categoria ter sido

correctamente classificada de acordo com os pontos de referência. A *acurácia do usuário (user's accuracy)* está associada aos erros de inclusão e corresponde a proporção de área do mapa em avaliação que corresponde a igual classificação no mapa de referência, ou seja, indica a probabilidade que uma categoria classificada (mapa/imagem) represente a mesma categoria no campo; *acurácia global* mede a acurácia total obtida na classificação e, obtém-se a partir da soma dos valores da diagonal principal (píxeis correctamente classificados) dividida pelo total da amostra na matriz de erros. (Congalton e Green, 2009)

De acordo com Anderson *et al.* (1976) citado por Kestring (2011) valores de acurácia global acima de 0.85 indicam uma precisão aceitável. A avaliação da acurácia temática pode ser obtida também por meio de coeficientes de concordância, sendo os índices *Kappa (K)* e *Tau (τ)* os frequentemente utilizados. COHEN (1960) define *Kappa* como um coeficiente de concordância para escala nominais que mede a proporção de concordância entre o mapa em avaliação e o de referência, depois que a concordância atribuída a casualidade é retirada de consideração.

De acordo com Landis e Koch (1977) citados por Congalton e Green (2009) o grau de concordância classifica-se em: *Concordância Forte*: $K > 80\%$; *Concordância Moderada*: $80\% \leq K \leq 40\%$ e, *Concordância baixa*: $K < 40\%$. O valor $K = 100\%$ ocorre quando houver total concordância entre os pontos de referência e as categorias classificadas. O coeficiente *Tau (τ)* é também denominado por *Kappa* modificado e baseia-se na probabilidade *a priori*, ou seja, a concordância esperada pode ser obtida antes mesmo de elaborar a matriz de erros (Lea & Curtis. 2010). A sua interpretação é feita da mesma forma que o coeficiente *Kappa*.

3 DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

3.1 Localização da Reserva Nacional de Niassa

A Reserva Nacional de Niassa (RNN) está localizada a $36^{\circ} 25'E$ de longitude e faz fronteira com a Tanzânia a Norte e ocupa uma superfície total de 42000 Km^2 ocupando cerca de $1/3$ da província de Niassa, concretamente os distritos de Mecula, Mavago, parte dos distritos de Muembe, Majune, Marrupa, Sanga e parte dos distritos de Mueda e Montepuez, na Província de Cabo Delgado. A Reserva Nacional de Niassa é limitada pelo rio Rovuma a Norte, Rio Lugenda a Sudeste, Rio Luatize a Sudoeste e pelo rio Lussanhando no extremo Oeste. (SGDRN, 2005)

A RNN está subdividida em 15 unidades de gestão nomeadamente, R1, R3, R4, R6, L1, L2, L4, L5, L6, L7 e L9 (áreas de conservação de recursos), R2, R5, L3 e L8 (áreas de conservação de selva virgem) e montes Jau e Mecula (áreas especiais de conservação) (Figura 2).

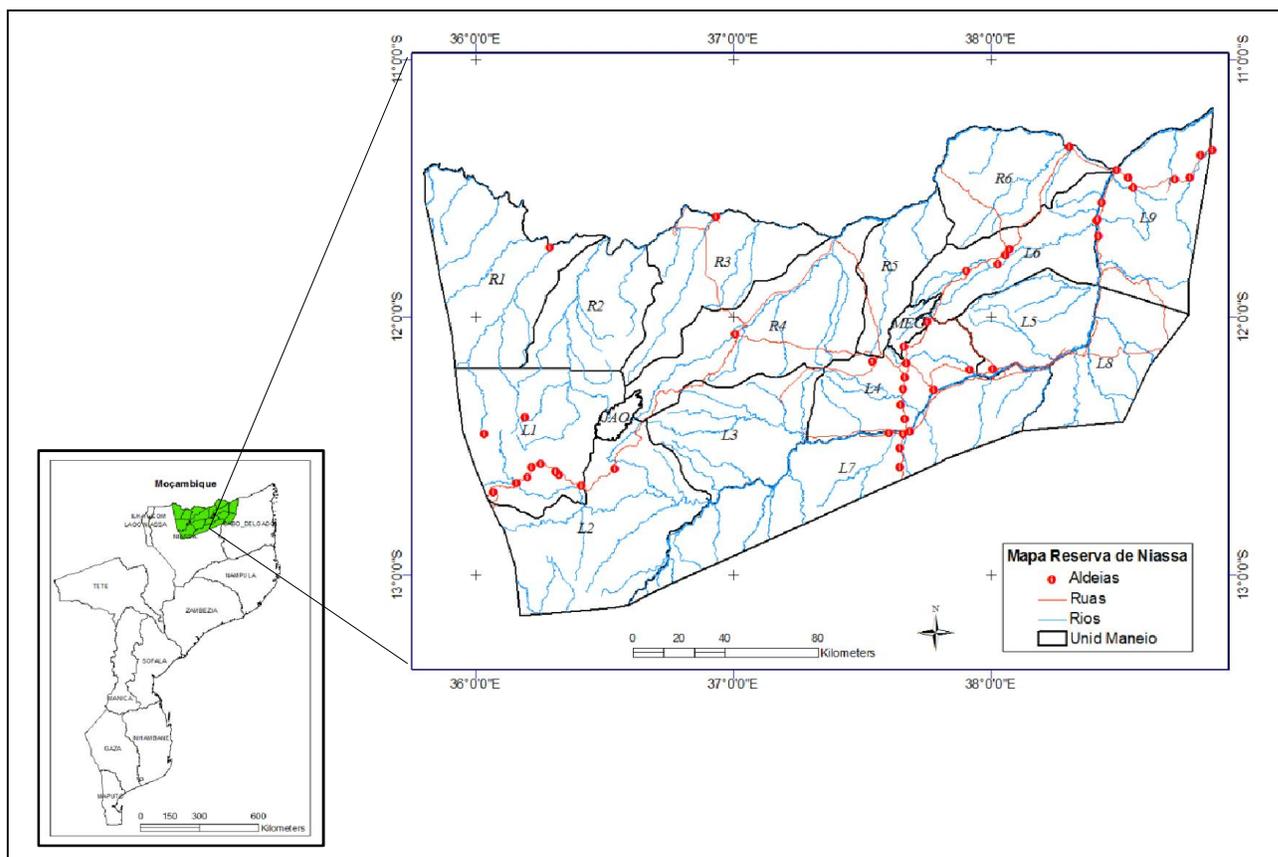


Figura 2. Localização da Reserva Nacional de Niassa.

3.2 Clima, Relevo e Hidrologia

A RNN possui um clima tropical húmido, com precipitação durante a estação quente Novembro-Abril. A Precipitação média anual varia de 1400 mm na montanha de Mecula até 600 mm, nos vales dos rios Rovuma e Lugenda. As temperaturas médias mensais podem atingir 30° C em Outubro e Novembro, enquanto a média dos meses mais frescos da estação seca (Maio – Agosto), varia entre 20° C e 26° C (SGDRN, 2005).

O relevo é acidentado e com muitas elevações no extremo Oeste passando para plano a Este. A altitude varia de 100m nas imediações dos rios Rovuma e Lugenda até 1400m na montanha de Mecula. A montanha de Mecula é um *inselberg* isolado, de grande dimensão localizado no centro da reserva que é circundada por uma zona plana. As características dos solos variam de areno-argilosos, profundos e permeáveis de pouca fertilidade a solos inférteis de camadas superficiais e finas de areia, frequentemente vulneráveis à erosão (MAE, 2005).

A RNN é atravessada por dois grandes rios nomeadamente o rio Rovuma a Norte e Lugenda a Este e Sul. Luatise, Luambala, Luchimua, Lureco, Lucheringo, Messinge e Chiulezi. A montanha de Mecula representa uma importante faceta na hidrologia da Reserva, pois, é suficientemente alta para gerar chuvas orográficas nas áreas circunvizinhas gerando água que alimenta os rios Ncuti e o Licombe. Os *dambos* são depressões hidromórficas suaves ou vales extensos não profundos que são encontradas em algumas zonas da RNN (SGDRN, 2005).

3.3 Vegetação e Fauna

Mais de 70% da área total da Reserva Nacional de Niassa é coberta por floresta de miombo que inclui mais 800 espécies de plantas, metade das quais endémicas. A vegetação dentro da RNN subdivide-se em 6 classes, designadamente, Floresta Aberta decídua, Floresta densa decídua, Floresta Sempre verde, *Dambos* (Pradaria inundada), Vegetação Ribeirinha e Floresta com Agricultura Itinerante (Craig, 2009; Marzoli, 2007; Ribeiro 2005; Timberlake, *et al.*, 2004). A Reserva Nacional de Niassa possui larga diversidade faunística que inclui cerca de 20.000 elefantes, 14.000 pala-palas, 800 leões, 350 cães selvagens africanos, leopardos, búfalos e mais de 400 espécies de pássaros alguns em perigo de extinção (Craig, 2009 e SGDRN, 2010).

3.4 População humana

Ao longo de décadas foi ocupada por famílias locais que vivem em grupos relativamente isolados e, actualmente conta com cerca de 40.000 habitantes distribuídos em 50 aldeias incluindo duas sedes distritais, nomeadamente, Mecula e Mavago (Cunliffe, *et al.*, 2009). A densidade populacional é baixa e varia de 0.8 habitantes/km² em Mecula até 1.9 habitantes/Km² no distrito de Mavago (MAE, 2005).

Grande parte da população vive dedicando-se à prática de agricultura de subsistência incluindo outras actividades como extracção do mel, lenha, caça e comércio de pequena escala e vivem com menos de 1 dólar por dia (Cunliffe, *et al.*, 2009).

A população que reside na RNN realiza o comércio com os restantes distritos da província de Niassa ao mesmo tempo que estabelece laços comerciais com a vizinha Tanzânia. As principais culturas de rendimento são o tabaco e algodão. O fomento pecuário é muito baixo, provavelmente devido à existência de predadores como, por exemplo, leões, leopardos e hienas (MAE, 2005).

3.5 Regime de Queimadas na RNN

A caracterização do regime de queimadas foi feita por Ribeiro (2007) entre os anos 2000 a 2005 onde constatou que o intervalo médio de queimadas é de 1.54 anos correspondente à frequência média de 0.65 vezes/ano . A actividade Fogo começa no final da estação das chuvas (em Abril) e atinge o pico no final de seca época seca (Agosto-Outubro). As queimadas ocorrem com maior incidência na região Este da RNN e diminuem à medida que nos deslocamos para a região Oeste. A frequência de queimadas na RNN é determinada pelo tipo de cobertura do solo, densidade dos elefantes, precipitação média anual e corredores humanos.

4 MATERIAIS E MÉTODOS.

4.1 Aquisição e processamento de dados secundários.

4.1.1 Imagens MODIS.

A caracterização do regime de queimadas foi feita com base em imagens de satélite MODIS correspondentes aos fogos activos (MCD14ML) e áreas queimadas (MCD45A1) referentes ao período entre Novembro de 2000 até Dezembro de 2012, disponibilizadas gratuitamente nos endereços <http://fuoco.geog.umd.edu> e <http://ba1.geog.umd.edu>, respectivamente.

As imagens das áreas queimadas foram inicialmente convertidas do formato *hdf* para *img* através do programa Erdas 9.3. Por sua vez, as imagens dos fogos activos foram convertidas do formato ASCII(text) para DBF4 usando o programa MO-Access. Posteriormente, todas as imagens foram corrigidas para a projecção UTMzone37S, datumWGS84 usando o programa Arcgis 9.3/Arcmap. Das imagens MCD45A1 foram extraídos e classificados como áreas queimadas os pixéis cujos valores variaram entre 1 a 366 dias julianos. Os pixéis com valores diferentes a estes foram classificados como áreas não queimadas. Das imagens de fogos activos MCD14ML foram extraídos e classificados como fogos activos os pixéis com nível de confiança igual ou superior a 80%. Com base nestes dados, calculou-se a frequência, intervalo de retorno, sazonalidade, intensidade, densidade e extensão da área queimada.

4.1.2 Mapa de uso e cobertura da terra

O mapa de uso e cobertura da terra foi obtido a partir do relatório de inventário Nacional de Recursos florestais (Marzoli, 2007). Com base na classificação de Marzoli (2007) foram identificados na RNN 6 tipos de uso e cobertura da terra, designadamente: Floresta Aberta decídua, Floresta densa decídua, Floresta Sempre verde, *Dambos* (Pradaria inundada), Vegetação Ribeirinha e Agricultura Intinerante.

4.1.3 Mapas de áreas e focos de queimadas

Das imagens MODIS (*Burned areas*) produziu-se o mapa agregando todas as áreas queimadas entre 2000 a 2012. O mapa de áreas queimadas conteve duas classes, área queimada e área não queimada. Foi considerado como área queimada a cada pixel queimado pelo menos uma vez durante todo o período em análise. O mapa de focos de queimadas foi produzido a partir das imagens MODIS (*active fire*) onde foram agregados todas os fogos activos identificados entre 2000 a 2012. Os mapas foram produzidos usando ferramentas de intersecção e união disponíveis em Arcgis 9.3/Arcmap.

4.1.4 Mapas de precipitação e temperatura média anual

Os dados de precipitação e temperatura estão disponíveis no endereço <http://www.worldclim.org/futdown.htm>. Estes dados são disponibilizados no formato EsriGrid (raster) com uma resolução espacial de 1km e cobrem um período de 50 anos (1950-2000). Os valores da temperatura são apresentados em °C*10, o que implica que para se obter a temperatura real, os valores devem ser divididos por 10. A precipitação é dada em milímetros (mm). Os dados de precipitação e temperatura estão agregados em valores médios, mínimos e máximos mensais. (Hijmans *et al.*, 2005). Usando o Arcgis 9.3/Arcmap, produziu-se os mapas de temperatura e precipitação da região de estudo. A temperatura média anual na RNN variou de 20.6 °C a 26.7 °C no sentido Oeste-Este. Enquanto, a precipitação média anual variou de 930 mm a 1384 mm no sentido Oeste-Este.

4.1.5 Mapa de altitude

Os dados de altitude foram gerados a partir do modelo digital de elevação (DEM) obtido da CENACARTA. O raster do relevo possui uma resolução de 30m. Usando o Arcgis 9.3/Arcmap, produziu-se o mapa de altitude da região de estudo que variou de 116 m a 1400 m.

4.1.6 Mapa de densidade populacional

Dados da densidade populacional foram adquiridos do relatório do censo Nacional da População (INE, 2007). Residem actualmente na RNN cerca de 40.000 habitantes (Cunliffe, *et al.*, 2009) maior parte dos quais concentrados nas sedes dos distritos de Mecula e Mavago cuja densidade populacional estima-se em 0.8hab/Km² e 1.9hab/Km², respectivamente (MAE, 2005a e MAE, 2005b). Os dados são disponibilizados em formato de Shapefile cuja tabela de atributos apresenta informação sobre população total para cada aldeia.

A partir da função *Kernel density* do Arcgis 9.3/Arcmap produziu-se o mapa da densidade populacional para toda a área da reserva. *Kernel density* é um método não paramétrico para estimação de curvas de densidades onde cada observação é ponderada pela distância em relação a um valor central, o núcleo. A densidade populacional na RNN variou de 0 a 76 habitantes/km² que corresponde ao valor máximo de cerca de 16 agregados/km² com uma média de 5 indivíduos cada.

4.1.7 Mapa de distância das vias de acesso

O mapa de vias de acesso foi obtido da CENACARTA. De acordo com SGDRN (2005) a rede de estradas cobre cerca de 1200 km de estradas de terra batida. Os dados foram adquiridos no formato shapefile e com projecção UTM zone37S, datumWGS84. Do mapa de vias de acesso calculou-se a distância euclidiana (distância geométrica entre dois pontos no plano multidimensional) entre as ruas e os pontos de ocorrência de queimadas usando ferramentas do ArcGis9.3/ArcMap. Foi considerada a distância máxima de 150km entre o ponto de ocorrência de queimadas e a via de acesso mais próxima.

4.1.8 Mapa de densidade dos elefantes

Os dados da densidade de elefantes na RNN foram obtidos a partir do relatório de contagem aérea da Fauna (Craig, 2009). Este relatório apresenta as estimativas da densidade de elefantes por cada unidade de manejo em forma de tabela o que facilitou a sua associação à tabela de atributos do mapa de unidades de manejo da reserva. A densidade de elefantes na RNN aumenta no sentido Oeste-Este e, os

valores variam 0.0817 elefantes/km² na unidade R1 a Noroeste até 1.5177 elefantes/km² na unidade L8 no extremo Sudeste.

4.2 Mapeamento do Regime de Queimadas

4.2.1 Mapeamento da Frequência e Intervalo de retorno das queimadas entre 2000 e 2012

A frequência de queimadas é dada pelo n^o de vezes que um determinado *pixel* é afectado pelo fogo durante os 12 anos em análise (2000 e 2012), enquanto, o intervalo de retorno corresponde ao tempo compreendido entre 2 fogos consecutivos sobre o mesmo pixel (Bond & Keeley, 2005). O mapa de frequência de queimadas foi obtido a partir das imagens mensais de áreas queimadas (MCD14ML) que através da ferramenta *raster calculator* do software ArcGis 9.3/Arcmap foram combinadas para determinar o número de vezes que cada pixel foi afectado pelo fogo durante 12 anos.

O intervalo médio de retorno (IMRQ) e a frequência média das queimadas foram calculados com base na metodologia apresentada por Ribeiro *et al.* (2007) recorrendo-se à equação 1:

$$IMRQ = T * \frac{A}{a} \quad (\text{Equação 1})$$

Onde: T = período de tempo em análise (12 anos), A = área total da Reserva (42000Km²) e a =área actualmente queimada.

A frequência média de queimadas é dada pela equação 2:

$$Frequência = \frac{1}{IMRQ} \quad (\text{Equação 2})$$

4.2.2 Mapeamento da sazonalidade e extensão da área queimada

A sazonalidade é a distribuição das queimadas ao longo das diferentes estações do ano (Bond & Keeley 2005). Intersectou-se os mapas de áreas queimadas e fogos activos baseando-se nas datas de ocorrência de queimadas (dias julianos). Posteriormente exportou-se os dados para o MO-Excel onde foi gerado um gráfico ilustrativo da distribuição mensal dos focos e áreas queimadas durante o período em análise. Para a determinação da extensão da área queimada primeiro converteu-se o mapa áreas queimadas do

formato *raster* para *shapefile*. De seguida, usando a ferramenta *Hawths_Analysis_Tools_for_ArcGIS9* calculou-se a extensão da área queimada por cada classe de frequência e os resultados foram apresentados em forma de gráfico e tabela.

4.2.3 Cálculo da densidade e intensidade das queimadas

Quer a densidade como a intensidade de queimadas foram calculadas a partir dos focos de fogos activos extraídos das imagens MCD14ML. A densidade de queimadas é o número de pixéis contendo focos de queimadas por km² durante os 12 anos de estudo (NWCG, 2012). O cálculo da densidade de queimadas foi feito a partir da equação 3:

$$\textit{Densidade} = \frac{\text{n}^{\circ} \text{ pixeis contendo fogos activos}}{\text{Área}} \quad (\text{Equação 3})$$

De acordo com NWCG (2012) a intensidade de queimadas é taxa de calor emitido por uma linha de frente de fogo num determinado tempo e, é apresentada nas imagens MCD14ML como *Fire Radiative Power* e, é medida em Quilowatts por metro (KW/m) .

4.3 Efeito da precipitação, temperatura, altitude, tipo de uso e cobertura da terra, vias de acesso, densidade de elefantes e densidade da população sobre a ocorrência de queimadas dentro da RNN.

Por forma a uniformizar a representação dos dados, todos os dados *vector* (densidade populacional, tipo de uso e cobertura da terra, densidade de elefantes e distância em relação as vias de acesso) foram convertidos para *raster* com o tamanho de pixel de 30mx30m. Os mapas de áreas queimadas, precipitação média anual e temperatura média anual foram redimensionados passando a ter pixéis de 30mx30m pelo método *nearest neighbour resampling* (ArcGis 9.3/Arcmap) de modo a manter o valor do pixel.

De seguida fez-se a sobreposição dos mapas de tipo de uso e cobertura da terra, precipitação, temperatura, altitude, densidade populacional, densidade de elefantes e distância em relação as vias de acesso, por meio de operações de combinação (*Spatial Analyses tools/Local/Combine*) disponíveis em

ArcGis.9.3/Arcmap. Como produto final, cada pixel de áreas queimadas ou não queimadas passou a conter também informação sobre o tipo de uso e cobertura da terra, precipitação, temperatura, altitude, densidade populacional, densidade de elefantes e distância em relação as vias de acesso. A tabela de atributos resultante das operações de intersecção de mapas temáticos foi exportada para o MO-Excel para posteriores análises usando pacotes estatísticos adequados.

4.4 Análises estatísticas

4.4.1 Regressão Logística

Para investigar os factores que determinam a ocorrência de queimadas na região de estudo recorreu-se à análise de regressão logística *stepwise forward* usando o pacote estatístico SAS.9.0 onde se avaliou o grau de contribuição do tipo de uso e cobertura da terra, precipitação, temperatura, altitude, densidade populacional, densidade de elefantes e distância em relação às vias de acesso na determinação da chance de ocorrência de queimadas na RNN.

De acordo com Allison (1999) a regressão logística é uma técnica estatística que tem como objectivo produzir, a partir de um conjunto de observações, um modelo que permita a predição de valores tomados por uma variável dependente categórica dicotómica, a partir de uma série de variáveis independentes contínuas e/ou binárias.

Assim, converteu-se a frequência de queimadas numa variável dependente dicotómica, área não queimada (FQ=0) e área de queimada (FQ = 1). A temperatura, precipitação, a distância em relação às vias de acesso, densidade populacional, densidade dos elefantes foram classificadas como variáveis independentes contínuas, ao passo que, o tipo de uso e cobertura da terra foi considerado variável independente categórica.

O modelo geral da regressão logística é dado pela equação 4:

$$\mathbf{Log} \left[\frac{P_i}{1-P_i} \right] = \alpha + \beta_1 X_{i1} + \beta_2 X_{i2} + \dots + \beta_k X_{ik} \quad (\text{Equação 4})$$

Onde: P_i = probabilidade de aumento de frequência de queimadas; α = constante; β = factor de contribuição da variável independente. X_i = variável independente.

4.4.2 Determinação da importância das variáveis dependentes sobre a ocorrência de queimadas na RNN.

Para a avaliação da contribuição das variáveis na frequência de queimadas na RNN recorreu-se a regressão logística com o método *Stepwise Forward* utilizando o software SAS versão 9.0. Neste método, cada variável é incluída separadamente no modelo após a verificação do seu desempenho na estimativa da variável binária (frequência de queimadas). O processo termina quando todas as variáveis que, conjuntamente, explicam melhor a variável dependente forem seleccionadas.

A significância da participação individual de cada uma das variáveis sobre a ocorrência de queimadas na RNN foi determinada com base no teste *Wald* (*Wald Chi-square*). De acordo Hair *et al.* (2005), a estatística *Wald* (Equação 5) fornece a significância estatística para cada coeficiente estimado e, testa a hipótese nula de que o coeficiente é igual a zero. Quando o valor de significância referente ao teste *Wald* ($P > \text{ChiSq}$) é inferior ao nível de significância da pesquisa ($\alpha=0.05$), o coeficiente é estatisticamente significativo para o modelo. Segundo Thompson (2009) quanto maior for o valor *Wald* maior é a significância da contribuição da variável independente sobre a dependente.

$$\mathbf{Wald} = \left(\frac{\beta}{S.E}\right)^2 \text{ (Equação 5)}$$

Onde: β = factor de contribuição da variável independente; S.E = Erro padrão.

Calculou-se o Odds ratios (OR) para comparar as chances de ocorrência de queimadas dada as condições de exposição à queimada proporcionada por cada variável independente (Szumilas, 2010) usando a equação 6.

$$\mathbf{OR} = \mathbf{Exp}^{\beta} \text{ (Equação 6)}$$

OR=1: a exposição não afecta as chances de ocorrência de queimadas; OR>1: a exposição aumenta as chances de ocorrência de queimadas; OR<1: a exposição diminui as chances de ocorrência de queimadas.

Finalmente, avaliou-se o poder do modelo de determinar as chances de ocorrência de queimadas na RNN com base no teste de Cox e Snell (R^2) e Nagelkerke (R^2) (Hair *et al.*, 2005). O teste Nagelkerke (R^2) é uma transformação do teste de Cox e Snell (R^2) com objectivo de estender a sua escala para o

intervalo de 0 a 1, por forma a facilitar a sua interpretação. O poder explicativo do modelo é maior quanto mais próximo de "1" o valor de R^2 estiver (Bewick *et al.*, 2005).

Em todas as análises estatísticas foi considerado o nível de significância de pesquisa, $\alpha=0.05$.

4.4.3 Análise da acurácia do mapa de frequência de queimada

Os dados de referência foram colhidos no campo. A partir do mapa de frequência de queimadas produzido anteriormente, seleccionou-se três unidades de manejo (figura 3) nomeadamente, R4, L4 e L3 correspondentes às áreas de incidência de queimadas alta, moderada e baixa, respectivamente.

4.4.3.1 Cálculo do índice de acurácia temática

Determinou-se o índice de acurácia *Kappa* usando a Equação 7:

$$K = \frac{P_o - P_e}{1 - P_e} \text{ (Equação 7)}$$

Onde: K = coeficiente de concordância Kappa; P_o = Proporção de unidades (Pontos de referência) que concordam isto é, obtém-se dividindo o número de pixéis que concordam pelo número total de pixéis. P_e = proporção de elementos atribuídos a cada classe ao acaso, isto é, corresponde ao produto da linha e da coluna dessa classe na matriz de confusão.

De acordo com Landis e Koch (1977) citados por Congalton e Kass (2009) o grau de concordância classifica-se em:

- *Concordância Forte*: $K > 80\%$; *Concordância Moderada*: $80\% \leq K \leq 40\%$ e, *Concordância baixa*: $K < 40\%$. O valor $K = 100\%$ ocorre quando houver total concordância entre os pontos de referência e as categorias classificadas.

A *acurácia global* mede a acurácia total obtida na classificação e, foi calculada a partir da soma dos valores da diagonal principal (pixéis correctamente classificados) dividida pelo total da amostra na matriz de erros. (Congalton e Green, 2009) De acordo com Anderson *et al.* (1976) citado por Kestring (2011) valores de acurácia global acima de 0.85 indicam uma acurácia aceitável.

4.5 Levantamento de dados primários

O levantamento de dados de campo foi feito com o objectivo de verificar a relação entre as actividades humanas, acção dos elefantes e a frequência de queimadas na RNN bem como avaliar a acurácia das classificações feitas com base em dados de teledeteccção.

Esta actividade foi realizada em de Julho de 2012 nas unidades de manejo R4, L4 e L3. A escolha destas 3 unidades de manejo teve como objectivo a incorporação na amostra das áreas com frequência de queimadas alta (R4), moderada (L4) e baixa (L3).

Estabeleceu-se 108 parcelas georreferenciadas e associadas às classes de frequência correspondentes a 36 transectos, sendo 6 em cada classe de frequência de queimadas. Em cada transecto foram estabelecidas 3 parcelas separadas por 250m (figura 3). Em cada parcela contou-se os números de árvores contendo sinais de queimadas e sinais de danos causados pelo homem e pelos elefantes conforme o anexo 1A. Os dados foram apresentados em formatos de gráfico que demonstram o efeito da actividade humana e da acção dos elefantes sobre a frequência de queimadas na RNN.

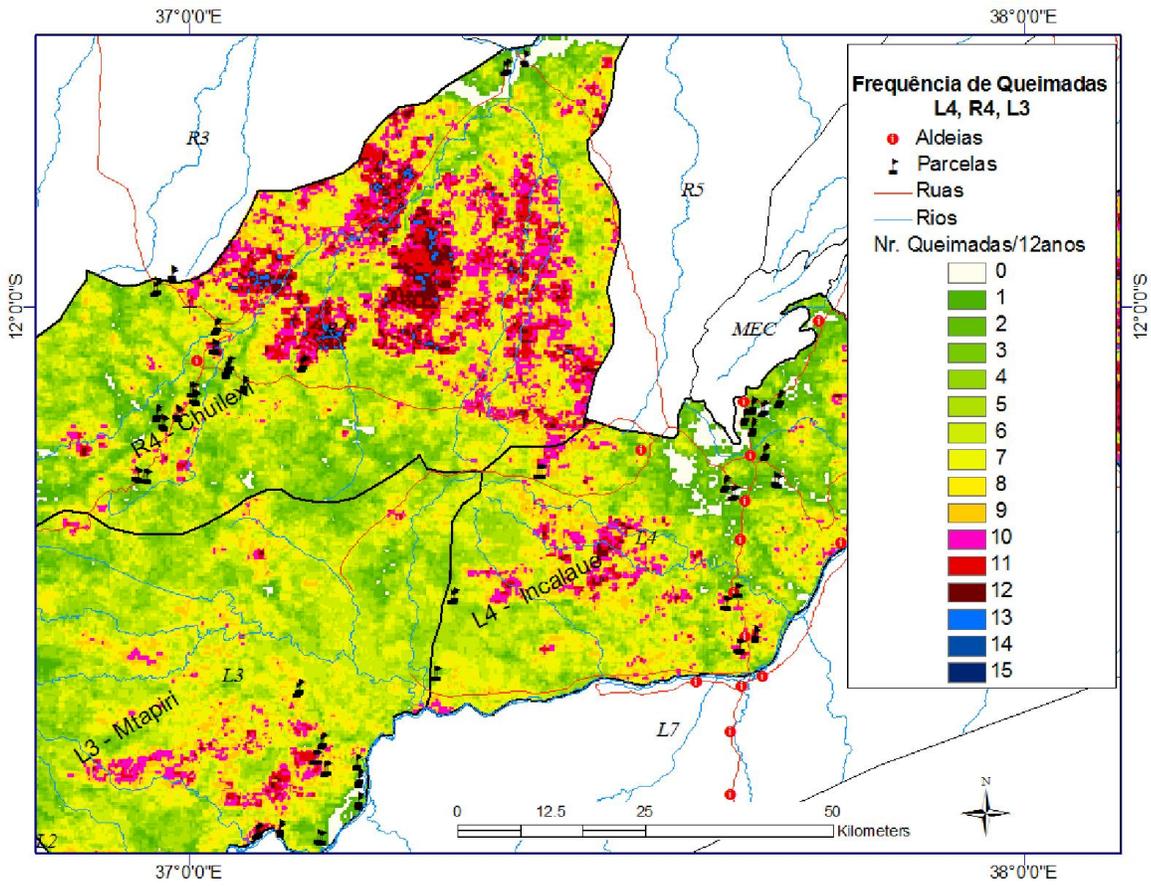


Figura 3: Alocação parcelas de amostragem por cada classe de frequência de Queimadas nas unidades de manejo R4, L4 e L3

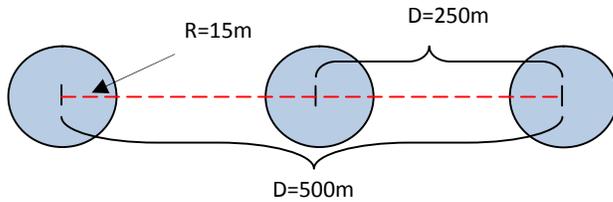


Figura 4. Alocação das Parcelas ao longo do Transecto de 500m

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Mapeamento da Frequência e Intervalo Médio de Retorno Queimadas na RNN.

O intervalo médio de retorno (IMR) calculando indica que na Reserva Nacional de Niassa o fogo retorna a um sítio particular a cada 3.29 anos correspondendo a uma frequência média de 0.36 vezes/ano. Este valor representa aproximadamente o dobro do período calculado por Ribeiro (2007) que para a mesma área estimou em 1.56 anos o tempo médio entre dois fogos consecutivos. Porém, ambas estimativas enquadram-se no intervalo médio de retorno de queimadas típico de ecossistemas de miombo que cobre mais de 70% da RNN. De acordo Chidumayo (1997), Frost (1996) e Scholes e Walker (1993) o tempo médio entre fogos consecutivos nos ecossistemas de miombo varia de 1.7 a 4 anos.

Contudo, o IMRQ estimado em 3.29 anos não quer dizer que a RNN seja queimada de 3 em 3 anos porque, observações contínuas feitas através de imagens de satélite MODIS entre 2000 a 2012 mostraram que as regiões Central-Norte e Este da RNN, especificamente as unidades de manejo R4, R5, L5, R6, L6, L8 e parte de R3 registaram queimadas frequentes, cerca de 10 a 15 vezes consecutivas (figura 5) o equivalente ao intervalo de retorno que varia de 2 anos a menos de 1 ano (figura 6). O extremo sudoeste da RNN foi menos afectado pelas queimadas com uma frequência que varia entre 0 a 1 queimada em cada 12 anos. Igual cenário foi registado ao longo da vegetação ribeirinha e nas zonas montanhosas, em redor dos Montes Mecula e Yao. Isto significa que o uso de IMR para a caracterização das queimadas na RNN não é suficiente pois existem variações ao longo da reserva causadas pelas características ambientais e antrópicas.

Os resultados obtidos neste estudo são semelhantes aos encontrados por Ribeiro (2007) que mapeou a frequência de queimadas na RNN e encontrou uma variação de 0 a 5 queimadas consecutivas em 5 anos, obedecendo um gradiente de queimadas no sentido Este – Oeste, associado a variações na composição e estrutura da vegetação. Magadzire (2013) estudou o regime de queimadas no ecossistema de miombo na região de Charara Safari em Zimbabwe durante 10 anos tendo encontrado que 85% da área total queima-se a cada 2 anos. Usando imagens MODIS MCD45A1 num período de 8 anos, Archibald *et al.* (2010) estimou em 1.7 a 10 anos o tempo médio entre fogos consecutivos nas savanas da região da África Austral dependendo da precipitação e do grau do impacto a acção humana.

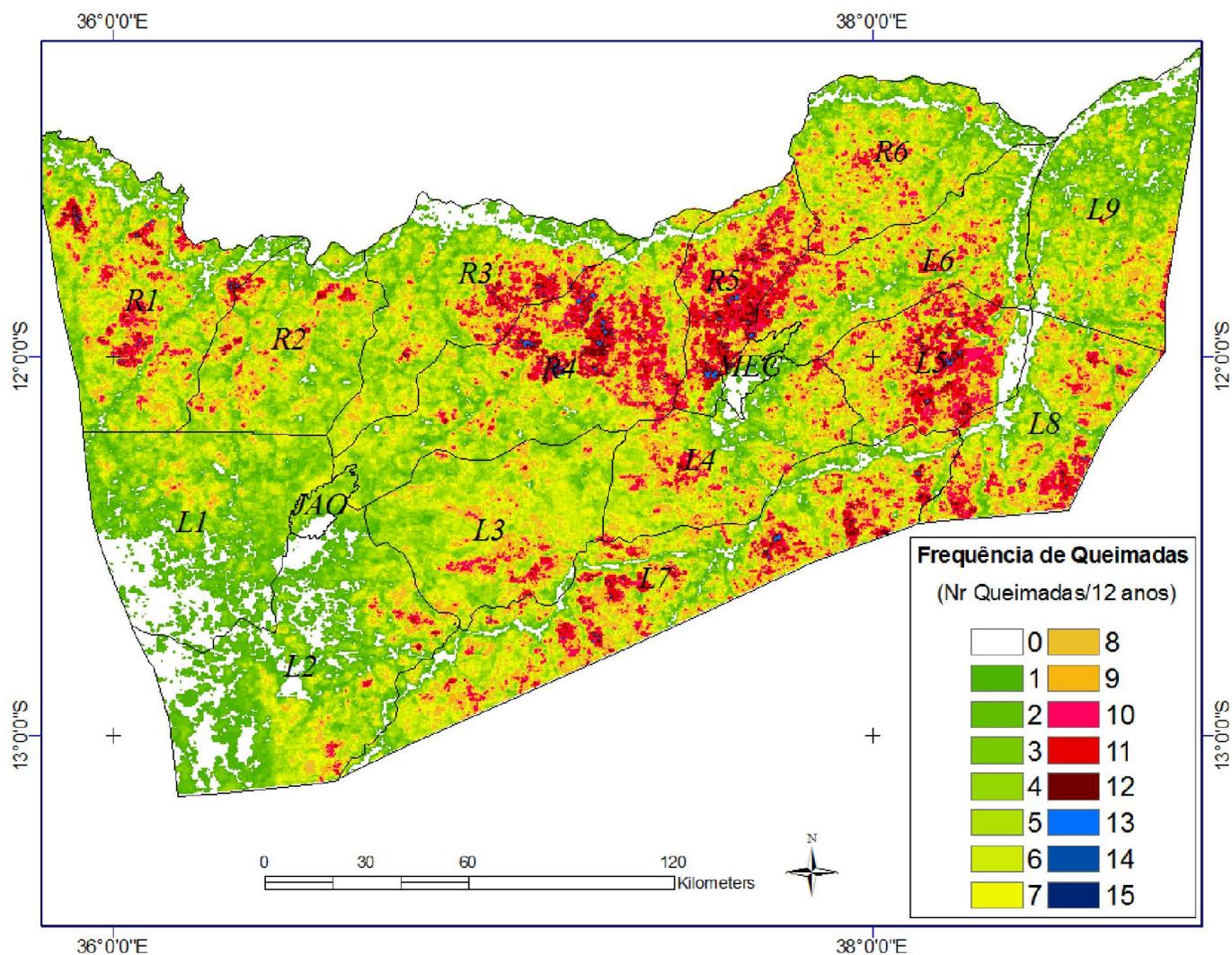


Figura 5 . Frequência de queimadas na RNN no período entre 2000 a 2012.

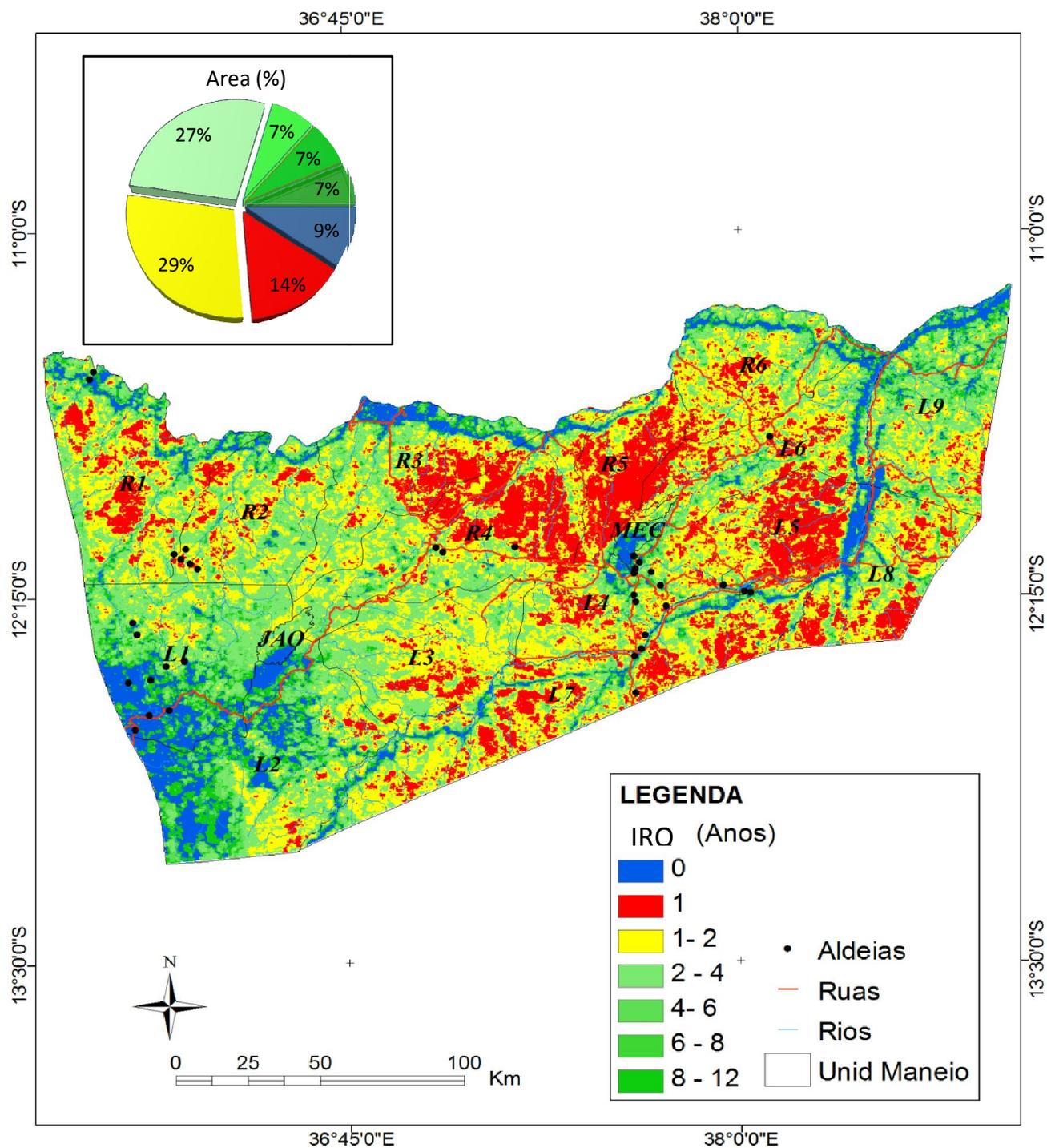


Figura 6. Intervalo de Retorno de Queimadas (IRO) na RNN no período entre 2000 a 2012.

5.1.1 Variação da frequência e IRQ ao longo da RNN

A região Este da RNN que abrange as unidades de gestão R6, L6, L5 e L8 é frequentemente afectada pelas queimadas porque é dominada por vegetação aberta e pradaria e, a precipitação nesta região é baixa variando de 800 a 1000 mm/ano (Craig, 2009; Marzoli, 2007, SGDRN, 2005) o que favorece a inflamabilidade do combustível lenhoso. Outro factor não menos importante é o relevo plano (< 600m) que caracteriza a região (SGDRN, 2005). De acordo com Agee (1991) citado por Foster (1998) baixas altitudes possuem condições edafo-climáticas que favorecem a produção de biomassa e condições climáticas como temperaturas elevadas e baixa humidade do ar criando um ambiente propenso para a propagação das queimadas.

A região Central-Norte que cobre as unidades de gestão R4, R5 e parte de R3 é dominada por miombo decíduo caracterizado por terras baixas e áreas rochosas (SGDRN, 2005). A precipitação é mais elevada do que a região Este podendo atingir 1200mm. Porém, à semelhança da região Este a precipitação está concentrada nos meses de Novembro a Abril, o que significa que a duração da época seca é semelhante nas duas regiões. Por este motivo, condições de elevada precipitação favorecem as queimadas na região Central-Norte da RNN através do aumento da produção e produtividade de biomassa no ecossistema (Hely *et al.*, 2003; van Wilgen e Scoles, 1997).

Quer a região Este como a Central-Norte da RNN possuem elevada densidade de elefantes que chega a ser superior a 1 elefantes/km². Os elefantes favorecem a ocorrência das queimadas através da abertura de clareiras que posteriormente se tornam vulneráveis à ocorrência de queimadas (Landman *et al.*, 2007). De acordo com Holdo (2007) e Mtui e Smith (2006) os elefantes são os perturbadores primários da vegetação e o seu efeito negativo sobre a vegetação é exacerbado pela acção das queimadas. Um modelo desenhado por Holdo *et al.* (2009) demonstrou que um incremento da densidade de elefantes de 0 a 0.5 elefantes/km² no ecossistema de Serengeti (Quênia) poderá causar profundas mudanças na estrutura e tamanho da comunidade vegetal, através da alteração do padrão de distribuição das espécies ao longo das classes de tamanho e poderá converter áreas florestais em áreas arbustivas que são mais vulneráveis às queimadas.

As áreas com baixa frequência e elevado IMR de queimadas são dominadas por vegetação ribeirinha ou frequentemente inundada ao longo dos rios Rovuma, Lugenda e outros, incluindo zonas montanhosas, dominadas por *Inselbergs*, como é o caso dos Montes Mecula e Yao. A vegetação frequentemente inundada ou sempre húmida reduz a frequência de queimadas através da redução da inflamabilidade do

combustível, ao passo que, elevadas altitudes e encostas pouco expostas à radiação solar reduzem a disponibilidade, continuidade e inflamabilidade do material combustível, concorrendo desta forma para o alargamento do intervalo de retorno das queimadas (Keleey *et al.*, 2009; Russell-Smith *et al.*, 2007 e Foster, 1998).

Durante as observações feitas no campo foi possível notar que os locais contendo machambas e em volta de assentamentos humanos tendem a queimar-se menos do que os locais com poucos vestígios da acção humana. Este cenário justifica-se principalmente pelo método de queima aplicado pelas populações locais, pois, durante a preparação dos campos agrícolas estes derrubam a vegetação e posteriormente concentram-na em pontos específicos para a queimada. Com este procedimento, nem todas as áreas queimada são detectadas pelo sensor MODIS uma vez que, só detecta cicatrizes de queimadas com área mínima de 500m².

Cenário semelhante foi observado por Nielsen e Rasmussen (2001) ao mapear a frequência e o intervalo de retorno de queimadas na savana de Burkina Faso tendo constatado que locais com elevada intensidade de actividades humanas tendem a apresentar queimadas com longo intervalos de retorno.

5.2 Extensão e Sazonalidade da Área Queimada na RNN

O registo histórico da ocorrência de queimadas indica que cerca 91% da área total da Reserva Nacional de Niassa (42000Km²) foi queimada durante o período entre Novembro de 2000 até Julho de 2012, dos quais, 14 % queimou-se anualmente, 29% de 2 em 2 anos, 27% em cada 3 a 4 anos, 21% em cada 5 a 12 anos e, apenas 9% corresponde a área que não foi queimada (figura 6).

Ribeiro (2007) avaliou a extensão da área queimada na RNN entre os anos 2000 a 2005 tendo observado que cerca de 93% da área total da reserva foi afectada pelo fogo, sendo que 13% queimou-se anualmente, 25% pelo menos 3 a 4 vezes e 20% ardeu pelo menos 2 vezes em 5 anos (2001-2005).

De 2002 a 2012 observou-se que a extensão da área queimada na RNN duplicou-se, isto é, aumentou de cerca de 12707.88 Km² para 28054.58 Km² (tabela1). Outro aspecto importante a observar é o facto de os anos que atingiram os valores mais altos da área queimada foram seguido por momentos de escassez de vegetação que se traduziu na redução da área disponível para queimar-se, como por

exemplo, os anos 2001 (46560.79 km²) e 2002(12707.88 Km²) , 2006 (31821.34 Km²) e 2007 (27628.63 Km²), 2010 (32934.58 Km²) e 2011(22396.25 Km²).

Quanto à sazonalidade das queimadas (Figura7) notou-se que os fogos tendem a se concentrar na época seca entre os meses de Agosto a Novembro. É nesta época do ano em que foi registada a maior extensão da área queimada e o maior número de fogos activos, ao passo que na época chuvosa, entre Dezembro a Abril há pouco registo de queimadas na RNN. Esta tendência da sazonalidade das queimadas demonstra o papel da precipitação no regime de queimadas nos ecossistemas de miombo tal como observado por Keleey *et al.* (2009) e Ribeiro *et al.* (2009). Segundo estes autores, condições de chuvas abundante reduzem a frequência das queimadas devido à baixa inflamabilidade da biomassa lenhosa.

O facto de 43% da área total da RNN queimar-se a cada 1 - 2 anos (figura6) e grande parte das queimadas ocorrerem na época seca (figura 7) coloca em risco a integridade e diversidade biológica da reserva, pois, de acordo com Ryan e Williams (2011), Zolho (2005), Trapnell (1959) as queimadas frequentes durante o pico de época seca reduzem a sobrevivência de plantas jovens para além de provocar danos quase irreversíveis nas copas de pequenas árvores e arbustos mais dominantes dos ecossistemas de miombo.

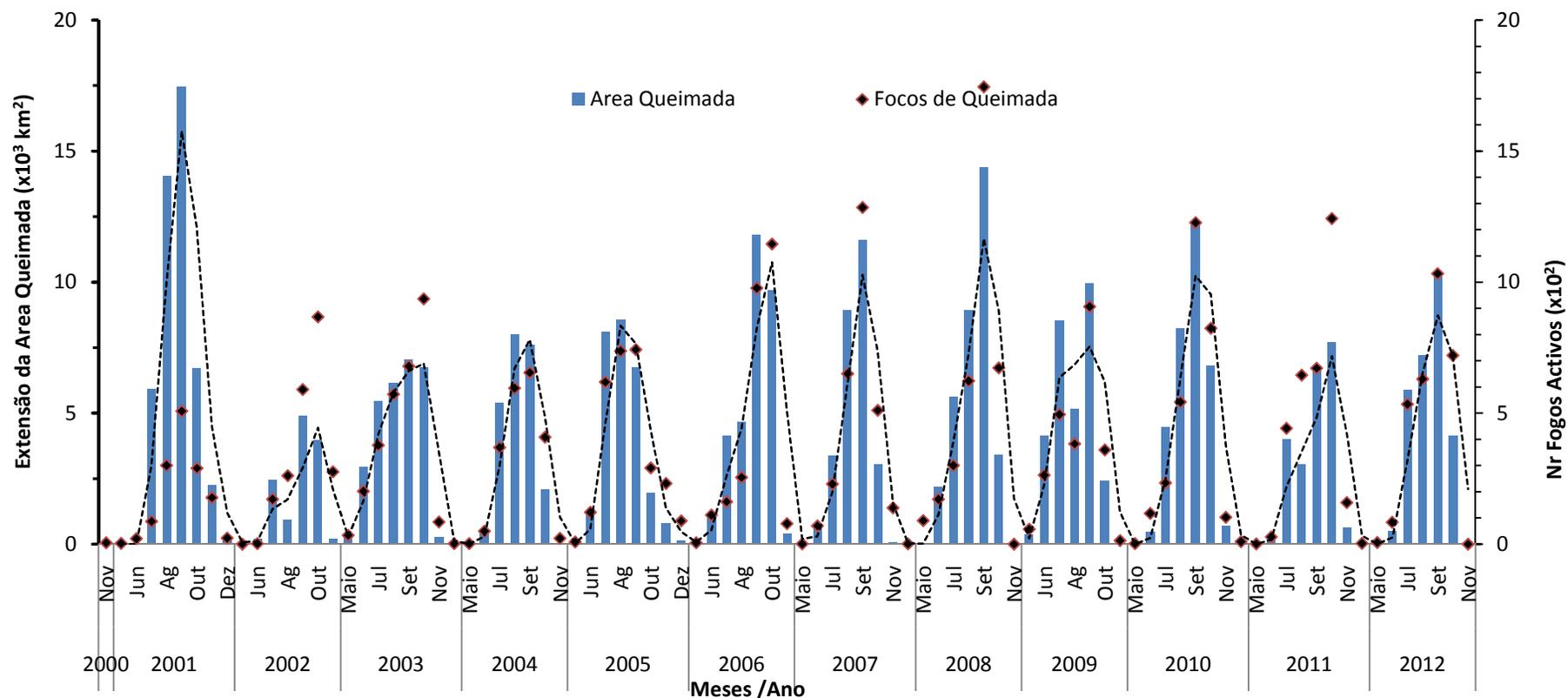


Figura 7: Distribuição intra-anual dos focos de queimada e da extensão da área queimada durante o período entre 2000 a 2012

Tabela 1: Área total queimada por ano durante o período entre 2000 a 2012

Ano	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012
Área (km ²)	0	46560.79	12707.88	28965.10	23679.54	27478.14	31821.34	27628.63	34669.76	30587.07	32934.58	22396.25	28054.58

5.3 Intensidade e Densidade de Queimadas na RNN

Ao analisarmos a densidade e a intensidade de queimadas durante o período entre 2000 a 2012 (figura 8) constatamos que existe uma relação inversa entre as duas variáveis, ou seja, áreas com baixa densidade de fogos (20-30 fogos activos/km²) registaram queimadas muito intensas (± 80000 Kw). Este comportamento do regime de queimadas deve-se ao facto de baixas densidades de focos de fogo activos associarem-se à queimadas infrequentes levando à produção e acumulação de grandes quantidades de biomassa vegetal (combustível) que, ao ser queimada emite elevada taxa de calor. Por sua vez, elevada concentração dos fogos numa determinada área aumenta a frequência de queimadas que reduz a produção e disponibilidade de biomassa vegetal (combustível) diminuindo desta forma a quantidade de calor produzido durante as queimadas.

Resultados semelhantes foram encontrados por Govender *et al.* (2006) num experimento realizado na savana da África do Sul onde o aumento do intervalo de retorno de queimadas de 1 para 6 anos foi acompanhado pelo aumento de intensidade de queimadas de 28 kW/m para 17 905 kW/m em resposta à biomassa lenhosa que incrementou de 2964 kg/ha para 3972 kg/ha. van Langevelde *et al.* (2003) através de um modelo de simulação demonstraram que o aumento da quantidade de biomassa de gramíneas nas savanas tropicais resulta em queimadas muito intensas que causam danos severos sobre as árvores.

Este dado vem agravar a ameaça que as queimadas representam para a integridade e diversidade biológica da RNN pois, cerca de 21% da sua área registou queimadas não frequentes e, provavelmente, de intensidade elevada.

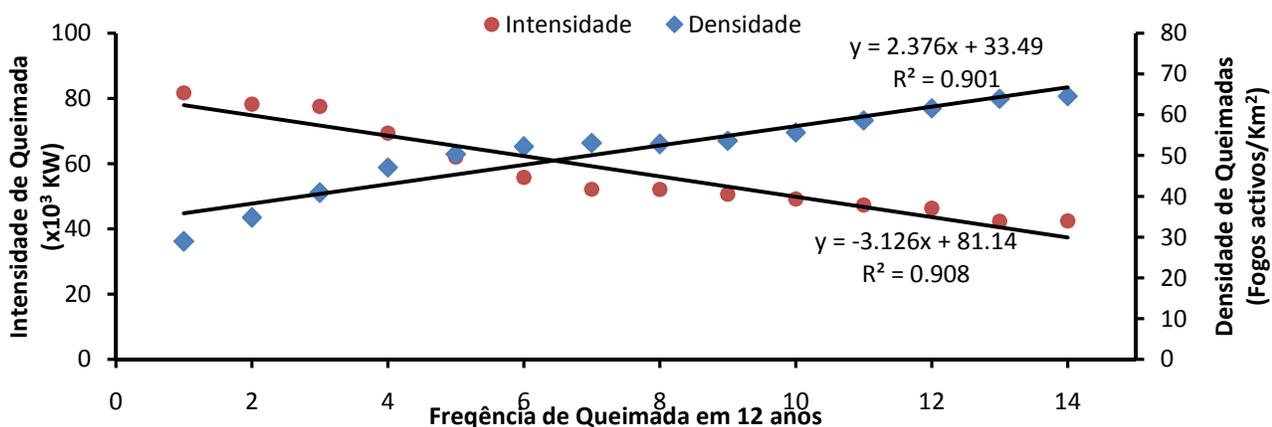


Figura 8: Relação entre a densidade e intensidade das queimadas na RNN.

5.4 Avaliação da acurácia do mapa de frequência de Queimadas

A análise da acurácia temática apresentada na tabela 2 demonstra um moderado ajustamento entre o mapa de frequência de queimada produzido a partir de dados de teledetecção e os dados obtidos a partir dos levantamentos do campo ($Kappa = 45.5\%$). Porém, a Acurácia Global estimada em 88.9% indica que a classificação das áreas queimadas obtida a partir das imagens MODIS é aceitável.

As imagens MODIS apresentaram uma eficiência de 100% na classificação das áreas queimadas, isto é, todas áreas classificadas como Queimadas pelas imagens MODIS foram confirmadas no terreno. Porém, o mesmo já não se pode afirmar para a classificação das áreas não queimadas onde dos 18 pixéis classificados como áreas não queimadas, apenas 33% foram confirmados no terreno como áreas que realmente não foram queimadas durante o período entre 2000 a 2012.

A baixa eficiência na classificação das áreas não queimadas pode ser associada à resolução espacial do sensor MODIS (500m x 500m) pois, nem todas as queimadas que ocorrem no terreno são suficientemente extensas e intensos para serem detectados pelo sensor. De acordo com Stolle *et al.*(2004) o sensor MODIS detecta perfeitamente áreas queimadas que sejam extensas e contínuas, mas têm dificuldades de detectar áreas com baixa densidade de queimadas.

Esta constatação foi reforçada pelas observações feitas no campo (figura 9) onde foi possível identificar nas parcelas de frequência de queimada nula cerca de 741 indivíduos/ha com sinais de fogo o que significa que a queimada registada nestas parcelas não foi suficientemente intensa nem extensa para ser detectada como fogo activo ou área queimada pelo sensor MODIS.

O número de indivíduos com tronco queimado e mortos pelo fogo tende a aumentar com o aumento de frequência de queimadas. Ao passo que, o número de árvores com copa queimada reduziu de 289 árvores/ha nas parcelas com frequência nula para 76 árvores/ha nas parcelas com frequência entre 8 a 12 vezes durante os 12 anos. Este aspecto explica-se pelo facto de áreas com baixa frequência de queimadas acumular maior volume de biomassa que ao ser queimada resulta em chamas muito altas que atingem as copas das árvores.

Tabela 2: Acurácia temática do mapa da frequência de queimadas

Classe	Erros de inclusão (%)	Erros de Omissão (%)	Acurácia do Produtor (%)	Acurácia do usuário (%)	Acurácia Global (Po)	Acurácia Esperada (Pe)	Coefficiente de concordância (K)
Área Queimadas	0.0	11.8	88.2	100.0	88.9%	79.6%	45.5%
Área Não queimada	66.7	0.0	100.0	33.3			

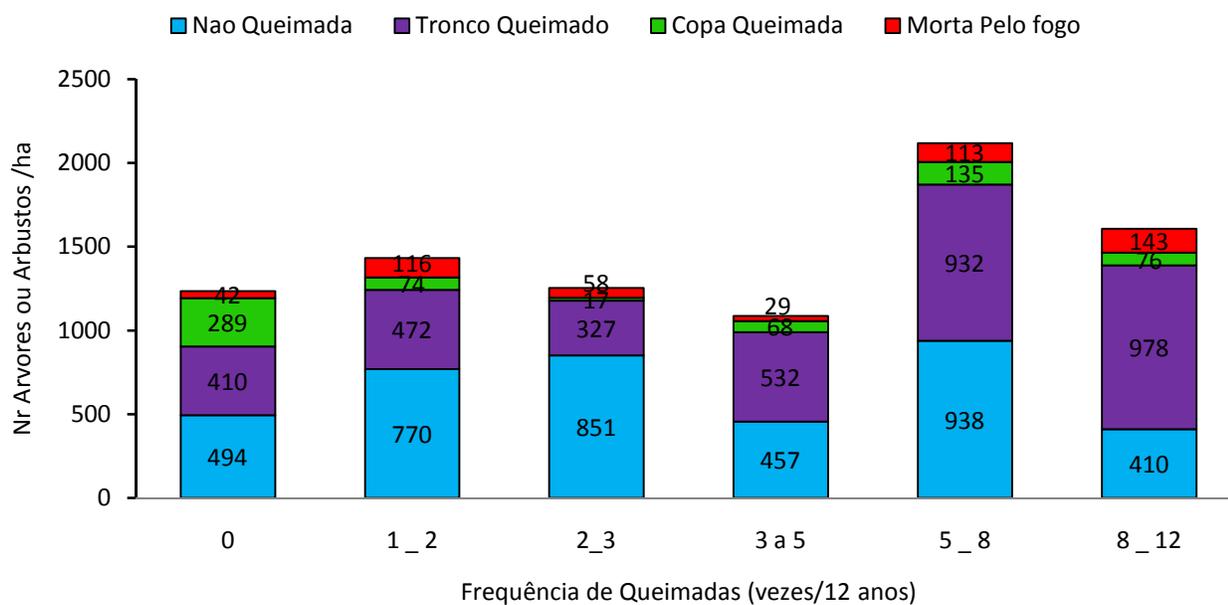


Figura 9: Abundância de árvores e arbustos com sinais de queimadas por cada classe de frequência

5.5 Factores que influenciam o Regime de Queimadas na RNN

Com base nos resultados apresentados na tabela 3 pode-se observar que considerando o nível de significância de 5%, a chance de ocorrência de queimadas é determinada pelo tipo de uso e cobertura da terra, densidade dos elefantes (DE), precipitação (Prec), temperatura (Temp), distância em relação às vias de acesso (DR) e densidade populacional (Dpop), pois, estas variáveis possuem um efeito estatisticamente significativo ($P < 0.0001$) sobre a chance de ocorrência de queimadas. Por isso o modelo logístico da chance de ocorrência de Queimadas é expresso pela equação 8:

$$\text{Log}[\text{chance de Queimada}] = -35.46 + 0.56(2WD) - 0.60(2FE) - 0.65(2GL) + 0.43(2FEG) + 1.03(2FD) + 0.009DR + 1.56DE + 0.01Prec + 0.099Temp + 0.97DPop. \quad (\text{Equação 8})$$

A altitude foi excluída do modelo pelo facto de não ter efeito adicional significativo sobre a chance de ocorrência de queimadas na RNN, ao nível de significância de 5%.

O teste Cox e Snell (R^2) (tabela 4) estimado em 25.72% indica que o poder explicativo do modelo é baixo. Este valor significa que o tipo de uso e cobertura da terra, densidade dos elefantes, precipitação, temperatura, distância em relação às vias de acesso e densidade populacional explicam apenas 25.7% das chances de ocorrência de queimadas na RNN, sendo que aproximadamente 74.3% das chances são explicados por outros factores não inclusos neste modelo.

De forma decrescente, os factores mais importantes para o aumento das chances de ocorrência de queimadas na Reserva Nacional de Niassa são o tipo uso de cobertura da terra ($Chisq=5729.77$), densidade de elefantes ($Chisq=1128.99$ e Odd ratio =4.779) e temperatura ($Chisq=281.23$ e Odd ratio =1.104), enquanto, a densidade da população ($Chisq= 38.44$ e Odd ratio= 0.979) concorrem para a redução da ocorrência das queimadas. A precipitação ($Chisq=837.17$ e Odd ratio =1.010) e a distância em relação às vias de acesso($Chisq=277.07$ e Odd ratio = 1.009) produzem um efeito muito baixo sobre as chances de ocorrência de queimadas pois, a sua razão de chances é muito próxima de 1, valor que representa efeito nulo.

Estes resultados são semelhantes aos encontrados por Ribeiro *et al.* (2009) segundo os quais, a RNN tende a registar queimadas mais frequentes (mais de 4 vezes em 5 anos) nas áreas com vegetação menos densa e elevada densidade de elefantes não havendo influencia das vias de acesso. Todavia, divergem quanto ao efeito da precipitação e densidade da população, pois, segundo estes autores, as queimadas são mais

frequentes em locais com baixa precipitação sendo que a densidade da população foi removida do modelo devido à ausência de significância do seu efeito.

O facto da precipitação média anual não ter demonstrado baixa influência sobre a ocorrência das queimadas não diminui a sua importância sobre o regime de queimadas na RNN, pois, ela determina a época de ocorrência das queimadas na RNN, isto é, as queimadas ocorrem mais na época seca, entre os meses de Julho a Outubro do que no período chuvoso (veja ponto 5.2 e Figura 7).

De acordo com Archibald *et al.*(2010) a precipitação é um dos factores mais importantes na dinâmica dos regimes de queimadas dos ecossistemas florestais da região da África Austral, pois, afecta a produção e disponibilidade do combustível ao mesmo tempo que condiciona a inflamabilidade da biomassa.

A precipitação média anual na RNN varia de 600mm nos vales dos rios Rovuma e Lugenda até 1400mm nas zonas montanhosas (SGDRN, 2005). Porém, a duração da época seca em toda área é de 7 meses, de Maio a Outubro, por isso, as condições ambientais que favorecem a inflamabilidade da biomassa são semelhantes em toda a reserva, ou seja, durante os meses de Maio a Outubro todo o combustível lenhoso disponível tem a mesma chance de queimar-se.

Tabela 3: Análise da Regressão logística (stepwise) para a determinação da significância da participação individual de cada variável sobre a ocorrência de queimadas (teste *chi-wald* e *odd ratios*) na RNN

Parameter	Abrev	DF	β	Stand Error	Wald Chi_sq	P-value (Pr>Chi_sq)	Odd Ratio	Intervalo de Conf (Odd Ratios)	
<i>Intercept</i>	-	1	-35.46	1.1062	1027.59	< .0001	-	-	-
Tipo de uso e cobertura da Terra	Veg	5	-	-	5729.77	< .0001	-	-	-
Densidade de Elefantes	DE		1.564	0.0806	1128.99	< .0001	4.779	4.081	5.597
Precipitação	Prec	1	0.010	0.00034	837.17	< .0001	1.010	1.009	1.011
Temperatura	Temp	1	0.099	0.00318	281.23	< .0001	1.104	1.097	1.111
Distância em relação as Ruas	DR	1	0.009	0.00045	277.07	< .0001	1.009	1.008	1.009
Dens_Pop	DPop	1	-0.021	0.00349	38.44	< .0001	0.979	0.972	0.986

Tabela 4: Avaliação do Poder de Predição da com base nos testes de Cox e Snell (R²) e Max-rescaled

Cox e Snell (R ²)	Max-rescaled
R-Square = 0.1574	R-Square 0.2572

Ao compararmos a chance de ocorrência de queimadas entre as zonas de prática de agricultura itinerante e os outros tipos de uso e cobertura da terra (tabela 5) constata-se que todos os tipos de vegetação analisados apresentam maior chances de serem afectadas pelas queimadas do que as áreas de prática de agricultura. As áreas cobertas de vegetação densa decídua (odd ratio = 5.995), vegetação aberta decídua (odd ratio = 3.763) e vegetação ribeirinha (odd ratio = 3.289) são as que possuem mais chances de ocorrência de queimadas do que as áreas de vegetação sempre verde (odd ratio = 1.181) e de pradaria frequentemente inundada (odd ratio = 1.123).

Este cenário deve-se por um lado, ao facto de toda a biomassa produzida nas áreas cobertas por estes tipos de vegetação estar disponível para se queimar durante a época seca, ao passo que, nos campos agrícolas, grande parte da biomassa é removida pelo homem durante a limpeza dos campos e extracção de combustíveis lenhosos. Por outro lado, as actividades humanas como, construção de infra-estruturas e abertura de campos de cultivo fragmentam as paisagens limitando a propagação do fogo (Archibald *et al.*, 2010 e Keeley *et al.*, 2009). A vegetação ribeirinha da RNN é dominada por espécies decíduas (Marzoli, 2007; Ribeiro 2005; Timberlake, *et al.*, 2004) facto que eleva a chance de ocorrência de queimadas do que nas áreas de vegetação sempre verde e os dambos.

Tabela 5: Comparação das chances de ocorrência de queimadas entre as áreas de prática de agricultura itinerante e as zonas com outro tipo de uso e cobertura da terra.

ID	Tipo de Uso e cobertura da Terra	Código	β	Stand Error	Odd Ratio	Intervalo de Confiança (Odd Ratios)	
1	Floresta Aberta decídua	2WD	0.5605	0.0491	3.763	2.955	4.794
2	Floresta Sempre verde	2FE	-0.5988	0.0367	1.181	0.963	1.448
3	Floresta densa decídua	2FD	1.0261	0.0427	5.995	4.784	7.513
4	Dambos(Pradaria inundada)	2GL	-0.6488	0.0440	1.123	0.888	1.420
5	Vegetação Ribeirinha	2FEG	0.4258	0.0326	3.289	2.639	4.099
6	Agricultura Intinerante*	2FXC	-	-	-	-	-

* Referência

Assim, com base nas tabelas 3 e 5 nota-se que as chances de ocorrência de queimadas são muito elevadas em áreas com florestas densas decíduas (Odd Ratio=5.995), Floresta aberta decídua (Odd Ratio=3.763) e Vegetação ribeirinha (Odd Ratio=3.289) que possuem alta densidade de elefantes (Odd Ratio=4.779), elevada temperatura média anual (Odd Ratio=1.104) e baixa densidade populacional (Odd Ratio=0.979). Contrariamente ao esperado, a precipitação média anual (Odd Ratio=1.010) e distância em relação as vias de acesso (Odd ratio = 1.009) têm baixa influência sobre a chance de ocorrência de queimadas na RNN.

As observações feitas no campo demonstraram que as parcelas frequentemente queimadas ($5 < FQ < 8$) concentraram mais árvores/arbustos danificadas por elefantes e baixo número de árvores/arbustos danificadas pelo homem significando que a ocorrência de queimadas na reserva de Niassa pode estar mais associada ao aumento da densidade de elefantes do que da população humana.

Com base na figura 9 é possível notar que o número de indivíduos danificados pelos elefantes aumentou de 2 árvores/arbustos por hectare nas parcelas que registaram 2 queimadas em 12 anos para 20 árvores/arbustos por hectare nas parcelas com frequência de 5 a 8 queimadas em 12 anos. Árvores/arbustos mortos pela acção dos elefantes foram identificados quer nas parcelas de baixa (1 a 2 vezes/12anos) como nas de elevada frequência de queimadas (8 vezes/12 anos) podendo significar que a mortalidade das árvores/arbustos devido à acção dos elefantes é independente da frequência de queimadas.

Este cenário enquadra-se nas observações feitas por Holdo et al. (2009) e Baxter & Getz (2005) pois, para estes autores, um incremento da densidade de elefantes de 0 a 0.5 elefantes/km² é suficiente para causar alterações no ecossistema de savana enquanto, densidades superiores a 1 elefante/km² conduzem inevitavelmente à redução da cobertura vegetal.

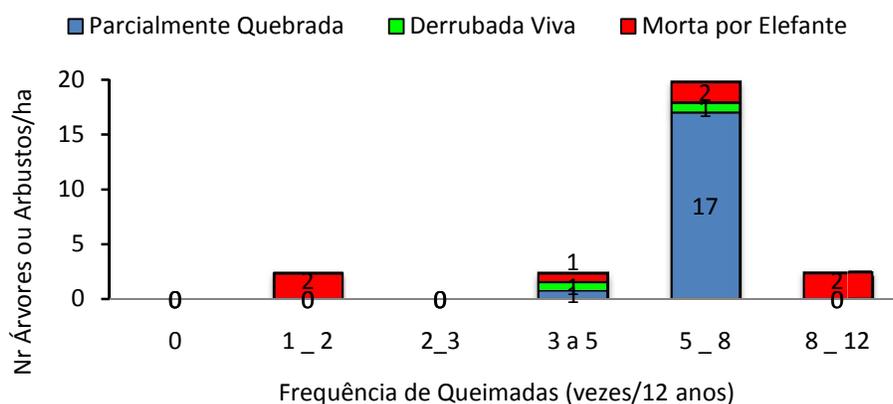


Figura 10: Danos causados por elefantes em cada classe de frequência de Queimadas.

Quanto à acção humana, a figura 10 mostra que o maior número de indivíduos danificados pelo homem concentra-se nas áreas com frequência de queimadas entre 1 a 5 queimadas por ano, com o pico nas parcelas que registaram queimadas 2 a 3 vezes/12 anos onde o número de árvores mortas ou cortadas pelo homem atingiram os valores máximos de 9 arvores ou arbustos/ha e 117 árvores ou arbustos/ha, respectivamente.

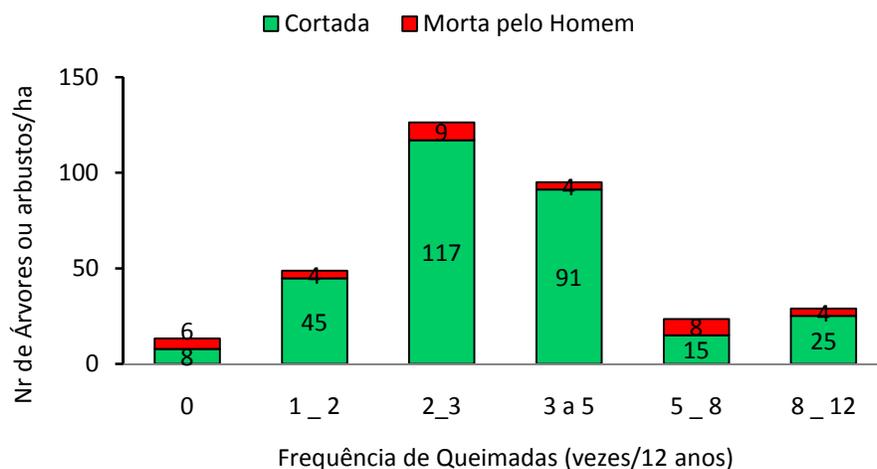


Figura 11: Danos causados pela acção humana em cada classe de frequência de Queimadas.

De acordo com Tilley e Abacar (1996) citados por Ribeiro *et al.*(2009) mais de 90% das queimadas na RNN são causadas pelo homem durante a limpeza dos campos agrícolas, caça de subsistência, extracção do mel e a movimentação de pessoas para Tanzânia para as trocas comerciais. Segundo estes autores, as populações partem de Mecula a Este e Mavago a Oeste atravessam toda a reserva até a fronteira com a Tanzânia onde vão fazer as suas trocas comerciais e, por vezes pernoitam pelo caminho onde fazem pequenas fogueiras para se aquecerem e afugentar os animais.

Factos colhidos a partir de conversas informais com os residentes das aldeias da RNN indicam que a extracção do mel, a caça furtiva e a exploração ilegal da madeira são algumas das causas de ignição de queimadas na reserva e, são praticadas distantes dos assentamentos humanos e das vias de acesso para despistar os fiscais.

Durante a exploração do mel, os apicultores primeiro ateiam fogo na base da árvore para espantar as abelhas e posteriormente abatem-na para extrair facilmente o mel. O fogo ora iniciado nem sempre é extinto na sua totalidade o que tem resultado em queimadas descontroladas principalmente na época seca (figura 12).



Figura 12: Árvore preferida pelas abelhas para a produção de mel e árvore abatida durante a extracção de mel

De acordo com Vaz (em preparação) na aldeia de Lizongola-RNN cada colector de mel chega a abater 30 a 60 árvores adultas por anos e, as espécies mais preferidas pelos colectores de mel são *Julbernadia globiflora* (Benth) Troupin, *Brachystegia boehmii* (Taub), *Brachystegia spiciformis*, *Albizzia versicolor* (Welw), *Burkea africana* (Hook)., *Terminalia sericea*, *Pterocarpus angolensis*, *Pteleopsis anisoptera*, *Pericopsis angolensis*, *Pseudalchnostylis maprouneifolia* e *Tamarindus indica*.

Os caçadores furtivos geralmente usam o fogo para atrair os animais aos locais contento armadilhas ou de fácil abate. Por sua vez, os exploradores ilegais de madeira queimam a mata para visualizarem melhor as espécies madeireiras com valor comercial.

5.6 Áreas prioritárias para o manejo de queimadas na RNN.

De acordo com Myers (2007) o manejo efectivo de queimadas deve ter como base o conhecimento do regime e ecologia das queimadas bem como os seus impactos positivos e negativos sobre o ecossistema. Ou seja, acções de manejo de queimadas devem priorizar as áreas onde as queimadas causam danos sobre os ecossistemas, contudo, sem excluir aquelas áreas onde as acções de manejo irão potencializar os benefícios ecológicos das queimadas sobre os ecossistemas.

Tomando como base o regime de queimadas e os factores que influenciam a sua dinâmica, são prioritárias para a implementação de actividades de controlo de queimadas na RNN todas as áreas cujo intervalo de retorno de queimadas é igual ou inferior a 2 anos, dominadas por florestas decíduas (aberta ou densa) ou vegetação ribeirinha, contendo densidade de elefantes superiores a 1 elefante/Km², baixa densidade populacional, localizadas em zonas com elevada temperatura média anual.

Cerca de 43% da área total da RNN é queimada a cada 1-2 anos (figura6) principalmente durante a época seca (figura 7) colocando em risco a diversidade biológica e integridade da RNN, pois, em ecossistemas de miombo, queimadas com intervalos de retorno inferiores a 2 anos reduzem drasticamente a regeneração e sobrevivência mesmo das espécies consideradas tolerantes ao fogo tais como, *Brachystegia sp.*, *Julbernardia sp.* e *Isoberlinia sp.*(Zolho, 2005) bem como, diminuem a produção de biomassa vegetal na superfície do solo contrariamente às áreas queimadas em cada 3 anos e não queimadas onde a biomassa tende a aumentar (Higgins *et al.*,2007).

As alterações na composição e estrutura da vegetação da RNN já estão a causar a perda de habitats colocando em perigo muitas espécies faunísticas tais como, o cão selvagem (*Lycan pictus*) espécie emblemática da RNN, considerada como ameaçada pela IUCN desde 2007 (Clark e Begg, 2010) bem como, outras espécies importantes como leões, leopardos e hienas que ocorrem exclusivamente nas regiões Este e Central-Norte da RNN, concretamente nas unidades de Gestão R4, R6, L6 e L8 (Craig, 2009).

Embora não sendo actualmente visível na RNN, as queimadas anuais registadas nas regiões Este e Central-Norte podem reduzir a população de elefantes (espécie emblemática) à semelhança do sucedido no Parque Nacional de *Pilanesberg*, África do Sul onde, segundo Mackey *et al.* (2006) citado por Woolley *et al.* (2008) onde as queimadas descontroladas ocorridas em 2005 contribuíram em 18% na mortalidade dos elefantes.

Outras áreas prioritárias para acções de prevenção de queimadas são os habitats sensíveis à degradação tais como os *inselbergs* (ex: Monte Mecula e Yao) e *Dambos*, pois, albergam várias espécies endémicas (SGDRN, 2005; Burke, 2002 Porembski *et al.*, 1997) que, por isso, devem ser protegidas contra o efeito nocivo das queimadas. Cerca de 3% da área total da RNN é coberta por *inselbergs* ao passo que os *dambos* cobrem 10% (SGDRN, 2005).

As áreas da RNN que não possuem espécies de elevado valor de conservação e não registam queimadas frequentes devem beneficiar-se também de iniciativas de manejo de queimadas para reduzir a ameaça representada pela intensidade das queimadas, pois, de acordo com o resultado obtido na secção (4.3) e (figura 8) queimadas infrequentes levam à produção e acumulação de grandes quantidades de biomassa vegetal (combustível) que, ao ser queimada emite elevada taxa de calor (intensidade) que causa danos severos sobre a vegetação e fauna, colocando em risco a diversidade (Ryan e Williams, 2011; Zolho, 2005), Trapnell, 1959).

6 CONCLUSÃO E RECOMENDAÇÕES

6.1 Conclusões

Os resultados deste trabalho apontam para as seguintes conclusões:

1. O regime de queimadas da Reserva Nacional de Niassa indica que em termos médios o fogo retorna a um sítio particular em cada 3.29 anos correspondendo a uma frequência de 0.36 vezes/ano.
2. As regiões Central-Norte e Este da RNN, especificamente as unidades de manejo R4, R5, L5, R6, L6, L8 e parte de R3 registaram queimadas frequentes, cerca de 10 a 15 vezes em 12 anos, equivalente ao intervalo de retorno que varia de 2 anos a menos de 1 ano.
3. O extremo sudoeste da RNN foi menos afectado pelas queimadas com uma frequência que varia entre 0 a 1 queimada em cada 12 anos. Igual cenário foi registado ao longo das zonas montanhosas, em redor dos Montes Mecula e Yao.
4. Cerca de 43% da área total da RNN queima-se em cada 1 a 2 anos e grande parte das queimadas ocorrerem na época seca, atingindo o pico entre os meses de Agosto a Novembro o que demonstra a influência da precipitação sobre a sazonalidade das queimadas.
5. Existe uma relação inversa entre a densidade dos focos de fogos activos e a intensidade de queimadas na RNN, ou seja, áreas com baixa densidade de fogos registaram queimadas muito intensas devido à acumulação de combustível que ao ser queimada emite elevada taxa de calor.
6. A ocorrência de queimadas é favorecida pelo tipo de cobertura da terra, densidade de elefantes e temperatura, enquanto, a densidade da população concorre para a redução da ocorrência das queimadas. Todavia, estes factores só explicam 25.7% das chances de ocorrência de queimadas na RNN, sendo que aproximadamente 74.3% das chances são explicados por outros factores não incluídos no modelo testado neste estudo.

6.2 Recomendações

Com base nas conclusões deste trabalho recomenda-se:

1. O regime de queimadas é um fenómeno complexo a sua dinâmica pode não ser compreendida em 10 anos, daí que estudos adicionais de mapeamento e caracterização do regime de queimadas durante períodos maiores de 10 anos são necessários para a consolidação dos resultados aqui alcançados;
2. Os factores analisados neste estudo não são suficientes para explicar a dinâmica do regime de queimadas na RNN daí que outros factores como por exemplo, a caça furtiva e extracção do mel devem ser analisados para verificar a sua influência sobre o regime de queimadas na RNN.
3. Mapear o regime de queimadas não é suficiente para a definição de áreas prioritárias para o manejo das queimadas, por isso, são necessários estudos adicionais para compreender o efeito das queimadas sobre a disponibilidade dos recursos florestais para as comunidades da RNN.
4. As actividades de manejo de queimadas, como queimadas frias no início da época seca (Maio - Julho) devem concentrar-se nas área com intervalo de retorno abaixo de 2 anos.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. Allison, P. D. 1999. *Logistic Regression Using the SAS® System: Theory and Application*. Cary, NC: SAS Institute Inc. 287pp
2. Archibald, S., Roy, D.P., vanWilgen B.W. e Scholes, R.J. 2010. What limits fire? an examination of drivers of burnt area in southern Africa. *In: Fire Regimes in Southern Africa -Determinants, Drivers and Feedbacks*. Tese de Doutorado. University of the Witwatersrand. Johannesburg.
3. Arino, O., Casadio, S. e Serpe, D. 2011. Global night-time fire season timing and fire count trends using the ATSR instrument. *Remote Sensing of Environment*. doi:10.1016/j.rse.2011.05.025
4. Backeus, I., Pettersson, B., Stromquist, L. e Ruffod, C. 2006. Tree communities and structural dynamics in miombo (*Brachystegia-Julbernardia*) woodland, Tanzania. *Forest Ecology and Management*. Vol. 230: 171–178
5. Baxter, P. J. e Getz, A. 2005. A model-framed evaluation of elephant effects on tree and fire dynamics in african savannas. *Ecological Applications*. Vol. 21(1): 1331–1341
6. Beaty, R.M.; Taylor, A.H. 2001. Spatial and temporal variation of fire regimes in a mixed conifer forest landscape, southern Cascades, California, USA. *Journal of Biogeography*. Vol. 28(8): 955–966.
7. Bond, W. J. e Keeley, J. E. 2005. Fire as global herbivore: The ecology and evolution of flammable ecosystems. *Ecology and Evolution*. Vol.20 (7)
8. Bond, W.J., Woodward, F. I. e Midgley, G. F. 2005. The global distribution of ecosystems in a world without fire. *New Phytologist*. Vol. 165: 525– 538
9. Boschetti, L., Roy, D., Hoffmann, A. A. 2009. *MODIS Collection 5 Burned Area Product-MCD45*. Version 2. 30pp.
10. Campbell, B. e Byron, N. 1996. Miombo woodlands and rural livelihoods: options and opportunities. *In : The Miombo In Transition: Woodlands And Welfare In Africa*. CIFOR. Indonesia. ISBN:979-8764-07-2.
11. Chafota, J. (sd) *Effects of Changes In Elephant Densities On the Environment and Other Species—How Much Do We Know?*. WWF Regional Programme Office. Harare, Zimbabwe.
12. Chidumayo, 1988. A Re-Assessment of Effects of Fire on Miombo Regeneration in the Zambian Copperbelt. *Journal of Tropical Ecology*. 4:361-372
13. Chidumayo, E.N. 1993. *Responses of miombo to harvesting: ecology and management*. Stockholm Environment Institute, Stockholm.

-
14. Chidumayo, E.N. 1997. *Miombo ecology and management: An introduction*. Stockholm Environment Institute: Stockholm.
 15. Chidumayo, E.N. 2004. Development of *Brachystegia-Julbernardia* woodland after clear-felling in central Zambia: Evidence for high resilience. *Applied Vegetation Science*. Vol. 7: 237-242.
 16. Clark, K. e Begg, C. .2010. *African wild dog and large carnivore survey: selous-niassa wildlife protection corridor*. Report n° 10. 25pp.
 17. Cochrane, M. A. e Ryan. K. C. 2009. Fire Ecology Fire and fire ecology: Concepts and principles. *In. Fire Ecology: Climate Change, Land Use and Ecosystem Dynamics*. Vol 10: 27-43.
 18. Cohen, J. A. 1960. Coeficient of Agreement for Nominal Scales. *Educational and Measurment*. Vol. XX (1): 37-46.
 19. Craig, G. C. 2009. *Aerial survey of wildlife in the Niassa reserve and adjacent areas* . Maputo, Moçambique.
 20. Cumming, D.H.M. 1982. The influence of large herbivores on savanna structure in Africa. *In Ecology of Tropical Savannas*. pp. 217-245.
 21. Cunliffe, R., Mandondo, A., Games, I., Ngarivhume, J. & Doré, D. 2009. *Reconciling conservation goals with agriculturally based livelihoods. A proposal for future development of the Niassa National Reserve and surrounding areas*. Imperial Tobacco Project, Harare, Zimbabwe.
 22. Davis, F. W. e Michaelsen J. 1995. Sensitivity of fire regime in chaparral ecosystems to global climate change. *In: Global Change and Mediterranean-Type Ecosystems*. Springer-Verlag, New York. pp435–456.
 23. Delarze, R., Caldelari, D., Hainard, P. (1992). Effects of fires on forest dynamics in Southern Switzerland. *Vegetation Science* 3: 55-60.
 24. Desanker, P.V., P.G.H. Frost, C.O. Frost, C.O. Justice, and R.J. Scholes. 1997. *The Miombo Network: Framework for a Terrestrial Transect Study of Land-Use and Land-Cover Change in the Miombo Ecosystems of Central Africa*. Report nr. 41. Stockholm, Sweden, 109 pp.
 25. Dewees, P. A., Campbell, B. M., Katerere, Y., Siteo, A., Cunningham, A. B., Angelsen, A. and Wunder, S. 2010. Managing the Miombo Woodlands of Southern Africa: Policies, Incentives and Options for the Rural Poor. *Journal of Natural Resources Policy Research*. 2: 1, 57 — 73
 26. Dublin,H.T.S.,Sinclair,A.R.E. e McGlade, J. 1990. Elephants and fires as causes of multiple stablestates in theSerenget-Mara woodlands. *Journal of Animal Ecology*. Vol 59 (3): 1147-1164.
 27. FAO, 2003. State of Forest and Tree Genetic Resources in Dry Zone Southern Africa Development Community Countries. *Forest Genetic Resources Working Papers*. Working Paper FGR/41E. Rome Italy.

-
28. FAO. 2007. *State of the world's forests 2007*. Rome, Italy. 141pp.
 29. FAO. 2008. *Water and the Rural Poor Interventions for improving livelihoods in sub-Saharan Africa*. Rome Italy.
 30. Frost, P. 1996. The ecology of miombo woodlands. in: *The Miombo in Transition: Woodlands and Welfare in Africa*. Indonesia. 11-57
 31. Gambiza, J., Campbell, B. M., Moe, S. R. e Frost, P. G.H. 2005. Fire behaviour in a semi-arid *Baikiaea plurijuga* savanna woodland on Kalahari sands in western Zimbabwe. *South African Journal of Science*. Vol. 101 (5): 239_244.
 32. Giglio, L. 2010. *MODIS Collection5ActiveFireProductUser'sGuide*. Version2.4 University of Maryland. 61pp
 33. Giglio, L., Kendall, J. D., e Justice, C. O. 1999. Evaluation of global fire detection algorithms using simulated AVHRR infrared data. *International Journal of Remote Sensing*. Vol. 20, 1947 – 1985.
 34. Govender, N., Trollope, W. S. W. e van Wilgen, B. W. 2006. The effect of fire season, fire frequency, rainfall and management on fire intensity in savanna vegetation in South Africa. *Journal of Applied Ecology*. Vol. 43: 748–758.
 35. Guy, P. R. 1981. Changes in the biomass and productivity of woodlands in the Sengwa wildlife research area, Zimbabwe. *Journal of Applied Ecology*. Vol. 18: 507-5 19
 36. Guyette, R. P., Muzika, I. R. M., e Dey, D. C. 2002. Dynamics of an Anthropogenic Fire Regime Ecosystem. *Ecosystems*. Vol 5: 472-486.
 37. Hely, C., Alleaume, S., Swap, R.J., Shugart, H.H. e Justice, C.O. 2003. SAFARI-2000 characterization of fuels, fire behavior, combustion completeness, and emissions from experimental burns in infertile grass savannas in western Zambia. In: *Journal of Arid Environments*. Vol. 54: 381–394.
 38. Higgins, S. I., Bond, W. J. e Trollope, W.W. 2000. Fire, resprouting and variability: a recipe for grass tree coexistence in savanna . *Journal of Ecology*. Vol. 88: 213-229.
 39. Hirsiger, E. 2012. *Implication of current land use for Miombo woodland and its management from different stakeholders perspectives. A case study from two timber concessions in Cabo Delgado, Northern Mozambique*. Master thesis. Centre for Development and Environment (CDE)- Faculty of science- University of Bern. Hallerstrasse- Switzerland. 82pp
 40. Holdo, R. M. 2007. Elephants, fire, and frost can determine community structure and composition in Kalahari woodlands. In *Ecological Applications*. Vol. 17(2): 558–568 2007

-
41. Holdo, R. M., Holt, R. e Fryxell, J. 2009. Grazers, browsers, and fire influence the extent and spatial pattern of tree cover in the Serengeti. *Ecological Applications*. Vol. 19(1): 95–109.
 42. INE, 2010a. *Projeções Anuais da População Total, Urbana e Rural, Moçambique (2007 – 2040)*. Portal do Instituto Nacional de Estatística. Maputo, Moçambique.
 43. IUCN/SSC. 2007. *Regional conservation strategy for the cheetah and African wild dog in East Africa*. IUCN, Gland, Switzerland.
 44. Justice C., Giglio L., Boschetti L., Roy D., Csiszar I., Morisette, J., e Kaufman, Y. 2006. *Algorithm Technical Background Document. MODIS fire products*. Version 2.3. 34pp.
 45. Justice, C.O., Giglio, L., Korontzi, S. Owens, J., Morisette J.T. e Roy, D. 2002. The MODIS fire products. *Remote Sensing of Environment*. Vol. 83: 244-262.
 46. Keeley, J.E.; Aplet, G.H.; Christensen, N.L.; Conard, S.C.; Johnson, E.A.; Omi, P.N.; Peterson, D.L.; Swetnam, T.W. 2009. *Ecological foundations for fire management in North American forest and shrubland ecosystems*. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-779. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 92 p.
 47. Kioko, J., KIRINGE, J. W. e SENO, S. O. 2012. Impacts of livestock grazing on savanna grassland in Kenya. *Journal of Arid Land*. Vol. 4(1): 29 – 35.
 48. Lea, C. e A. C. Curtis. 2010. *Thematic accuracy assessment procedures: National Park Service Vegetation Inventory*. Version 2.0. Natural Resource Report NPS/2010/NR R—2010/204. USA. 16pp
 49. Magadzire, N. 2013. *Reconstruction of a fire regime using MODIS burned area data: Charara Safari Area, Zimbabwe*. Tese de mestrado. Faculty of Science, Stellenbosch University. South Africa.
 50. Mapaure I. N. 2001. Small-Scale Variations in Species Composition of Miombo Woodland in Sengwa, Zimbabwe: The Influence of Edaphic Factors, Fire and Elephant Herbivory. *Systematics and Geography of Plants*, Vol. 71 (2): 935-947.
 51. Mapaure, I.N. e Campbell, B.M. 2002. Changes in miombo woodlands cover in and around Sengwa Wildlife Research Area, Zimbabwe, in relation to elephants and fire. *African Journal of Ecology*. Vol. 40: 212-219
 52. Ministério de Turismo (MITUR). 2013. *Moçambique, Província de Niassa*. Disponível em <http://www.mitur.gov.mz/potencial/niassa.htm> (consultado no dia 25/09/2013)
 53. Ministério do Turismo (MITUR). 2004. Plano de Maneio 2004-2008 Parque Nacional das Quirimbas
 54. Ministério para a Coordenação da Acção Ambiental (MICOA). 2000. *Estratégia e Plano de Acção para a Conservação da Diversidade Biológica de Moçambique*. Maputo, Moçambique
-

-
55. Ministério para a Coordenação da Acção Ambiental (MICOA). 2007. *Plano de acção para a prevenção e controlo às queimadas descontroladas 2008-2018*. Maputo. Moçambique
56. Mtui, D. e Smith, N.O. 2006. Impact of elephants (*Loxodonta africana*) on woody plants in Malolotja Nature Reserve, Swaziland. *African Journal of Ecology*. Vol. 44: 407–409
57. National Wildfire Coordinating Group (NWCG). 2012. *Glossary of Wildland Fire Terminology*. Disponível em: <http://www.nwcg.gov/pms/pubs/glossary/c.htm>, consultado em: 09/08/2013.
58. Overman, J. P. M., Witte, H. J. L. e Saldarriaga, J. G. 1994. Evaluation of regression models for above-ground biomass determination in Amazon Rain forest. *Journal of Tropical Ecology*. Vol. 10(2): 207–218.
59. Pereira J. M. C., Mota, B., Privette, J. L., Caylor, K. K., Silva, J. M. N., Sa A. C. L. e Ni-Meister, W. 2004. Simulation analysis of the detectability of understory burns in miombo woodlands. *Remote Sensing of Environment*. Vol. 93: 296–310.
60. Pereira, J. M. C. 2003. Remote Sensing of burned areas in tropical Savana. *International Journal of Wildland Fire*. Vol.12: 259-270.
61. Pereira, J. M.C. 2007. *Remote Sensing of Fire. Advanced Course on Remote sensing*. D4L1. Available on: <http://earth.esa.int/landtraining07/D4L1-Pereira.pdf>.
62. PNUD. 2012. *Indicadores Rápidos de Moçambique. Unidade de Análise de Políticas e Economia*. Maputo, Moçambique. Disponível em: <http://www.undp.org/mz/en/content/download/3173/14453/file/Indicadores%20R%C3%A1pidos%20de%20Mo%C3%A7ambique.pdf> (visitado em 6/2/2014).
63. Ribeiro, N. S., Matos, C. N., Moura, I. R., Allen, Robert A Washington Ribeiro, e A. I. 2013. Monitoring vegetation dynamics and carbon stock density in miombo woodlands. *Carbon Balance and Management*. Vol.8:11.
64. Ribeiro, N. S., Shugart, H. H., Allen, R. W. 2008. Ecological dynamics of miombo woodlands in relation to disturbances in northern Mozambique. *Journal of Forest Ecology and Management*.
65. Ribeiro, N. S., Shugart, H. H., Swap, R. J., Okin, G. S. 2007. Five-year period of fire regime in the miombo woodlands of Niassa reserve, Mozambique. *Journal of Forest Ecology and Management*.
66. Ribeiro, N. S., Shugart, H. H., Swap, R. J., Okin, G. S. 2009. The influence of rainfall, vegetation, elephants and people on fire frequency of miombo woodlands, northern Mozambique. *Journal of Forest Ecology and Management*. Vol. 255: 1626–1636
67. Rodgers, A., Salehe, J. e Howard, G. (1996) The biodiversity of miombo woodlands. In : *The Miombo In Transition: Woodlands And Welfare In Africa*. CIFOR. Indonesia. ISBN:979-8764-07-2.
68. Rosenqvist, A., Milne, A., Lucas, R., Imhoff, M. & Dobson, C. 2003. A review of remote sensing technology in support of the Kyoto Protocol. *Environmental Science & Policy*. Vol. 6: 441–455 pp.

-
69. Roy, D. e Boschetti, L. 2008. MODIS Collection 5 Burned Area Product MCD45 User's Guide Version 1.1, September
70. Russell G. Congalton and Kass. 2009. *Assessing the accuracy of remotely sensed data : principles and practices*. 2ª edição. 183pp.
71. Russell-Smith, J., Yates, C., Whitehead, P., Smith, R., Craig, R., Allan, G., Thackway, R., Frakes, I., Cridland, S., Meyer, M. & Gill, A.M. (2007) Bushres 'down under': patterns and implications of contemporary Australian landscape burning. In *International Journal of Wildland Fire*. Vol. 16: 361- 377
72. Ryan, CM e Williams, M 2011, How does fire intensity and frequency affect miombo woodland tree populations and biomass?. *Ecological Applications*. Vol. 21 (1): 48-60.
73. SADC, 2010; SADC Regional Fire Management Programme Document: Draft. 47p
74. Saito, K. 2001. *Flames. In: Forest fires behavior and ecological effect*. Academic Press A Harcourt Science and Technology Company. San Diego-California-USA. 92101-4495.
75. Sebukeera, C., Muramira, E., Momokama C., Elkholei A., Elbagouri, I., Masumbuko B. e Rabesahala, V. 2006. Forests and woodlands. in: *Africa environment outlook 2. Our environment, our wealth*. UNEP. ISBN: 92-807-2691-9
76. Shannon, G., Thaker, M., Vanak, A. T., Page, B. R., Grant, R. e Slotow, R. 2011. Relative Impacts of Elephant and Fire on Large Trees in a Savanna Ecosystem. *Ecosystems* , Vol. 14 (8): 1372-1381.
77. Shlisky, A. Waugh, J., Gonzalez, P., Gonzalez, M., Manta, M., et al. (2007) *Fire, ecosystems and people: Threats and strategies for global biodiversity conservation*.
78. Sileshi, g. e Mafongoya, P.L. 2005. The short-term impact of forest fire on soil invertebrates in the miombo. *Biodiversity & Conservation*. Vol. 15 (10): 3153-3160
79. Singh R. S. 1993. Effect of winter fire on primary productivity and nutrient concentration of a dry tropical savanna. *Plant Ecology*. Vol. 106: 63-71.
80. Skarpe, C., Aarrestad, P. A., Andreassen, H. P., Dhillion, S. S., Dimakatso, T., e Wegge, P. 2004. The Return of the Giants: Ecological Effects of an Increasing Elephant Population. *Royal Swedish Academy of Sciences*. Vol 33 (6): 276-282.
81. Smith, J. R., Yates, C., Whitehead, P., Smith, R., Craig, R., Allan, G., Thackway, R., Frakes, I., Cridland, S., Meyer, M. & Gill, A.M. 2007. Bushres down under: patterns and implications of contemporary Australian landscape burning. *International Journal of Wildland Fire*. Vol (16), 361-377.
82. Sociedade de Gestão da Reserva Nacional de Niassa (SGDRN). 2010. Bolentim informativo da Reserva Nacional de Niassa-Janeiro. *Lugenda*. Maputo, Moçambique.
-

-
83. Sociedade de Gestão da Reserva Nacional de Niassa (SGDRN). 2010a. Bolentim informativo da Reserva Nacional de Niassa-Outubro. *Lugenda*. Maputo, Moçambique.
84. Sociedade de Gestão e Desenvolvimento da Reserva de Niassa (SGDRN). 2005. Plano de manejo da Reserva nacional de Niassa. Maputo. 139pp
85. Sweet, J. 1998. *Livestock-coping with drought: namibia - a case study*. Northern regions livestock development project Tsumeb, Namibia. 32pp
86. Taylor, A. e skinner, C. 2003. Spatial patterns and controls on historical fire regimes and forest structure in the Klamath mountains. *Ecological Applications*. Vol.13(3): 704–719.
87. Timberlake, J., Chidumayo, E. e Sawadogo, L. 2010. Distribution and Characteristics of African Dry Forests and Woodlands. In: Chidumayo e Gumbo (eds), *The Dry Forests and Woodlands of Africa Managing for Products and Services* .
88. Timberlake, J., Golding, J. and Clarke, P. 2004. *Niassa Reserve Botanical Expedition June 2003. Prepared for Sociedade para a Gestão e Desenvolvimento da Reserva do Niassa, Mozambique*. Relatório não publicado disponível no escritório da SGDRN em Maputo, Moçambique.
89. Timberlake, J.R. e Childes, S.L. 2004. *Biodiversity of the Four Corners Area: Technical Reviews*. Harare, Zimbabwe. Vol. 2 (15): Chapters 5-15. ISBN 0-7974-2835-6
90. Trapnell, C. G. 1959. Ecological Results of Woodland and Burning Experiments in Northern Rhodesia. *The Journal of Ecology*. Vol. 47(1): 129-168.
91. van Wilgen, B.W., Govender, N., Biggs, H.C., Ntsala, D. e Funda, X.N. 2004. Response of savanna fire regimes to changing fire-management policies in a large African national park. *Conservation Biology*. Vol.18: 1533-1540.
92. vanLangevelde, F., vanDevijver, L. A. D. M., Kumar, L., PRINS, H. H. T. Effects of fire and herbivory on the stability of savanna ecosystems. *Ecology*. Vol. 84(2): 337–350.
93. Vaz (em preparação). *Avaliação do impacto da extracção do mel na vegetação de miombo na Reserva Nacional do Niassa*. Maputo.
94. Williams R.J., Bradstock, R. A., Cary G. J., Enright, N.J., Gill, A. M., Liedloff, A. C., Lucas, C. Whelan, R. J., Andersen, A. N., Bowman, D. M. J. S., Clarke, P. J., Cook, G. D., Hennessy, K. J., e York, A. 2009. *Interactions between climate change, fire regimes and biodiversity in Australia- a preliminary assessment*. Report to the Department of Climate Change and Department of Environment , Water, Heritage and Arts, Canberra.
95. Wittkuhn, R.S. e T. Hamilton. 2010. Using fire history data to map temporal sequences of fire return intervals and seasons. *Fire Ecology* . Vol. 6(2): 97-114.
-

-
96. Woolley, L. A., Millsaugh, J. J., Woods, R.J., van Rensburg, S. J., Mackey, R. L. *et al.* 2008. Population and Individual Elephant Response to a Catastrophic Fire in Pilanesberg National Park. *PLoS ONE*. Vol. 3(9): e3233. doi:10.1371/journal.pone.0003233.
 97. World Wide Fund For Nature (WWF). 2012. *Miombo Eco-region Report "Home of the Zambezi" Conservation Strategy: 2011-202*. Harare. 36p.
 98. Yanda, P. Z. 2010. Impact of small scale tobacco growing on the spatial and temporal distribution of Miombo woodlands in Western Tanzania. *Journal of Ecology and the Natural Environment*. Vol. 2(1):010-016
 99. Zolho, R. 2005. *Effect of Fire Frequency on the Regeneration of Miombo Woodland in Nhambita, Mozambique*. Master of Science Dissertation. University of Edinburgh. Scotland –UK

8 Anexos

